

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 1 Juli 2013



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

J. Tek. Peng. Lim.	Vol. 16	No. 1	Hal. 1-90	Jakarta Juli 2013	ISSN 1410-9565
--------------------	---------	-------	-----------	----------------------	----------------

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH
Volume 16 Nomor 1 Juli 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. Heny Suseno, M.Si. (PTLR BATAN)
Dr. Budi Setiawan, M.Eng. (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 1 Juli 2013

Pengantar Redaksi

Puji syukur ke hadirat Allah Yang Maha Esa atas terbitnya Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah, Volume 16 Nomor 1, Juli 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 budaya keselamatan, karakterisasi gelas limbah, bioakumulasi metil merkuri, pengukuran CTD, survey lingkungan kelautan, radionuklida antropogenik, faktor koreksi *self attenuation*, pengolahan limbah air pendingin reaktor nuklir, demo disposal, limbah cair industri batik, serta pengelolaan berbagai jenis limbah radioaktif dari instalasi produksi radioisotop.

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, Juli 2013

JURNAL TEKNOLOGI PENGELOLAAN LIMBAH Volume 16 Nomor 1 Juli 2013

Daftar Isi

Johnny Situmorang: Evaluasi Budaya Keselamatan untuk Prioritas Pentingnya Karakteristik/Atribut pada Instalasi Nuklir dengan Teknik AHP (*Analytic Hierarchy Process*) (1-12)

Aisyah: Karakterisasi Gelas Limbah Hasil Vitrivikasi Limbah Cair Tingkat Tinggi (13-22)

Heny Suseno: Bioakumulasi ^{137}Cs oleh Siput Air Tawar (*Pila Ampullacea*) Melalui Jalur Air: Pengaruh pH Perairan dan Ukuran Biota Terhadap Biokinetika ^{137}Cs (23-30)

Oktri Mila, Budi Setiawan, Safni: Interaksi Radiostronsium dengan Tanah Calon Tapak Fasilitas Demo Disposal di Serpong (31-36)

Budiawan: Studi Bioakumulasi Metil Merkuri pada *Perna Viridis* dan *Anadara Indica* Menggunakan Radiotracer (37-44)

Ikhsan Budi Wahyono: Pengukuran CTD di Perairan Laut Indonesia Bagian Timur dalam Rangka Memprediksi Masuknya Radionuklida ke Perairan Laut Nusantara (45-50)

Siti Alimah, Erlan Dewita: Aspek Ekonomi Pengolahan Konsentrat Desalinasi Nuklir (51-62)

Okviyoandra Akhyar, Heny Suseno, Safni: Pemantauan Radionuklida Antropogenik di Kawasan Pesisir Pantai Sumatera Barat (63-68)

Haikal Sofyan Arif, dkk: Kombinasi Biosorben Sargasum dan Arang Sekam Padi untuk Limbah Cair Industri Batik dengan Strategi Regenerasi Air Limbah (69-76)

Wati: Pengelolaan Berbagai Jenis Limbah Radioaktif dari Instalasi Produksi Radioisotop (77-84)

Murdahayu Makmur: Penentuan Nilai Koefisien Didtribusi (K_d) $^{239,240}\text{Pu}$ pada Perairan Laut Bangka Selatan (85-90)

EVALUASI BUDAYA KESELAMATAN UNTUK PRIORITISASI PENTINGNYA KARAKTERISTIK/ATRIBUT PADA INSTALASI NUKLIR DENGAN TEKNIK AHP (*ANALYTIC HIERARCHY PROCESS*)

Johnny Situmorang

Kelompok Ergonomi dan Budaya Keselamatan,
Bidang Pengembangan Teknologi Keselamatan Nuklir, PTRKN-BATAN
Telp.: 021.7560912, Fax: 021.7560913, E-mail: situmora@batan.go.id

ABSTRAK

EVALUASI BUDAYA KESELAMATAN UNTUK PRIORITISASI PENTINGNYA KARAKTERISTIK/ATRIBUT PADA INSTALASI NUKLIR DENGAN TEKNIK AHP (*ANALYTIC HIERARCHY PROCESS*). Telah dilakukan pengembangan evaluasi budaya keselamatan berbasis sistem skor dengan teknik AHP. Teknik AHP digunakan untuk menyusun karakteristik dan atribut budaya keselamatan dalam bentuk susunan hirarki arti pentingnya sedemikian sehingga peningkatan kinerja dapat dilakukan lebih efisien dan efektif. Sesuai dengan hirarki yang diperoleh sistem skor dibentuk melalui pembobotan berdasarkan nilai eigen dalam vektor eigen pada AHP. Sebagai hasil diperoleh tingkat prioritas karakteristik dan atau atribut budaya keselamatan pada instalasi nuklir dengan susunan hirarki untuk karakteristik berturut-turut adalah Keselamatan sebagai Nilai, Kepemimpinan, Akuntabilitas, Penggerak, dan Integritas. Sistem skor yang dikembangkan dapat digunakan lebih mudah dan praktis untuk mengetahui tingkat implementasi budaya keselamatan. Berdasarkan data yang dinyatakan signifikan dengan tingkat signifikansi 0,000 dan tingkat keandalan 0,952 diperoleh bahwa instalasi nuklir yang ditinjau telah menyelenggarakan keselamatan dengan implementasi budaya keselamatan pada peringkat **C** (Skor: 534 s.d. 666) dengan skor 630,07 dan skala Likert 3.830. Ini menunjukkan bahwa instalasi nuklir tersebut mempunyai kinerja keselamatan untuk implementasi budaya keselamatan di bawah yang diekspektasikan walaupun keselamatan sudah menjadi tujuan organisasi.

Kata kunci: Kinerja keselamatan, Budaya Keselamatan, Sistem skor, AHP

ABSTRACT

SAFETY CULTURE EVALUATION FOR PRIOTIZATING THE CHARACTERISTICS AND ATTRIBUTES OF ANY NUCLEAR INSTALATION BY AHP TECHNIQUE. *Evaluation development has been carried out based on scoring system by AHP technique. AHP technique is used to arrange the characteristics and or attributes of safety culture within the hierarchical importance measures such that improvement of safety culture implementation can be performed efficiently and effectively. Based on the obtained hierarchycal arrangements, scoring system has been developed by weighting the characteristics and or attributes of safety culture based on eigen value of eigen vector within AHP. Study is conducted by surveying with questionnaire technique in an nuclear installation. Based on collected data which had been test, it is significant with the significance level 0000 and reliability level 0.982 the hierarchycal priority appropriately are Safety as Value, Leaderships, Accuntability, Driving, Integration gave and also established that safety culture implementation in that nuclear installation lie on Level C (Scores: 534 us to 666) with scores is 630.07 and 3.830 Likert scal. Its meant that that safety performance for safety culture implementation is not reached the expectation yet eventhought the safety has established as a goal.*

Keywords: Safety Performance, Safety Culture, Scoring System, AHP

PENDAHULUAN

Implementasi budaya keselamatan sangat dipengaruhi oleh organisasi dan kegiatan didalamnya yang satu dengan lainnya dapat saling mempengaruhi dan bersama-sama mempengaruhi kinerja penyelenggaraan keselamatan dan bahkan kinerja organisasi secara keseluruhan. Tentu saja hal tersebut disebabkan oleh berbagai faktor termasuk yang tidak secara langsung berkaitan dengan penyelenggaraan keselamatan. Efisiensi dan efektivitas penyelenggaraan keselamatan umumnya hanya dapat dicapai melalui pendekatan sistematis terhadap perencanaan, supervisi dan pengendalian, dan evaluasi kegiatan secara berkelanjutan. Dengan alasan ini prioritas hal yang mempengaruhi pencapaian secara efisien dan efektif perlu dilakukan, dan secara khusus adalah dalam implementasi budaya keselamatan.

Mengacu pada pendekatan IAEA tentang budaya keselamatan dengan lima karakteristik yang selanjutnya setiap karakteristik dirinci ke bagian atribut, dijelaskan bahwa implementasi tidak senantiasa harus dilaksanakan serta merta dengan penekanan satu persatu setiap karakteristik dan bahkan setiap atribut [1]. Untuk itu diperlukan prioritas terhadap arti penting satu karakteristik dan atau atribut pada kondisi implementasi berlangsung dapat lebih mempengaruhi efisiensi dan efektivitas dibanding satu lainnya [2].

Arti penting karakteristik dan atributnya diurutkan sebagai prioritas dengan pendekatan teknik proses hierarki analitis AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Teknik ini menggunakan ekspresi verbal dan numerik yang menyatakan arti penting relatif suatu karakteristik dan atau atribut satu terhadap lainnya berdasarkan skala yang dikembangkan oleh Saaty dengan metoda berpasangan. Setiap pasangan alternatif disusun dalam matriks dengan vektor eigen berdasarkan bobot seluruh alternatif yang normalisasinya akan menunjukkan arti pentingnya karakteristik dan atau atribut yang bersesuaian dan bobotnya sama dengan nilai eigen masing-masing [3].

Sebagai hasil diperoleh hirarki arti penting dan bobotnya untuk setiap karakteristik serta setiap atribut untuk masing-masing karakteristik yang bersesuaian. Sistem skor dikembangkan berdasarkan hirarki tersebut dengan jumlah skor tertinggi sebesar 1000 untuk implementasi budaya keselamatan yang terbaik, dan disusun dalam bentuk peringkat mulai dari terbaik hingga terburuk sebagai peringkat A, B, C, D, dan E. Selain digunakan langsung untuk instalasi nuklir yang sedang dievaluasi, diharapkan sistem skor yang terbentuk dapat digunakan untuk menentukan kondisi implementasi budaya keselamatan yang sedang berlangsung pada instalasi nuklir lainnya atau industri pada umumnya. Penerapannya digunakan untuk evaluasi budaya keselamatan salah satu instalasi nuklir.

METODOLOGI

Teknik AHP merupakan metode pengambilan keputusan multi kriteria dengan menggunakan skala ordinal alternatif pasangan berdasarkan skala yang dikembangkan oleh Saaty (1990). Dengan metode ini diharapkan dapat ditentukan bahwa arti penting satu karakteristik dan atau atribut relatif terhadap satu lainnya. Setiap pasangan alternatif dipertimbangkan melalui tanggapan dengan skala numerik ataupun verbal (linguistik) sesuai dengan skala yang dikenalkan oleh Saaty, Tabel 1. [3, 4]

Tabel 1. Skala numerik dan verbal dari Saaty [3]

Skala Numerik	Skala Verbal	Penjelasan
1.0	Sama penting	Keduanya berkontribusi sama
3.0	Ratarata Lebih Penting	Pengalaman dan pengaturan yang satu ratarata lebih dari yang lain.
5.0	Sungguh Lebih Penting	Yang satu sungguh lebih dipentingkan dari yang lain
7.0	Sangat Lebih Penting	Yang satu sangat lebih dipentingkan dari yang lainnya
9.0	Mutlak Lebih Penting	Yang satu mutlak lebih penting dari yang lainnya
2.0, 4.0, 6.0, 8.0	Nilai rata antara dua skala berdekatan	Digunakan untuk kompromi nilai antara dua pengaturan.

Tanggapan direkam dalam matriks yang menggambarkan himpunan persamaan yang dapat diselesaikan dengan prinsip vektor eigen. Eigen vektor akan memberikan bobot ternormalisasi yang dihitung secara langsung sebagai rasio arti penting untuk seluruh alternatif yang digunakan sebagai faktor untuk menunjukkan tingkat korelasi antara efek masing-masing atribut dengan karakteristik dan sesama karakteristik yaitu a, b, c, d, dan e yang dinyatakan dalam Tabel 2.

Tabel 2. Matriks untuk 5 komponen a, b, c, d, dan e

$\frac{a}{a} = 1$	$\frac{b}{a} =$	$\frac{c}{a} =$	$\frac{d}{a} =$	$\frac{e}{a} =$
$\frac{a}{b} =$	$\frac{b}{b} = 1$	$\frac{c}{b} =$	$\frac{d}{b} =$	$\frac{e}{b} =$
$\frac{a}{c} =$	$\frac{b}{c} =$	$\frac{c}{c} = 1$	$\frac{d}{c} =$	$\frac{e}{c} =$
$\frac{a}{d} =$	$\frac{b}{d} =$	$\frac{c}{d} =$	$\frac{d}{d} = 1$	$\frac{e}{d} =$
$\frac{a}{e} =$	$\frac{b}{e} =$	$\frac{c}{e} =$	$\frac{d}{e} =$	$\frac{e}{e} = 1$

Perhitungan dilakukan dengan penetapan matrik bujur sangkar $n \times n$ $A=(a_{ij})$ dengan entri a_{ij} adalah perbandingan karakteristik atau atribut i dengan karakteristik atau atribut j dan juga berlaku bahwa $a_{ij}= 1/a_{ji}$ untuk $i \neq j$ dan $a_{ii}=1$ untuk seluruh i,. Untuk perhitungan ini $Aw=\lambda w$ dengan w adalah matrik sebagai vektor eigen dan λ adalah nilai eigen. Vektor eigen dihitung dengan akar ke-n perkalian entri setiap baris vektor eigen yang kemudian dinormalisasi untuk menghasilkan $Aw=\lambda_{maks}W$ dimana $\lambda_{maks} \geq n$ digunakan untuk memverifikasi konsistensi matriks melalui indeks konsistensi (CI = *consistency index*) dan rasio konsistensi (CR = *consistency ratio*) yang dirumuskan sebagai berikut [3]:

$$CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \tag{1}$$

$$CR = \frac{CI}{RI}, \text{ untuk dapat terima } \leq 0,1 \tag{2}$$

dengan:

n = orde

RI = Indeks Acak (Random consistency Index), yang diperoleh dari Tabel 3

Tabel 3. Indeks Acak, Saaty [3]

Orde	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Studi ini dilakukan berbasis budaya keselamatan yang telah dikenalkan oleh IAEA [1]. Budaya keselamatan dikarakterisasi oleh lima karakteristik dan setiap karakteristik dirinci menjadi beberapa atribut, dengan total atribut 37, Tabel 4.

Tabel 4. Pernyataan tentang budaya keselamatan

No.	KARAKTERISTIK
a	Keselamatan sebagai nilai yang dikenali dengan jelas (KESELAMATAN), dirinci dengan 6 atribut
b	Kepemimpinan terhadap keselamatan adalah jelas (KEPEMIMPINAN), dirinci dengan 10 atribut
c	Pertanggungjawaban keselamatan adalah jelas (AKUNTABILITAS), dirinci dengan 5 atribut
d	Keselamatan terintegrasi ke seluruh kegiatan (INTEGRASI), dirinci dengan 9 atribut
e	Keselamatan adalah gerakan pembelajar (PENGERAK), dirinci dengan 7 atribut

Penentuan skor dilakukan berdasarkan urutan prioritas yang diperoleh bersesuaian untuk karakteristik dan atribut. Nilai eigen diasumsikan sebagai indeks untuk perhitungan bobot. Bobot ditentukan berdasarkan tanggapan atas keseluruhan atribut untuk karakteristik yang bersesuaian berdasarkan skala Likert. Jumlah skor untuk seluruh atribut ditetapkan 1000. Klasifikasi skor disusun menurut pengertian: 'buruk' untuk yang belum dipertimbangkan sama sekali; 'kurang' untuk yang telah dipertimbangkan secara reaktif; 'cukup' untuk yang telah dipertimbangkan, lalu dibuatkan prosedur pelaksanaannya, yang kemudian diterapkan; 'baik' untuk yang dilaksanakan dan memandang perlu melakukan perbaikan sistem; 'baik sekali' untuk yang telah terintegrasi dalam budaya organisasi dan menunjukkan tren peningkatan berkelanjutan.

Hasil evaluasi keseluruhan dinyatakan sebagai pernyataan kualitatif melalui pemeringkatan berdasarkan interval skor sebagai berikut..

- **Peringkat A** (skor : 834 s.d. 1000)
 Dalam peringkat ini instalasi atau fasilitas nuklir mempunyai kinerja keselamatan di atas ketentuan yang disyaratkan. Topik atau program kajian memenuhi dan secara konsisten melebihi persyaratan dan ekspektasi kinerja. Kinerja sifatnya tetap atau terus meningkat. Setiap permasalahan atau persoalan yang meningkat/timbul harus dan dapat diselesaikan dengan cepat, sehingga persoalan ini tidak menyebabkan risiko terhadap kesehatan, keselamatan, lingkungan, atau kepatuhan dengan persyaratan keselamatan.
- **Peringkat B** (Skor : 667 s.d. 833)
 Dalam peringkat ini instalasi atau fasilitas nuklir mempunyai kinerja keselamatan sesuai dengan ketentuan yang disyaratkan. Topik atau program asesmen sesuai dengan kandungan atau tujuan dari persyaratan dan ekspektasi kinerja. Deviasi yang terjadi hanyalah deviasi yang minor dari persyaratan atau ekspektasi dari desain dan atau pelaksanaan program, tetapi deviasi tersebut tidak menyebabkan risiko terhadap kesehatan, keselamatan, keamanan, lingkungan, atau kepatuhan dengan persyaratan keselamatan
- **Peringkat C** (Skor : 534 s.d. 666)
 Dalam peringkat ini instalasi atau fasilitas nuklir mempunyai kinerja keselamatan di bawah ketentuan yang disyaratkan. Kinerja mengalami perubahan dan jatuh di bawah yang diekspektasikan, atau topik atau program asesmen mengalami deviasi dari kandungan atau tujuan dari persyaratan. Deviasi tersebut akan menyebabkan risiko terhadap kesehatan, keselamatan, keamanan, lingkungan, atau kepatuhan dengan persyaratan yang ada. Walaupun risiko tersebut masih rendah, perbaikan kinerja atau program diperlukan untuk mengatasinya, sehingga pemegang ijin harus segera mengambil tindakan perbaikan.
- **Peringkat D** (Skor : 400 s.d. 533)
 Topik atau program penilaian diri secara signifikan berada di bawah persyaratan atau dari bukti di lapangan kinerja keselamatannya rendah. Batas keselamatan dapat dikompromikan. Bila tidak ada tindakan perbaikan, maka kemungkinan besar akan menimbulkan ketidakefisienan dan berlanjut menimbulkan risiko terhadap kesehatan, keselamatan, keamanan, lingkungan, atau kepatuhan dengan persyaratan yang ada.
- **Peringkat E** (Skor : 0 s.d. 400)
 Bukti adanya ketidakefisienan, ketidakcukupan, tidak adanya kendali/kontrol terhadap topik atau program. Ini mengakibatkan sangat besarnya terjadinya risiko terhadap kesehatan, keselamatan, lingkungan. Pemenuhan persyaratan keselamatan sama sekali tidak dilakukan. Respon yang cepat dan tepat dari Badan Pengawas sangat diperlukan, dimana tindakan hukum harus diterapkan (tindakan penahanan atau pencabutan ijin dari pemegang ijin).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Analisis statistik dilakukan terhadap data survei dengan teknik kuesioner yang dibagikan kepada 27 responden. Kuesioner dengan skala Likert terdiri 37 item (yaitu atribut budaya keselamatan yang dimaksudkan dari kelima karakteristik budaya keselamatan) sedangkan untuk kuesioner skala ordinal alternatif pasangan selain untuk setiap karakteristik juga diberikan untuk setiap atribut pada masing-masing karakteristik yang bersesuaian. Dari hasil pengecekan yang dinyatakan memenuhi kesesuaian atau valid sebanyak 25 dan hanya 2 (atau 7,4%) dinyatakan tidak valid dan kemudian dikeluarkan untuk perhitungan selanjutnya. Hasil uji statistik menunjukkan bahwa tingkat keandalan data tersebut adalah koefisien Alpha Cronbach normal adalah sebesar 0,951 sedangkan koefisien Alpha Cronbach berbasis item terstandarisasi adalah sebesar 0,952 yang menyatakan bahwa data adalah andal dengan rata-rata skala 142,36, variansi 295,657, dan standar deviasi 17,195. Lebih lanjut uji signifikansi dilakukan dengan uji Tukey untuk nonadditivitas dinyatakan bahwa data adalah signifikan, Tabel 5.

Tabel 5. Uji Tukey's untuk Nonadditivitas

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig
<i>Between People</i>	191.777	24	7.991		
<i>Within Between Items</i>	34.387	36	.955	82.369	.000
<i>People Residual Nonadditivity</i>	.109 ^a	1	.109	.276	.599
<i>Balance</i>	341.233	863	.395		
<i>Total</i>	341.343	864	.395		
<i>Total</i>	375.730	900	.417		
<i>Total</i>	567.507	924	.614		

Grand Mean = 3.85

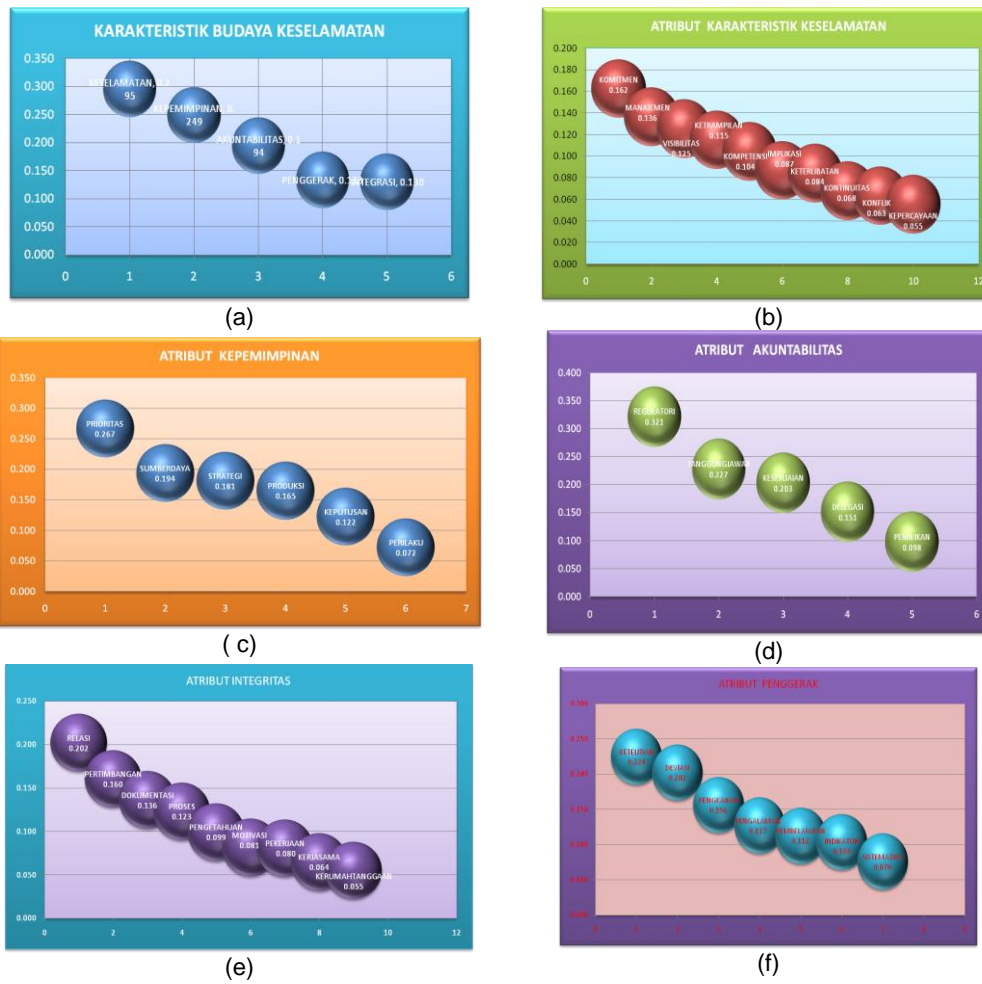
a. *Tukey's estimate of power to which observations must be raised to achieve additivity* = 1.476.

Hasil perhitungan nilai eigen yang diperoleh untuk karakteristik diberikan pada Tabel 6. Dari metode perhitungan yang sama untuk keseluruhan 37 atribut budaya keselamatan dari lima karakteristik yang bersesuaian maka nilai eigen yang diperoleh disusun ke dalam bentuk gambar yaitu Gambar 1, dan secara diagram hieraki pada Gambar 2.

Tabel 6. Tabel nilai eigen karakteristik budaya keselamatan

No.	KARAKTERISTIK	Nilai Eigen
a	Keselamatan sebagai nilai yang dikenali dengan jelas (KESELAMATAN)	0.295
b	Kepemimpinan terhadap keselamatan adalah jelas (KEPEMIMPINAN)	0.249
c	Pertanggungjawaban keselamatan adalah jelas (AKUNTABILITAS)	0.194
d	Keselamatan terintegrasi ke seluruh kegiatan (INTEGRASI)	0.130
e	Keselamatan adalah gerakan pembelajar (PENGGERAK)	0.133

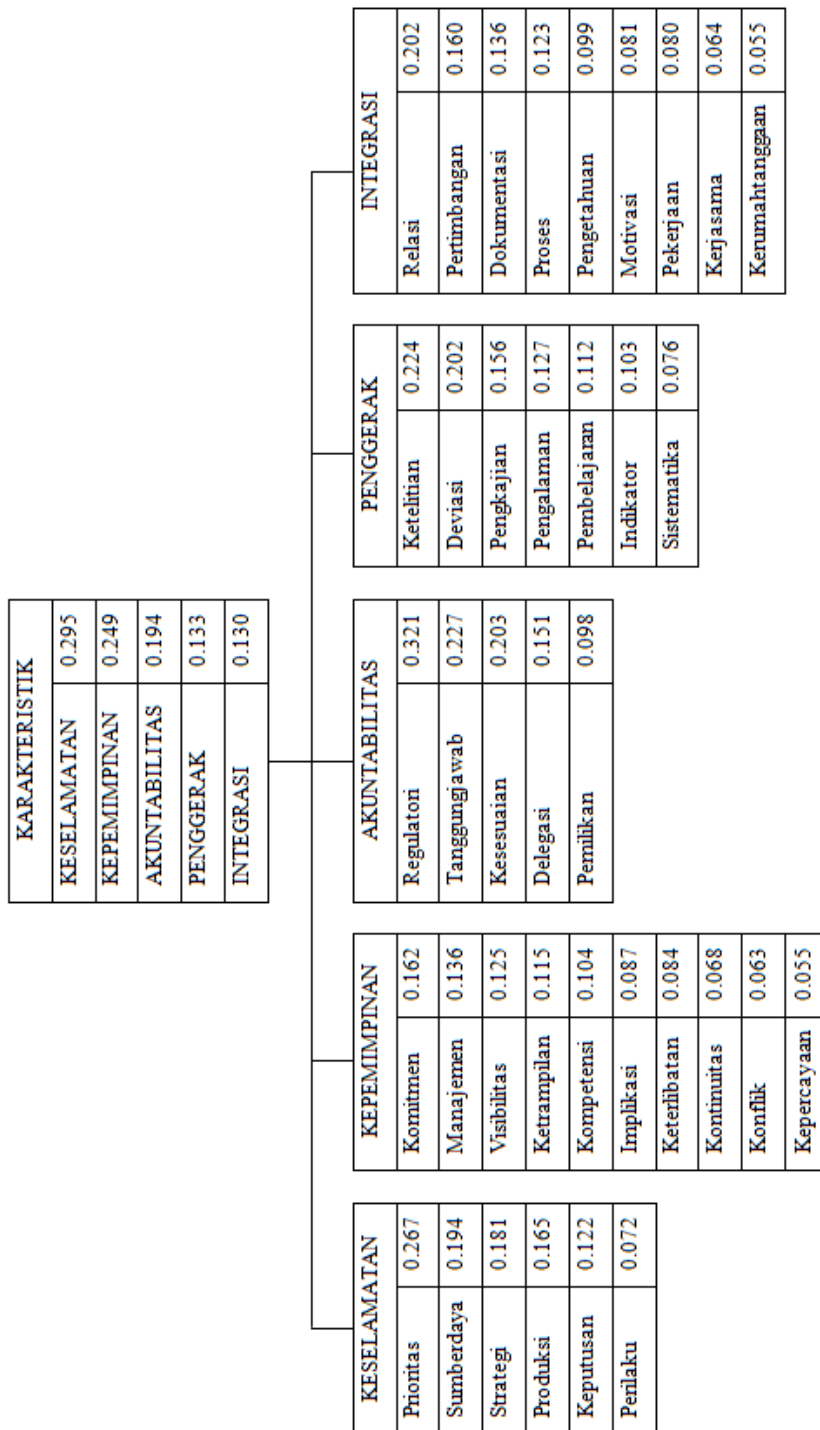
Hasil analisis terhadap nilai eigen yang diperoleh di atas menunjukkan susunan hirarki prioritas untuk karakteristik secara berurutan dari urutan arti penting tertinggi hingga terendah adalah karakteristik: keselamatan, kepemimpinan, akuntabilitas, penggerak, dan integrasi. Untuk atribut pada setiap karakteristik digambarkan sesuai dengan urutan arti penting tertinggi ke terendah, misalnya untuk karakteristik keselamatan maka urutan arti penting atribut dimaksud berurutan adalah: prioritas, sumberdaya, strategi, produksi, keputusan, dan perilaku. Sedangkan untuk atribut dengan arti penting tertinggi pada masing-masing karakteristik, jika disusun sesuai dengan urutan arti penting karakteristik, maka urutannya adalah: prioritas, komitmen, regulatori, ketelitian, dan relasi, lihat Gambar 2.



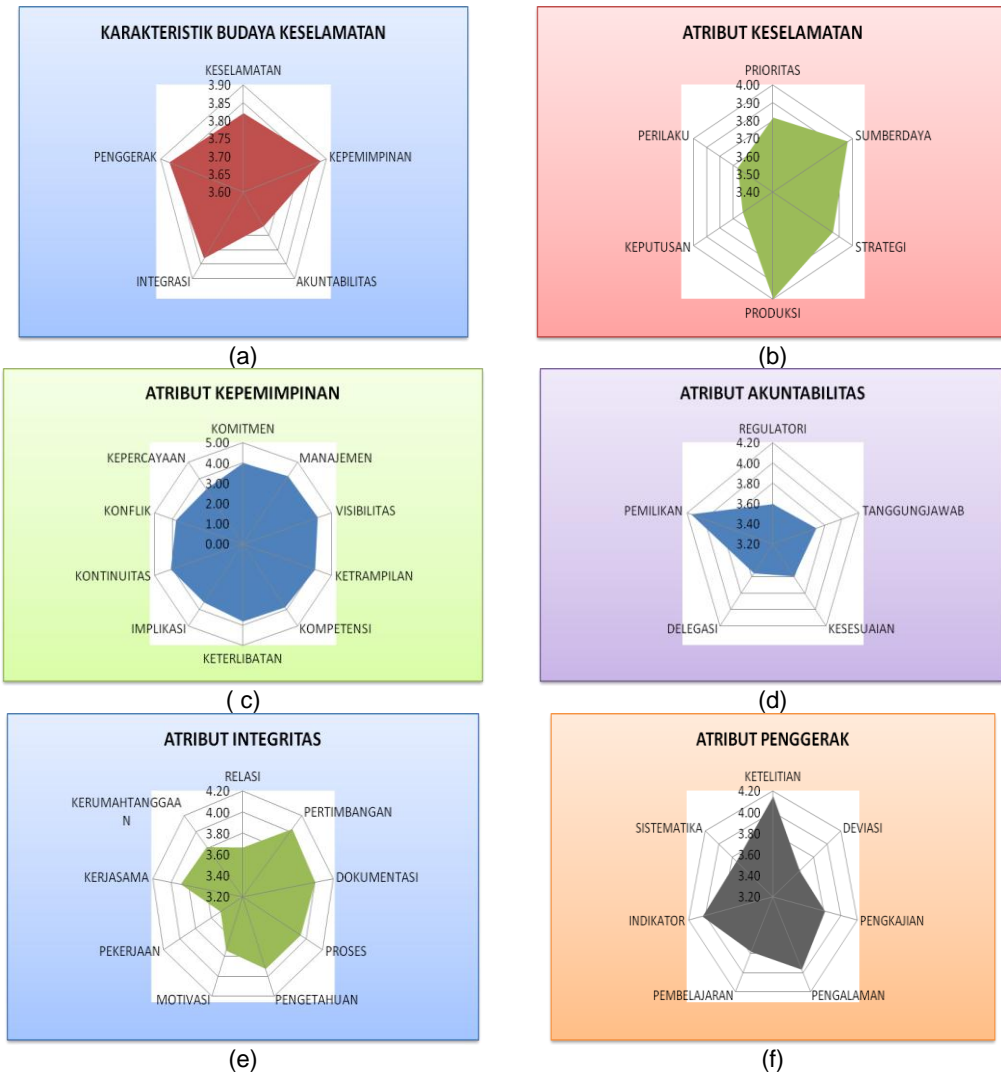
Gambar 1. Nilai eigen karakteristik dan atribut

Gambar 3 menjelaskan kondisi dan keadaan implementasi budaya keselamatan dengan pertimbangan nilai skala Likert yang bersesuaian untuk lima karakteristik yaitu keselamatan, kepemimpinan, akuntabilitas, integritas, dan penggerak. Gambar ini menunjukkan susunan peringkat adalah kepemimpinan, penggerak, integritas, keselamatan, dan akuntabilitas. Sedangkan untuk tingkat atribut, susunan peringkat atribut yang tertinggi bersesuaian dengan urutan peringkat karakteristik adalah susunan urutan peringkat menurut atribut visibilitas, ketelitian, pertimbangan, produksi, dan pemilihan.

Komparasi urutan hirarki antara arti penting dengan implementasi, sesuai dengan yang digambarkan Gambar 2 dan 3, maka hasilnya adalah tidak sama. Dengan perkataan lain dapat dinyatakan bahwa implementasi tidak senantiasa berdasarkan arti penting suatu karakteristik yang mendukung keefektifan implementasi budaya keselamatan. Hal ini akan sangat menentukan dalam penumbuh-kembangan budaya keselamatan sesuai dengan maksud dan tujuan sistem manajemen keselamatan. Seyogyanya sistem manajemen keselamatan melaksanakan implementasi budaya keselamatan berdasarkan tingkat prioritas sehingga penumbuhkembangan dapat terselenggara dengan efisien dan efektif.



Gambar 2. Hirarki prioritas karakteristik dan atribut



Gambar 3. Keadaan implementasi budaya keselamatan

Sesuai dengan penetapan awal ditentukan bahwa skor tertinggi adalah 1000 yang ditetapkan sebagai total skor pada peringkat baik sekali. Sementara itu bahwa untuk suatu instalasi nuklir yang telah ada dengan konsekuensi pasti implementasi budaya keselamatan telah berlangsung, dipertimbangkan telah paling tidak mempunyai nilai terendah maka kemudian ditetapkan sebagai skor pada peringkat buruk. Dengan penetapan nilai-nilai demikian terhadap kemungkinan implementasi budaya keselamatan dengan nilai eigen dari teknik AHP yang digambarkan pada Gambar 1 dan 2 digunakan sebagai bobot dalam penentuan skor, maka susunan skor untuk keseluruhan karakteristik dan atribut budaya keselamatan dapat ditetapkan sebagai tersusun dalam Tabel 7.

Tabel 7. Skor karakteristik dan atribut budaya keselamatan

No	Karakteristik dan Atribut	Skor				
		Buruk	Kurang	Cukup	Baik	Baik sekali
I	Keselamatan sebagai nilai yang diakui dan dipahami					
	1. Keselamatan merupakan prioritas tertinggi, ditunjukkan dalam dokumentasi, komunikasi dan pengambilan keputusan.	4	13	26	43	65
	2. Keselamatan adalah pertimbangan utama dalam alokasi sumber daya	3	9	19	31	47
	3. Strategi keselamatan tercermin dalam rencana kerja organisasi.	3	9	18	29	44
	4. Individu yakin bahwa keselamatan dan hasil kegiatan berjalan beriringan	3	8	16	27	40
	5. Pendekatan jangka panjang untuk proaktif dan isu-isu keselamatan ditunjukkan dalam pengambilan keputusan	2	6	12	20	30
	6. Perilaku sosial sadar akan Keselamatan dan diterima/ didukung (baik secara formal dan informal)	1	3	7	12	17
II	Kepemimpinan Dalam Keselamatan					
	7. Manajer berkomitmen terhadap keselamatan dengan jelas	4	11	22	36	54
	8. Komitmen terhadap keselamatan adalah jelas pada semua tingkatan manajemen	3	9	18	30	45
	9. Terdapat kepemimpinan kegiatan terkait dengan keselamatan dengan melibatkan tingkatan manajemen	3	8	17	28	42
	10. Keterampilan kepemimpinan secara sistematis dikembangkan / ditingkatkan	3	8	15	26	38
	11. Manajemen memastikan bahwa terdapat individu yang cukup berkompentensi	2	7	14	23	35
	12. Manajemen berusaha melibatkan peran aktif individu dalam meningkatkan keselamatan	2	6	11	19	28
	13. Dalam proses perubahan manajemen implikasi keselamatan dipertimbangkan	2	6	12	19	29
	14. Manajemen menunjukkan upaya terus menerus dalam keterbukaan dan mengkomunikasikan ke semua tingkatan dengan baik	2	5	9	15	23
	15. Manajemen memiliki kemampuan untuk menyelesaikan konflik yang ada	1	4	8	14	21
	16. Hubungan antara manajer dan	1	4	7	12	18

No	Karakteristik dan Atribut	Skor				
		Buruk	Kurang	Cukup	Baik	Baik sekali
	individu dibangun atas dasar kepercayaan					
III	Akuntabilitas Keselamatan					
	17. Terdapat hubungan yang sesuai dengan badan pengawas, yang menjamin bahwa akuntabilitas keselamatan tetap dengan lisensi	3	9	18	29	44
	18. Peran dan tanggung jawab secara jelas didefinisikan dan dipahami	2	6	12	21	31
	19. Terdapat tingkat kepatuhan yang tinggi terhadap peraturan dan prosedur	2	6	11	19	28
	20. Manajemen mendelegasikan tanggung jawab secara otoritas yang tepat untuk mewujudkan akuntabilitas yang jelas	1	4	8	14	21
	21. Kepemilikan' untuk keselamatan jelas pada semua tingkat organisasi dan individu.	1	3	5	9	13
IV	Keselamatan Terintegrasi					
	22. Kepercayaan meresap pada organisasi	2	6	13	22	32
	23. Pertimbangan untuk semua jenis keselamatan, termasuk keselamatan industri dan keselamatan lingkungan terbukti	2	5	10	17	26
	24. Kualitas yang baik terhadap dokumentasi dan prosedur	1	4	9	15	22
	25. Kualitas proses yang baik, mulai dari perencanaan sampai pada pelaksanaan dan review.	1	4	8	13	20
	26. Individu memiliki pengetahuan yang diperlukan dan pemahaman tentang proses kerja	1	3	6	11	16
	27. Terdapat anggapan terhadap Faktor yang mempengaruhi motivasi kerja dan kepuasan kerja	1	3	5	9	13
	28. Terdapat Kondisi kerja yang baik pada kondisi tekanan waktu, beban kerja dan stres	1	3	5	9	13
	29. Terdapat Kerja sama lintas interdisipliner dan fungsional dan kerja sama tim	1	2	4	7	10
	30. <i>Housekeeping</i> dan kondisi-kondisi material mencerminkan komitmen yang tinggi	1	2	4	6	9
V	Keselamatan merupakan penggerak pembelajaran					
	31. Sikap mempertanyakan berlaku di semua tingkat organisasi	2	6	11	19	28
	32. Pelaporan penyimpangan dan kesalahan terbuka	2	5	10	17	25

No	Karakteristik dan Atribut	Skor				
		Buruk	Kurang	Cukup	Baik	Baik sekali
33.	Digunakan penilaian internal dan eksternal, termasuk penilaian diri.	1	4	8	13	20
34.	Digunakan pengalaman organisasi dan operasi (baik internal dan eksternal untuk fasilitas)	1	3	6	11	16
35.	Pembelajaran difasilitasi melalui kemampuan untuk mengenali dan mendiagnosis penyimpangan, dalam merumuskan dan menerapkan solusi serta memonitor efek dari tindakan korektif	1	3	6	9	14
36.	Indikator kinerja keselamatan dipantau secara terus menerus, dievaluasi dan ditindaklanjuti	1	3	5	9	13
37.	Terdapat pengembangan sistematis kompetensi individu	1	2	4	6	10
Total		67	200	400	667	1000

Dengan menggunakan skor yang telah tersusun pada Tabel 7 di atas terhadap tanggapan atas atribut yang menggambarkan keadaan implementasi budaya keselamatan menggunakan skala Likert maka diperoleh bahwa skor budaya keselamatan di instalasi nuklir yang dipertimbangkan adalah 630,07 bersesuaian dengan skala Likert 3,830 yang berada pada peringkat **C** (Skor: 534 s.d. 666). Hasil pemeringkatan ini menunjukkan bahwa implementasi budaya keselamatan di instalasi ini masih berada di bawah ketentuan yang disyaratkan maupun kinerja keselamatan yang diekspektasikan. Bila dibandingkan dengan hasil survei tahun 2009 [5] skor yang dicapai adalah 589,59 (peringkat C) dengan skala Likert 3,678 yang berarti perbaikan implementasi budaya keselamatan masih dianggap kurang signifikan dengan hasil tahun 2011 ini.

KESIMPULAN

Dengan teknik AHP (*Analytic Hierarchy Process*) untuk menentukan tingkat prioritas dan bobot setiap karakteristik dan atributnya pengembangan sistem skor untuk evaluasi budaya keselamatan dapat terlaksana dengan hasil sebagaimana tertuang dalam Tabel 7. Penerapannya secara khusus pada instalasi nuklir yang dipertimbangkan memberikan hasil skor 630.07 dengan skala Likert 3.830 yang berarti berada pada peringkat **C** (Skor: 534 s.d. 666) dengan pengertian bahwa implementasi budaya keselamatan instalasi nuklir tersebut di bawah ketentuan yang disyaratkan dengan peringkat kinerja di bawah yang diharapkan walaupun keselamatan sudah menjadi tujuan organisasi. Dengan menggunakan sistem skor yang dikembangkan ini untuk evaluasi implementasi beberapa tahun sebelumnya dengan hasil nilai skor yang dicapai adalah 589,59 (peringkat C) dengan skala Likert 3,678 yang dapat menyatakan bahwa peningkatan implementasi budaya keselamatan masih dapat dianggap tidak cukup signifikan untuk mencapai peringkat terbaik atau budaya keselamatan yang kuat.

Sistem skor dengan mempertimbangkan arti penting sebagai prioritas yang dibentuk yaitu yang tertuang pada Tabel 7 diharapkan dapat digunakan untuk evaluasi budaya keselamatan secara umum di setiap instalasi nuklir khususnya dan di industri pada umumnya.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. IAEA, SCART, *Safety Culture Assessment Review Team*, February 2008, Vienna.
- [2]. Coyle, Geoff, *Practical Strategy: Analytic Hierarchy Process (AHP)*, Pearson Education Limited, 2004
- [3]. Saaty, T.L. (1990), *Multicriteria Decision Making: The Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA
- [4]. Rostamzadeh, Reza and Sofian, Saudah, Prioritizing Effective & Ms to Improve production Systems Performance by Using AHP Technique, *International Review of Business Research Paper*, Vol. 5 No. 3 April 2009 pp 257-277
- [5]. Situmorang, Johnny, *Causal Model Development of Organisational Factors to Improve Safety Performance*, PTRKN Technical Domentations, 2009

KARAKTERISASI GELAS LIMBAH HASIL VITRIFIKASI LIMBAH CAIR TINGKAT TINGGI

Aisyah

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

ABSTRAK

KARAKTERISASI GELAS LIMBAH HASIL VITRIFIKASI LIMBAH CAIR TINGKAT TINGGI.

Limbah cair tingkat tinggi (LCTT) ditimbulkan dari ekstraksi siklus pertama proses olah ulang bahan bakar bekas reaktor nuklir. Limbah ini banyak mengandung hasil belah dan sedikit aktinida dan vitrifikasi dilakukan dengan gelas borosilikat. Komposisi limbah cair tingkat tinggi dipengaruhi antara lain oleh jenis reaktor, fraksi bakar, pengayaan uranium, daya reaktor spesifik dan lama pendinginan bahan bakar bekas sebelum divitrifikasi. Agar diperoleh karakteristik gelas limbah yang memenuhi persyaratan, bagi setiap komposisi limbah yang berbeda memerlukan komposisi bahan pembentuk gelas serta kandungan limbah yang berbeda pula. Telah dilakukan karakterisasi densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan gelas limbah hasil vitrifikasi LCTT simulasi. Karakterisasi gelas limbah dilakukan dengan variabel kandungan limbah 19,84; 22,32; 25,27; 26,59 % berat, dan karakterisasi laju pelindihan dengan variabel kandungan SiO_2 dan Al_2O_3 pada bahan pembentuk gelas masing-masing sebesar 44; 45 ; 46,8 % berat dan 1,4; 2,4; 3,4; 3,7 % berat. Sebagai acuan digunakan gelas limbah standar milik *Japan Atomic Energy Agency*. Hasil karakterisasi menunjukkan bahwa kandungan limbah yang semakin tinggi akan meningkatkan karakteristik densitas dan laju pelindihan gelas limbah, sedangkan karakteristik koefisien muai panjang relatif tidak berubah. Peningkatan kandungan SiO_2 maupun Al_2O_3 akan menurunkan laju pelindihan. Jika dibandingkan dengan gelas limbah standar maka jumlah kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas keduanya tidak signifikan mempengaruhi karakteristik densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan.

Kata kunci: Gelas limbah, limbah cair tingkat tinggi, vitrifikasi, gelas borosilikat

ABSTRACT

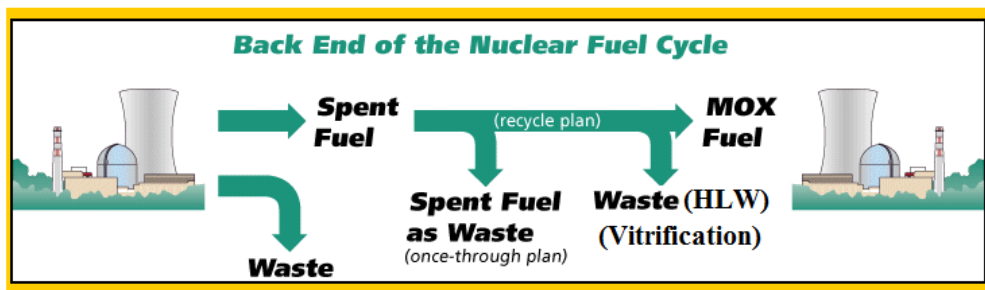
CHARACTERIZATION of WASTE GLASS FROM PRODUCT of A HIGH LEVEL LIQUID WASTE VITRIFICATION.

High level liquid waste (HLLW) is generated from the first step extraction of nuclear fuel reprocessing. This waste contains an amount of fission products and a few actinides, and such waste was vitrified with borosilicate glass. The composition of high-level liquid waste was influenced by the type of reactor, the burn up of fuel, the uranium enrichment, the specific reactor power and the cooling time of the spent fuel before vitrification. In order to obtain the characteristics of the waste glass that meets the requirements, for every composition of different of waste, require the different composition of glass frit and also the different waste loading. Characterization of density, thermal expansion coefficient and leaching rate had been carried out to the simulated waste glass of vitrified HLLW product, such characterization was carried out with a variable of the waste loading of 19.84 ; 22.32 ; 25.27 ; 26.59 wt%, and characterization of leaching rate was carried out with a variables of SiO_2 and Al_2O_3 content of 44 ; 45 ; 46 , 8 wt% and 1.4 ; 2.4 ; 3.4 ; 3.7 wt% respectively. As a reference, the waste glass standard from Japan Atomic Energy Agency was used. The charaterization results showed that the higher the waste loading, the higher the density and leaching rate characteristics of waste glass, while the thermal expansion coefficient characteristic is relatively unchanged. The increasing content of SiO_2 and Al_2O_3 will reduce the leaching rate. Compared to the waste glass standard, both the amount of waste loading and glass frit do not significantly affect the density, thermal expansion coefficient and leaching rate characteristics.

Keywords: Waste glass, high level liquid waste, vitrification, borosilicate glass.

PENDAHULUAN

Daur bahan bakar nuklir (*nuclear fuel cycle*) meliputi tahapan proses eksplorasi, penambangan, pengolahan, pemurnian, pengayaan dan pabrikasi uranium, merupakan proses yang dilakukan sebelum bahan bakar nuklir dipakai didalam reaktor. Proses tersebut dikenal sebagai kegiatan ujung depan (*front end*) dari daur bahan bakar nuklir. Sedangkan proses penanganan limbah radioaktif termasuk bahan bakar nuklir bekas (*spent fuel*) disebut kegiatan ujung belakang (*back end*) dari daur bahan bakar nuklir. Kegiatan ujung belakang daur bahan bakar nuklir merupakan kegiatan pengelolaan limbah radioaktif yang meliputi penyimpanan sementara, proses olah ulang dan disposal limbah radioaktif [1-3]. Pada pengelolaan bahan bakar bekas reaktor terdapat istilah daur tertutup dan daur terbuka. Pada sistem daur terbuka, tidak dilakukan proses olah ulang (*once-through*) yaitu bahan bakar bekas setelah habis masa pakainya dalam reaktor langsung disimpan sementara untuk suatu saat dikirim ke fasilitas disposal. Daur tertutup adalah suatu sistem daur bahan bakar nuklir dengan melakukan proses olah ulang bahan bakar bekas (*reprocessing*) untuk memungut uranium sisa (*recovered uranium*) dan plutonium. Plutonium dapat digunakan untuk membuat bahan bakar baru yaitu *Mixed Oxide Fuel* (MOX) guna diumpankan kembali sebagai bahan bakar reaktor. Pada proses olah ulang ini akan ditimbulkan limbah cair aktivitas tinggi (*High Level Liquid Waste*) yang pada umumnya limbah jenis ini diimobilisasi secara vitrifikasi (*vitrification*). Rangkaian pengelolaan bahan bakar bekas sebagai *back end of the nuclear fuel cycle* ditunjukkan pada Gambar 1 [4].



Gambar 1. Pengelolaan Bahan Bakar Bekas Reaktor [4]

Sampai dengan saat ini Indonesia mengambil opsi daur terbuka. Sistem daur terbuka juga bisa berarti *wait and see*, masih terbuka untuk pilihan apakah memilih daur dengan olah ulang atau daur tanpa olah ulang. Oleh karena itu sebagai limbah tingkat tinggi saat ini adalah bahan bakar bekas reaktor. Namun demikian, untuk penguasaan teknologi pengolahan limbah tingkat tinggi, dalam makalah ini yang akan dibahas adalah limbah cair aktivitas tinggi (LCTT) yang berasal dari proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas. Hal ini dimaksudkan sebagai langkah antisipatif jika suatu saat dipilih opsi daur tertutup.

Limbah cair tingkat tinggi (LCTT) adalah limbah yang ditimbulkan dari ekstraksi siklus I proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas yang banyak mengandung radionuklida hasil belah dan sedikit aktinida. Limbah ini disamping memiliki panas radiasi yang cukup tinggi, juga mengandung aktinida yang berumur paro panjang [1,5]. Oleh karena itu LCTT memerlukan pengelolaan dengan tingkat keselamatan yang cukup tinggi termasuk dalam hal pemilihan bahan matriks untuk imobilisasi beserta teknologi imobilisasinya. Beberapa hal yang perlu diperhatikan dalam memilih bahan matriks untuk imobilisasi LCTT adalah proses pembuatan yang mudah, praktis, kandungan limbah (*waste loading*) yang ekonomis, serta hasil imobilisasi memiliki karakteristik yang baik seperti ketahanan kimia yaitu laju pelindihan yang rendah, sifat fisika yang sesuai, kestabilan terhadap radiasi, kestabilan terhadap panas yaitu tidak mudah terjadi devitrifikasi dan keutuhan fisik (*physical integrity*) [6,7]. Terdapat beberapa bahan matriks untuk imobilisasi LCTT seperti gelas, *synrock* dan *vitromet*. Berdasarkan pertimbangan teknik pembuatan, stabilitas dalam jangka panjang dan besarnya kandungan limbahnya, gelas borosilikat dipilih untuk imobilisasi LCTT dan proses ini disebut vitrifikasi [7]. Teknologi vitrifikasi yang telah dikembangkan secara industri untuk imobilisasi LCTT adalah dengan menggunakan *melter* pemanas induksi ataupun *melter* pemanas *Joule* seperti yang dikembangkan di Jepang, Jerman, Amerika dan Perancis [8,9].

Banyak faktor yang mempengaruhi karakteristik gelas limbah hasil vitrifikasi LCTT seperti komposisi limbah, jumlah kandungan limbah, komposisi bahan pembentuk gelas dan kondisi operasi vitrifikasi. Unsur-unsur yang terkandung dalam limbah, bahan pembentuk gelas masing-masing memiliki peran dalam karakteristik gelas limbah yang dihasilkan. Misalnya unsur Mo, Zr dan Cr dapat membentuk fase pemisah dan mempengaruhi viskositas gelas limbah, unsur pembentuk gelas seperti Si, Al, Ca, dan Zr menaikkan suhu pembentukan gelas limbah [10,11].

Pada proses daur ulang bahan bakar bekas, komposisi LCTT yang ditimbulkan akan berbeda-beda tergantung banyak faktor, seperti jenis reaktor, besarnya pengkayaan uranium, fraksi bakar (*burn up*), daya reaktor spesifik dan lama pendinginan sebelum proses vitrifikasi. Untuk jenis komposisi LCTT tertentu memerlukan jumlah kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas yang tertentu pula agar diperoleh karakteristik gelas limbah yang memenuhi syarat baik untuk proses vitrifikasi maupun untuk disposal.

Sesuai dengan kandungan limbahnya maka komposisi bahan pembentuk gelas memiliki peran yang penting dalam menghasilkan karakteristik gelas limbah yang sesuai dengan standar. Perubahan komposisi bahan pembentuk gelas akan menghasilkan karakteristik gelas limbah yang berbeda. Unsur Si maupun Al merupakan salah satu komponen penting dalam bahan pembentuk gelas yang merupakan unsur pembentuk kerangka gelas yang jumlahnya dapat mempengaruhi karakteristik gelas limbah [7]. Jadi semakin tinggi kadar Si dalam bahan pembentuk gelas maka akan dihasilkan gelas limbah dengan kualitas yang semakin baik, namun suhu pelelehan makin tinggi.

Pada penelitian sebelumnya telah dipelajari persyaratan gelas limbah untuk vitrifikasi, perbandingan gelas keramik dan gelas borosilikat, pengaruh perlakuan panas terhadap devitrifikasi gelas limbah, pengaruh radiasi dan radionuklida hasil belah terhadap sifat fisika dan kimia gelas-limbah [12-15]. Terdapat beberapa karakteristik gelas limbah yang perlu dipelajari seperti densitas, koefisien muai panjang, hantaran panas, viskositas, laju pelindihan, titik pelunakan, hantaran listrik, panas jenis, dan kekuatan mekanik. Oleh karena itu dalam penelitian ini akan dipelajari karakteristik gelas limbah terkait dengan adanya perubahan kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas seperti SiO_2 dan Al_2O_3 . Perubahan salah satu unsur tertentu dapat mengakibatkan perubahan karakteristik gelas-limbah yang dihasilkan.

Karakteristik gelas limbah yang dipelajari dalam penelitian ini adalah densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan gelas limbah terkait dengan adanya perubahan kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas. Penentuan karakteristik densitas gelas limbah diperlukan dalam perancangan *melter*, *canister*, beban transportasi dan kekuatan tumpuk pada penyimpanan gelas limbah. Karakteristik koefisien muai panjang gelas limbah merupakan sifat yang penting untuk mengevaluasi ketahanan terhadap kejutan panas dan beban kompresi antara gelas limbah dan canister agar tidak terjadi keretakan gelas limbah dalam canister. Sedangkan laju pelindihan merupakan karakteristik gelas limbah yang menunjukkan kekuatan gelas limbah dalam mengungkung radionuklida yang ada didalamnya. Seperti diketahui bahwa tujuan akhir pengelolaan limbah adalah menjaga agar radionuklida terikat cukup kuat dalam *monolith* bahan matriks dalam jangka waktu yang sangat lama, sehingga potensi radionuklida terlindih ke lingkungan bisa diminimalkan.

Sebagai acuan adalah gelas limbah standar milik *Japan Atomic Energy Agency* (JAEA) Jepang dengan komposisi bahan pembentuk gelas dan kandungan limbah ditunjukkan pada Tabel 1, sedangkan karakteristik gelas limbahnya ditunjukkan pada Tabel 2. Komposisi LCTT pada gelas limbah standar ditentukan dengan program *ORIGEN 2* berdasarkan atas reaktor PWR dengan fraksi bakar 45.000 MWd/MtU, pengayaan uranium 4,5 %, daya reaktor spesifik 38 MW/MtU dan lama pendinginan 4 tahun. Gelas limbah standar ini memiliki karakteristik yang memenuhi persyaratan baik secara ekonomi maupun teknis vitrifikasinya [12,16].

Limbah cair tingkat tinggi dalam penelitian ini dibuat secara simulasi dengan komposisi ditentukan berdasarkan program komputer *ORIGEN 2*. Pembuatan gelas limbah simulasi dilakukan dengan cara melelehkan campuran bahan pembentuk gelas dan limbah dalam berbagai komposisi pada suhu 1150 °C. Karakterisasi gelas limbah yang terbentuk dilakukan untuk densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan. Densitas dilakukan secara *Archimedes*, koefisien muai panjang dilakukan dengan alat dilatometer sedangkan laju pelindihan dilakukan dengan alat soklet. Karakteristik gelas limbah yang diteliti akan dibandingkan dengan karakteristik gelas limbah standar sehingga dapat diketahui besarnya perubahan karakteristiknya.

Tabel 1. Komposisi Gelas Limbah Standar [12,16]

Bahan Pembentuk Gelas		Limbah	
Oksida	% berat	Oksida	% berat
SiO ₂	43,15	Na ₂ O	9,0
B ₂ O ₃	14,20	Fe ₂ O ₃ + Cr ₂ O ₃ + NiO	1,01
Li ₂ O	3,12	Hasil belah (termasuk aktinida)	18,83
Na ₂ O	1,0	Jumlah	28,84
K ₂ O	2,01		
CaO	2,05		
ZnO	2,10		
Al ₂ O ₃	3,53		

Tabel 2. Karakteristik Gelas Limbah Standar [12,16]

Karakteristik	Besaran
Densitas	2,74 g cm ⁻³
Koefisien muai panjang	83x10 ⁻⁷ °C ⁻¹ (30-300 °C)
Titik transformasi	501 °C
Konduktivitas panas	0,87 K cal m ⁻² jam ⁻¹ °C ⁻¹ (pada 100 °C)
Titik pelunakan	614 °C
Tahanan listrik	4,8 ohm cm (pada 1150 °C)
Kekentalan	40 poise pada (1150 °C)
Laju pelindihan	2,3x10 ⁻⁵ g cm ⁻² hari ⁻¹ (statik, 100 °C, 24 jam)
Panas jenis	0,21 cal g ⁻¹ °C ⁻¹ (pada 1150 °C)
Kekuatan mekanik	57 Mpa

Penelitian ini bertujuan untuk mempelajari beberapa karakteristik gelas limbah seperti densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan yang terkait dengan adanya perubahan kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas, sehingga dapat diperoleh gelas limbah dengan karakteristik yang tidak hanya memenuhi standar namun juga ekonomis dan secara teknis dapat divitrifikasi dengan baik. Penelitian ini dilakukan di JAEA dalam rangka Program *Training High Level Waste Management*. Penulisan makalah dilakukan di Bidang Teknologi Pengolahan Limbah Dekontaminasi dan Dekomisioning, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Badan Tenaga Nuklir Nasional pada Tahun 2013. Walaupun saat ini Indonesia belum melakukan proses olah ulang, namun topik penelitian ini menjadi penting sebagai acuan dalam mengelola LCTT yang ditimbulkan dari kegiatan produksi radioisotop maupun pengujian bahan bakar paska iradiasi dimana limbah yang ditimbulkan memiliki komposisi yang mirip dengan LCTT yang ditimbulkan dari proses olah ulang bahan bakar nuklir bekas [17,18].

METODE

Bahan

Bahan yang digunakan untuk membuat gelas limbah simulasi berupa serbuk oksida dengan kemurnian tinggi produk E. Merck yaitu oksida-oksida seperti yang ditunjukkan pada Tabel 1. Sebagai standar digunakan gelas limbah milik JAEA dengan komposisi bahan pembentuk gelas dan limbah serta karakteristik gelas limbah seperti yang ditunjukkan pada Tabel 1 dan 2.

Peralatan

Dalam penelitian ini digunakan beberapa peralatan seperti *melter* (tungku), timbangan, cawan platina, *crucible* grafit, termometer, seperangkat alat dilatometer, dan soklet.

Tata Kerja

Dibuat beberapa macam gelas limbah simulasi dengan komposisi yang divariasikan dari komposisi gelas limbah standar (Tabel 1). Dilakukan variasi kandungan limbah sebesar 19,84; 22,32; 25,27 dan 26,29 % berat, SiO₂ sebesar 44; 45; dan 46,8 % berat, serta Al₂O₃ sebesar 1,4; 2,4; 3,4; dan 3,7 % berat. Untuk radionuklida hasil belah diwakili oleh Cs sedangkan aktinida diwakili oleh unsur Ce. Pembuatan gelas limbah simulasi dilakukan dengan cara mencampur bahan pembentuk gelas dan limbah sampai homogen dan campuran dipanaskan dalam *melter* pada suhu 1150 °C selama 2,5 jam sambil dilakukan pengadukan secara berkala. *Annealing* dilakukan selama 2 jam pada suhu 510 °C dan selanjutnya dilakukan pendinginan dengan laju 16,7 °C per jam. Gelas limbah dengan berbagai variasi kandungan limbah dan bahan pembentuk limbah yang telah mendingin siap dilakukan karakterisasi.

Karakterisasi gelas limbah dilakukan untuk densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan terhadap variasi kandungan limbah, sedangkan karakteristik laju pelindihan juga dipelajari terhadap variasi kandungan SiO₂ dan Al₂O₃, sehingga dapat diketahui perubahan karakteristiknya jika dibandingkan dengan karakteristik gelas limbah standar.

Karakteristik densitas gelas limbah ditentukan secara Archimedes dengan cara menimbang potongan gelas limbah di udara dan dalam keadaan tercelup dalam air pada suhu kamar. Densitas gelas limbah dihitung dengan persamaan:

$$\rho = (W_a \rho_w - W_w \rho_a) / (W_a - W_w) \quad (1)$$

dimana ρ adalah densitas gelas limbah (g cm⁻³), ρ_w adalah densitas air (g cm⁻³), ρ_a adalah densitas udara (g cm⁻³), W_a adalah berat gelas limbah di udara (g) dan W_w adalah berat gelas limbah di air (g). Sebagai standar dalam pengukuran densitas digunakan aluminium [12,19, 20].

Pengukuran koefisien muai panjang dilakukan dengan alat dilatometer dengan cara memanaskan sampel gelas limbah yang berbentuk balok dengan ukuran 5x5x(15 ~ 20) mm dari suhu 30 sampai 300 °C dengan laju pemanasan 10 °C/menit. Koefisien muai panjang (α) gelas limbah dihitung dengan persamaan:

$$\alpha = \frac{\Delta L}{L_0 (300-30)} + 5,61 \times 10^{-7} \quad (2)$$

dimana α adalah koefisien muai panjang contoh (°C⁻¹), L_0 adalah panjang contoh awal (mm), ΔL adalah penambahan panjang contoh setelah pemanasan (mm) dan $5,61 \times 10^{-7}$ adalah koefisien muai panjang kuarsa (sebagai koreksi) [21-23].

Laju pelindihan dilakukan menurut *Japan Industrial Standart* (JIS), yaitu laju pelindihan dipercepat dalam medium air. Contoh gelas-limbah dihaluskan dan dimasukkan dalam basket dan dipasang pada *soxhlet* untuk direfluks dengan air suling pada suhu 100 °C selama 24 jam. Laju pelindihan gelas-limbah dengan cara *Soxhlet* pada suhu 100 °C dan 1 atm selama 24 jam ini sama dengan laju pelindihan gelas limbah pada suhu kamar selama 1 tahun [12,16,19]. Laju pelindihan dihitung berdasarkan berat contoh yang hilang dengan persamaan:

$$L = W / S.t \quad (3)$$

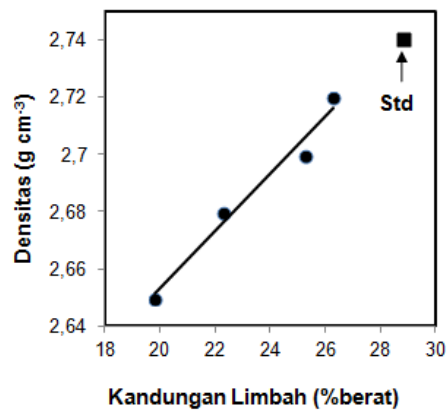
dengan L: laju pelindihan (g cm⁻² hari⁻¹), S: luas permukaan contoh (cm²), W: berat gelas limbah yang terlindih (g), t: waktu pelindihan (hari).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil karakterisasi densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan ditunjukkan pada Gambar 2 sampai dengan Gambar 6. Karakteristik densitas gelas limbah terhadap kandungan limbah ditunjukkan pada Gambar 2.

Pada Gambar 2 tampak bahwa dengan bertambahnya kandungan limbah, maka densitas semakin besar. Pada pembuatan gelas limbah, oksida limbah dan bahan pembentuk gelas memiliki perbandingan yang tertentu, sehingga penambahan kandungan limbah akan diikuti dengan penurunan bahan pembentuk gelas. Adanya penambahan kandungan limbah berarti presentase oksida dari unsur-unsur yang lebih besar massanya meningkat sedangkan

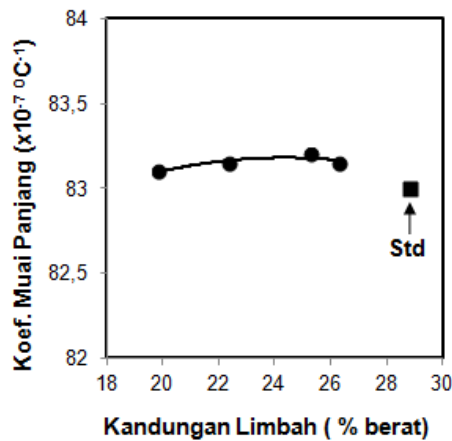
prosentase unsur pembentuk gelas yang lebih rendah massanya menurun. Bertambahnya presentase unsur yang lebih besar massanya akan menaikkan densitasnya. Jika dibandingkan dengan densitas gelas limbah standar (Std) yaitu $2,74 \text{ g/cm}^3$ dengan densitas gelas limbah yang diteliti yaitu gelas limbah dengan kandungan limbah antara 19,84-26,29 %berat yang memiliki densitas berkisar antara $2,65\text{-}2,72 \text{ g/cm}^3$, maka densitas gelas limbah standar nampak lebih besar sekitar (0,73-3,28 %). Hal ini karena kandungan limbah pada gelas limbah standar lebih besar dari pada kandungan limbah pada gelas limbah yang diteliti. Namun demikian perubahan karakteristik densitas gelas limbah ini tidak terlalu besar, sehingga penurunan kandungan limbah dari gelas limbah standar sampai dengan 5 %berat masih menghasilkan gelas limbah dengan karakteristik yang memenuhi persyaratan. Seperti diketahui bahwa data densitas ini sangat penting untuk diketahui guna perancangan *melter*, *canister* serta strategi penyusunan *canister* yang berisi gelas limbah dalam *storage* maupun disposal. Semakin besar densitas gelas limbah maka gelas limbah mampu menerima beban tumpuk yang lebih besar dan hal ini akan lebih menghemat lahan *storage* maupun disposal. Jika kandungan limbah lebih ditingkatkan lagi maka densitas dapat lebih meningkat lagi yang berarti gelas limbah akan semakin mampu menerima beban tumpuk yang lebih besar. Namun demikian kandungan limbah yang semakin besar akan menurunkan jumlah oksida pembentuk gelas, salah satunya yaitu menurunkan jumlah SiO_2 . Seperti diketahui SiO_2 merupakan salah satu unsur dalam bahan pembentuk gelas yang cukup dominan yang membentuk struktur kerangka gelas yang kuat. Jumlah SiO_2 yang menurun dapat mengakibatkan menurunnya karakteristik gelas limbah karena kerangka SiO_2 tidak cukup menampung radionuklida dalam limbah. Hal ini dapat meningkatkan laju pelindihan. Oleh karena itu untuk mendapatkan karakteristik gelas limbah yang baik maka jumlah kandungan limbah dibatasi yaitu maksimal 30 % berat. Kandungan limbah yang lebih tinggi lagi akan lebih meningkatkan laju pelindihan dan ini harus dihindari.



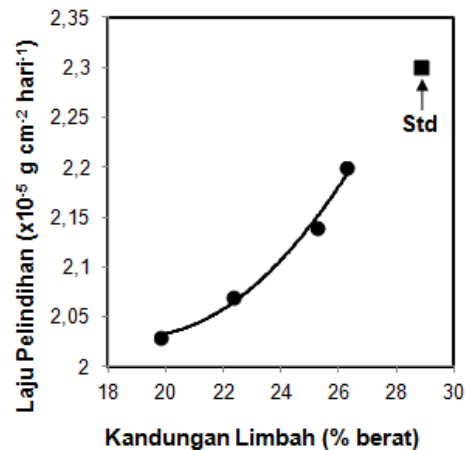
Gambar 2. Karakteristik Densitas Gelas Limbah Terhadap Kandungan Limbah

Karakteristik koefisien muai panjang gelas limbah terhadap kandungan limbah ditunjukkan pada Gambar 3. Pada Gambar 3 tampak bahwa semakin tinggi kandungan limbah maka terjadi peningkatan koefisien muai panjang namun dalam orde yang cukup kecil (orde $10^{-7} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), sehingga dikatakan bahwa bertambahnya kandungan limbah praktis tidak merubah karakteristik koefisien muai panjang. Kenaikan koefisien muai panjang antara lain dipengaruhi oleh berkurangnya SiO_2 secara signifikan [24]. Dalam penelitian ini penurunan jumlah SiO_2 yang terkait dengan kenaikan kandungan limbah yang diteliti tidak cukup signifikan dapat menaikkan koefisien muai panjang gelas limbah. Perubahan karakteristik koefisien muai panjang gelas limbah akan signifikan jika penurunan jumlah SiO_2 cukup besar. Perbandingan jumlah oksida dalam bahan pembentuk gelas adalah tertentu seperti misalnya antara SiO_2 dan B_2O_3 , dimana dengan semakin tinggi jumlah SiO_2 maka jumlah B_2O_3 akan semakin turun. Koefisien muai panjang B_2O_3 jauh lebih besar dibandingkan dengan koefisien muai panjang SiO_2 yaitu masing-masing 150×10^{-7} dan $(5 - 6) \times 10^{-7} / ^\circ\text{C}$, sehingga B_2O_3 akan berpengaruh lebih besar pada koefisien muai panjang gelas limbah [25]. Jika dibandingkan dengan koefisien muai

panjang gelas limbah standar dan gelas limbah yang diteliti yaitu masing –masing $83 \times 10^{-7} / ^\circ\text{C}$ dan $(83,1-83,2) \times 10^{-7} / ^\circ\text{C}$ maka tidak terdapat perbedaan yang signifikan artinya koefisien muai panjang tidak mengalami perubahan dengan perubahan kandungan limbah. Hal yang penting diperhatikan adalah perbedaan antara koefisien muai panjang antara *canister* dan gelas limbah. Pada saat gelas limbah mengalami perubahan fase (*transition point*), perubahan koefisien muai panjang dari gelas limbah sangat besar. Pada kondisi tersebut, bila penyusutan volume antara gelas limbah dan *canister* tidak sebanding, maka akan terjadi tegangan kompresi pada *interface* antara *canister* dan gelas limbah. Keadaan ini akan mengakibatkan keretakan kecil sampai kehancuran gelas limbah tergantung dari besarnya tegangan kompresi. Koefisien muai panjang merupakan sifat yang penting untuk mengevaluasi ketahanan gelas-limbah terhadap kejutan panas.



Gambar 3. Karakteristik Koefisien Muai Panjang Gelas Limbah Terhadap Kandungan Limbah

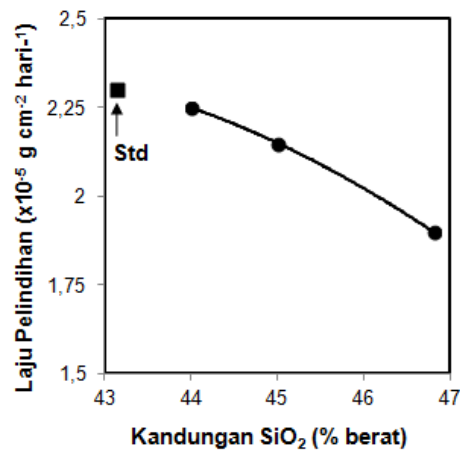


Gambar 4. Karakteristik Laju Pelindihan Gelas Limbah Terhadap Kandungan Limbah

Karakteristik laju pelindihan terhadap pengaruh kandungan limbah ditunjukkan pada Gambar 4. Dari Gambar 4 tampak bahwa kandungan limbah yang semakin besar akan meningkatkan laju pelindihan. Kandungan limbah yang besar berarti jumlah radionuklida yang harus ditampung dalam kerangka gelas juga besar, bahkan kerangka gelas akan menjadi penuh dengan radionuklida yang terkandung dalam limbah. Akibatnya, radionuklida mudah terlindih

keluar. Gelas limbah dengan laju pelindihan yang besar merupakan gelas limbah dengan kualitas yang tidak baik. Laju pelindihan gelas-limbah hasil penelitian ($2,03-2,2 \times 10^{-5} \text{ g cm}^{-2} \text{ hari}^{-1}$) lebih kecil dari harga laju pelindihan gelas-limbah standar ($2,3 \times 10^{-5} \text{ g cm}^{-2} \text{ hari}^{-1}$). Hal ini karena pada gelas limbah standar jumlah kandungan limbah lebih besar dari jumlah kandungan limbah yang diteliti sehingga jumlah radionuklida yang harus ditampung dalam kerangka gelas semakin banyak, sehingga potensi pelindihan radionuklida keluar dari gelas limbah semakin besar. Yang perlu diperhatikan adalah semakin kecil laju pelindihan menunjukkan bahwa gelas-limbah mempunyai kualitas yang cukup baik. Laju pelindihan merupakan karakteristik yang penting mengingat tujuan akhir dari immobilisasi limbah adalah untuk memperkecil potensi terlepasnya radionuklida yang ada dalam limbah ke lingkungan.

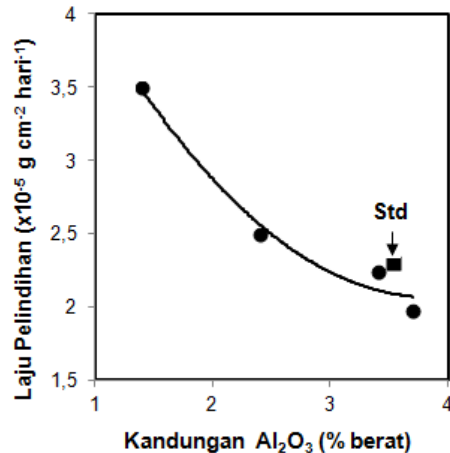
Jumlah kandungan limbah dan jumlah bahan pembentuk gelas memiliki keterkaitan yang cukup besar terhadap karakteristik gelas limbah hasil vitrifikasi terutama karakteristik laju pelindihan. Terdapat 2 unsur penting dalam bahan pembentuk gelas yaitu SiO_2 dan Al_2O_3 yang berpengaruh terhadap karakteristik laju pelindihan gelas limbah. Gambar 5 menunjukkan karakteristik laju pelindihan gelas limbah terhadap kandungan SiO_2 .



Gambar 5. Karakteristik Laju Pelindihan Gelas Limbah Terhadap Kandungan SiO_2

Pada Gambar 5 tampak bahwa semakin besar kandungan bahan pembentuk gelas SiO_2 , maka laju pelindihan menurun. Unsur Si merupakan salah satu unsur dalam bahan pembentuk gelas yang cukup dominan yang membentuk struktur kerangka gelas yang kuat. Semakin tinggi kandungan SiO_2 maka jumlah kerangka gelas yang terbentuk yang dapat ditempati unsur radionuklida didalamnya semakin banyak. Oleh karena itu radionuklida dalam limbah akan terikat cukup kuat dalam kerangka gelas sehingga potensi terlindihnya radionuklida keluar gelas limbah menjadi kecil. Laju pelindihan gelas standar paling tinggi dibandingkan dengan laju pelindihan gelas limbah yang diteliti. Hal ini karena gelas limbah standar memiliki kandungan SiO_2 yang lebih kecil dibandingkan dengan gelas limbah yang diteliti. Semakin tinggi kandungan SiO_2 maka kualitas gelas limbah akan semakin baik karena karakteristik laju pelindihannya semakin kecil. Namun demikian kandungan SiO_2 yang besar akan menaikkan titik leleh dan viskositas gelas limbah, sehingga proses vitrifikasi memerlukan suhu yang lebih tinggi lagi. Ini akan meningkatkan laju korosi refractory (bata tahan api) melter sehingga meningkatkan timbulnya limbah radioaktif padat sekunder. Demikian pula untuk bisa menuangkan lelehan gelas limbah dari melter ke canister perlu pemanasan yang lebih tinggi. Hal ini akan mengakibatkan energi untuk pembentukan gelas limbah menjadi lebih tinggi.

Karakteristik laju pelindihan gelas limbah terhadap jumlah kandungan bahan pembentuk gelas Al_2O_3 ditunjukkan pada Gambar 6.



Gambar 6. Karakteristik Laju Pelindihan Gelas Limbah Terhadap Jumlah Kandungan Al₂O₃

Unsur Si dan Al merupakan unsur pembentuk kerangka gelas yang jumlahnya dapat mempengaruhi karakteristik gelas limbah. Pengaruh jumlah kandungan Al₂O₃ mirip dengan pengaruh jumlah kandungan SiO₂ terhadap karakteristik gelas limbah, yaitu menurunkan laju pelindihan gelas limbah. Hal ini seperti yang ditunjukkan pada **Gambar 6** bahwa semakin tinggi jumlah kandungan Al₂O₃ maka karakteristik laju pelindihan semakin menurun. Alumina merupakan suatu unsur yang mempunyai kekuatan ikat menengah, artinya unsur ini agak sukar membentuk kerangka gelas tetapi menaikkan ketahanan kimianya. Silika dan alumina dapat saling mensubstitusi, sehingga untuk mendapatkan ikatan yang lebih kuat maka Al⁺³ dapat mengganti Si⁺⁴ dengan cara mengikat satu unsur lagi, sehingga terjadi ikatan yang lebih kuat. Pengurangan kandungan Al₂O₃ dibawah 3,7 % berat akan menaikkan laju pelindihannya. Substitusi Al pada Si sampai dengan 5% akan menurunkan laju pelindihannya sampai dengan 60 kali.

KESIMPULAN

Karakteristik densitas gelas limbah dipengaruhi oleh jumlah kandungan limbah. Kenaikan jumlah kandungan limbah akan menaikkan densitas gelas limbah. Jika dibandingkan dengan gelas limbah standar, maka adanya perubahan kandungan limbah antara (19,84-26,29 %berat) yang lebih kecil dari kandungan limbah standar memberikan karakteristik densitas yang lebih rendah. Perubahan jumlah kandungan limbah tidak merubah karakteristik koefisien muai panjang, bahkan terhadap koefisien muai panjang gelas limbah standar. Karakteristik laju pelindihan semakin meningkat dengan meningkatnya jumlah kandungan limbah bahkan gelas limbah standar memiliki laju pelindihan yang lebih besar dari gelas limbah yang diteliti. Peningkatan kandungan SiO₂ maupun Al₂O₃ dapat menurunkan laju pelindihan. Perubahan jumlah kandungan limbah dan bahan pembentuk gelas tidak signifikan mempengaruhi karakteristik densitas, koefisien muai panjang dan laju pelindihan. Penentuan salah satu karakteristik gelas limbah harus dikompromikan dengan karakteristik yang lain.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. IAEA, *Spent Fuel Reprocessing Options*, Tecdoc Series No.1587, IAEA, Vienna, (2008).
- [2]. IAEA, *Management of Reprocessed Uranium Current Status and Future Prospects*, Tecdoc Series No. 1529, IAEA, Vienna (2007).
- [3]. www.numo.or.jp/en/jigyounew_eng_tab04.html, *The Recycling of Nuclear Fuel and High Level Radioactive Waste* (Januari 2011)
- [4]. http://nucltrans.org/Nuc_Trans/links/frames/top-backend-fuel.htm, *Transparency in the Back End of the Nuclear Fuel Cycle* (Desember 2012).

- [5]. www.jolisfukyu.tokai-sc.jaea.go.jp/fukyu/mirai-en/2006/8_2.html, *Characteristics of HLW Generated from Future Cycles: Perspectives on Application and Flexibility of Current Vitrification Technology for High Level Wastes (HLW) Generated from Future Fuel Cycles* (Juli 2012)
- [6]. <http://sti.srs.gov/fulltext/WSRC-STI-2007-00238.pdf>, Carol, M., Jantzen and James, C., M., *High Level Waste (HLW) Vitrification Experience in the US: Application of Glass Product/Process Control to Other HLW and Hazardous Wastes*, (Oktober 20011).
- [7]. Kanwar Raj and Kaushik, C.P., Glass Matrices for Vitrification of Radioactive Waste: an Update on R & D Efforts, *Materials Science and Engineering*, Vol 2, p.1-6, (2006).
- [8]. Devaux, J.L., Jean, D., Baillif, F., *Industrial HLW Immobilization in Glass in France: Vitrified Waste Characterization and Quality Control Program*, IAEA-SM-326/42, Belgium, (1992).
- [9]. Petitjean, V., Paul, D., Fillet, C., Boen, R., Veyer, C., Flament, T., Development of Vitrification Process and Glass Formulation for Nuclear Waste Conditioning, (WM'02 Conference, February 24-28, 2002), p. 1-9, Tucson, (2003).
- [10]. Roth, G., and Weisenburger, S., Vitrification of high-level liquid waste: glass chemistry, process chemistry and process technology, *Nuclear Engineering and Design*, Vol. 202(2-3), p.197-207, (2000).
- [11]. www.grayglass.net/glass.cfm/Lighting/Borosilicate/catid/3/conid/79, Borosilicate (Januari 2011).
- [12]. Martono, H., Persyaratan Gelas-Limbah Untuk Vitrifikasi Skala Industri Dan Penyimpanan, *Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah*, Vol.8(1), hal.8-15, 2005.
- [13]. Martono, H., Perbandingan Gelas Keramik dan Gelas Borosilikat untuk Solidifikasi Limbah Aktivitas Tinggi, Prosiding Seminar Nasional ke 37, Jaringan Kerja Sama Kimia Indonesia, hal.121--126, Jakarta, (2006).
- [14]. Aisyah, Martono, H., Pengaruh Perlakuan Panas dan Kandungan Limbah Terhadap Perubahan Struktur Gelas-Limbah, *J. Teknol Pengelolaan Limbah*, Vol. 13 (2), hal.8-17, (Des.2010).
- [15]. Martono, H., Aisyah, Pengaruh Radiasi Terhadap Gelas-Limbah Hasil Vitrifikasi Limbah Aktivitas Tinggi, Prosiding Seminar Nasional Kimia 2012, ISBN:978-979-028-550-7, hal. D14-D22 Jurusan Kimia-FMIPA, Universitas Negeri Surabaya, Unesa University Press, Surabaya, (2012).
- [16]. Martono H., *Training Report on Treatment of High Level Liquid Waste and Characterization of Waste Glass*, PNC, Jepang, (1998).
- [17]. Aisyah, Martono, H., Pengelolaan Limbah Radioaktif Hasil Samping Produksi Radioisotop Molibdenun-99, Prosiding Seminar Teknologi Pengelolaan Limbah V, ISSN: 1410 – 6086, hal. 26-38, PTLR-BATAN, Serpong, (2007).
- [18]. Martono, H., Aisyah, Wati, Pengolahan Limbah Cair Hasil Samping Pengujian Bahan Bakar Paska Iradiasi Dari Instalasi Radiometalurgi, *J. Teknol. Pengelolaan Limbah*, Vol.10(2), hal.1-8,(Des. 2007).
- [19]. IAEA, *Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization*, Tecdoc -1537, IAEA, Vienna, (2007).
- [20]. www.brand.de/fileadmin/user/pdf/GK800/english/GK800_04_Temp_and_Density_e.pdf, *Temperature and Density Measurement* (Pebruari 2011).
- [21]. Lima, M.,M and Monteiro,R., Characterisation and thermal behaviour of a borosilicate glass, *Thermochimica Acta*, Vol 373(1), p. 69-74, (2001), Available: www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0040603101004567, (Desember 2010).
- [22]. Bouras,N., Madjoubi, M.,A., Kolli, S., Benterki and Hamidouche, M., Thermal and Mechanical characterization of borosilicate glass, Proceedings of the JMSM 2008 Conference, Physics Procedia, Vol. 2(3), p.1135-1140, (2009).
- [23]. www.glassproperties.com/expansion/ExpansionMeasurement.htm, *Alexander Fluegel, Thermal Expansion Measurement of Glasses* (Desember 2011).
- [24]. Martono, H., Aisyah, Pengaruh Kandungan Radionuklida Hasil Belah Terhadap Sifat Fisika Dan Kimia Gelas-Limbah, Prosiding Seminar Nasional Kimia Dan Kongres Nasional Himpunan Kimia Indonesia, Pusat Penelitian Kimia - LIPI Dan Himpunan Kimia Indonesia, hal. 436-443, Jakarta, (2006)..
- [25]. www.wilmad-labglass.com/pdf/borosilicate_glass_props.pdf, *Technical information: Borosilicate Glass Properties* (Januari 2011).

BIOAKUMULASI ^{137}Cs OLEH SIPUT AIR TAWAR (*PILA AMPULLACEA*) MELALUI JALUR AIR: PENGARUH pH PERAIRAN DAN UKURAN BIOTA TERHADAP BIOKINETIKA ^{137}Cs

Heny Suseno

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN
Kawasan Puspiptek Serpong - Tangerang 15310

ABSTRAK

BIOAKUMULASI ^{137}Cs OLEH SIPUT AIR TAWAR (*Pila ampullacea*) MELALUI JALUR AIR: PENGARUH pH PERAIRAN DAN UKURAN BIOTA TERHADAP BIOKINETIKA ^{137}Cs . Siput air tawar telah diketahui kemampuan adaptasinya terhadap perubahan lingkungan sehingga dapat digunakan sebagai bioindikator ^{137}Cs dalam kegiatan pemantauan lingkungan akuatik disekitar fasilitas nuklir. Untuk menetapkan biota ini sebagai bioindikator, telah dilakukan eksperimen bioakumulasi di akuarium menggunakan pendekatan biokinetik kompartemen tunggal. Hasil eksperimen menunjukkan nilai Faktor Bioakumulasi (BCF) pada biota ini menunjukkan kemampuan akumulasinya 13,2 – 27,6 ml.g⁻¹. Secara keseluruhan kemampuan *Pila ampullacea* mengakumulasi ^{137}Cs dipengaruhi oleh ukuran biota dan tidak dipengaruhi oleh pH medium air.

Kata kunci: Bioakumulasi, biokinetik, ^{137}Cs , *Pila ampullacea*

ABSTRACT

BIOACCUMULATION OF ^{137}Cs BY FRESH WATER SNAIL (*Pila ampullacea*) FROM WATER PATHWAY: THE INFLUENCES OF pH WATER AND BIOTA SIZE TO BIOKINETIC OF ^{137}Cs . Freshwater snails have been known its ability to adapt environmental changes so can be used as bio-indicators as ^{137}Cs in aquatic for environmental monitoring around nuclear facilities. To determine this biota as a bioindicator organisms, bioaccumulation experiments have been carried out in the aquariums using a single compartment biokinetic approach. The experimental results show the value of bioaccumulation Factors (BCF) on these species has been demonstrate the bioaccumulation ability were 13.2 to 27.6 ml.g⁻¹. *Pila ampullacea* overall ability to accumulate ^{137}Cs biota were be affected by the size and were not be influenced by the pH of the water medium.

Key word: Bioakumulasi, biokinetik, ^{137}Cs , *Pila ampullacea*

PENDAHULUAN

Operasional fasilitas nuklir seperti reaktor riset dan laboratorium pendukungnya memungkinkan terlepasnya produk fisi seperti ^{137}Cs . Program pemantauan lingkungan telah mapan dilakukan di berbagai negara termasuk Indonesia. Umumnya pemantauan lingkungan dilaksanakan berdasarkan analisis sampel-sampel air, sedimen dan biologi. Disisi lain penggunaan bioindikator pada program pemantauan lingkungan sangat berguna untuk mengetahui secara cepat potensi kontaminasi di lingkungan. Secara keseluruhan program pemantauan biologis (menggunakan bioindikator) mempunyai kelebihan dibandingkan dengan pemantauan lingkungan regular antara lain: dapat diketahui bioavailability dan peningkatan konsentrasi kontaminan di dalam jejaring makanan [1]. Pemilihan bioindikator didasarkan pada kemampuan biota mengakumulasi kontaminan di alam. Bioindikator harus mempunyai karakteristik: *taxonomic soundness* (mudah dikenal secara umum), tersebar secara luas, mobilitas yang rendah atau hidup disuatu daerah, telah diketahui karakteristik ekologinya, cocok digunakan untuk eksperimen laboratorium, sangat sensitif terhadap gangguan alam[2]. Diantara beberapa invertebrata, gastropoda telah diketahui kemampuannya mengakumulasi logam berat [3]. Siput sawah (*Pila ampullacea*) adalah sejenis gastropoda air tawar yang mudah dijumpai di perairan Asia seperti sawah, aliran parit, serta danau. Hewan bercangkang ini dikenal pula sebagai keong gondang, siput sawah, siput air, atau tutut. Bentuknya agak menyerupai siput murbai, masih berkerabat, tetapi siput sawah memiliki warna

cangkang hijau pekat sampai hitam [4]. Disisi lain hewan ini juga merupakan salah satu sumber protein bagi sebagian masyarakat pedesaan[5]

Kemampuan akumulasi kontaminan baik berupa polutan kimiawi maupun radionuklida diekspresikan dalam suatu faktor yang merupakan nilai rasio konsentrasi kontaminan dalam tubuh biota terhadap konsentrasinya di dalam air. Nilai tersebut tidak merepresentasikan kondisi lingkungan yang sesungguhnya karena bersifat temporal dan nilai tersebut bukan merupakan kondisi yang *steady state*. Disisi lain jalur (*pathway*) tidak hanya melalui air tetapi juga melalui pakan dan sedimen[6]. Idealnya penentuan kemampuan akumulasi dilakukan berdasarkan eksperimen biokinetik kompartemen tunggal yang mempertimbangkan tiga jalur tersebut. Disisi lain jalur air sering dipandang sebagai jalur utama akumulasi kontaminan pada hewan akuatik maka kemampuan akumulasi tersebut diekspresikan sebagai *Bioconcentration Factor* (BCF).

Penelitian kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh biota akuatik masih sangat sedikit dikerjakan. Kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh mamalia laut di Eropa Timur menunjukkan nilai BCF pada kisaran 30 – 110 ml.g^{-1} [7]. Ikan laut karang (*Epinephelus* sp) dilaporkan mempunyai kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs sebesar 3- 5 ml.g^{-1} [8]. Berbagai biota akuatik lainnya mempunyai kemampuan akumulasi ^{137}Cs berkisar antara 150 – 170 ml.g^{-1} [9 – 10]. Pada makalah ini disajikan kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* berdasarkan eksperimen biokinetik menggunakan pendekan kompartemen tunggal meliputi laju pengambilan, laju pelepasan dan perhitungan nilai BCF.

METODOLOGI

Aklimatisasi

Metoda aklimatisasi mengacu pada Sangita Das *et al* yang dimodifikasi[8]. Sebanyak 30 ekor berbagai ukuran Biota *Pila ampullacea* diambil dari lingkungan sekitar kawasan Puspiptek Serpong. Selanjutnya biota tersebut ditempatkan pada akuarium berisi air 100 liter dan diadaptasikan selama 7 -14 hari sebelum eksperimen bioakumulasi dimulai. Selama proses aklimatisasi, akuarium diberikan pencahayaan diatur 12 jam gelap dan 12 jam terang, pemberian gelembung untuk suplai oksigen dan pemberian pakan 2 hari sekali.

Bioakumulasi

Eksperimen bioakumulasi mengacu pada Reinardy *et al* dengan berbagai modifikasi[9]. Sebanyak 5 ekor hewan eksperimen berukuran +/- 2,8 cm ditempatkan pada toples berisi 2 liter air yang mengandung ^{137}Cs . Konsentrasi ^{137}Cs dalam toples sebesar 0,1 Bq.liter^{-1} . Setiap hari konsentrasi ^{137}Cs ditentukan menggunakan gamma spektrometer detektor Nal (TI). Nilai Faktor Konsentrasi (CF) ditentukan menggunakan persamaan (1)

$$CF = \frac{C_b}{C_a} \quad (1)$$

Dimana: CF adalah faktor konsentrasi (ml.g^{-1}), C_b adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam tubuh *Pila ampullacea* (Bq.g^{-1}) dan C_a adalah konsentrasi ^{137}Cs dalam medium air (Bq.ml^{-1})

Nilai kecepatan pengambilan (k_u) ^{137}Cs oleh biota diperoleh dari *slope* grafik CF Vs waktu kontak biota dengan medium yang mengandung ^{137}Cs . Eksperimen yang sama dilakukan untuk biota berukuran 3,0 – 3,8 cm. Untuk mengetahui pengaruh pH medium terhadap kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea*

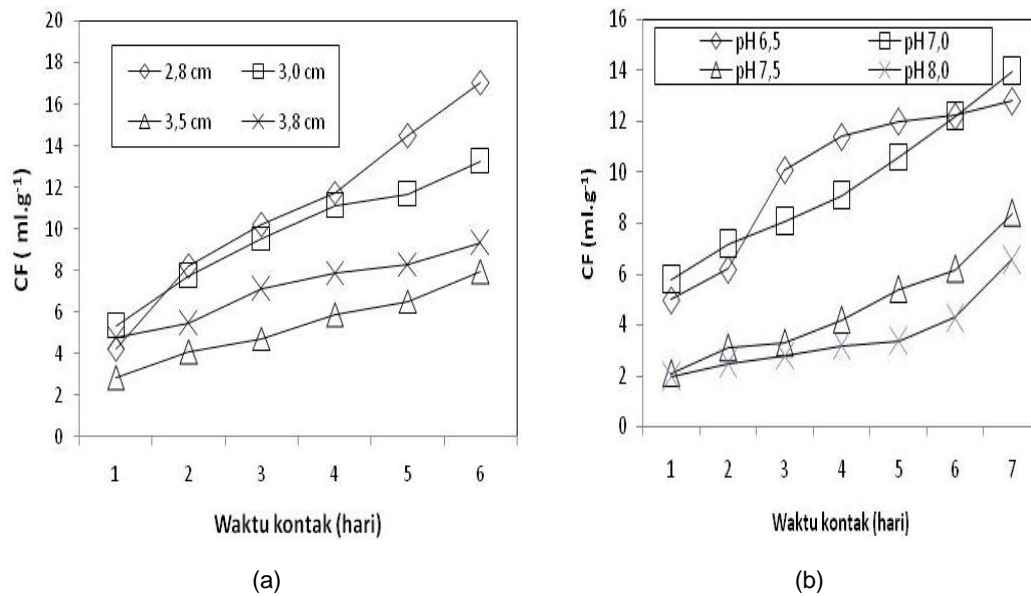
Depurasi

Setelah menjalani proses bioakumulasi, *Pila ampullacea* ditempatkan dalam aquarium yang berisi air bebas kontaminan dan dalam kondisi mengalir (debit 50 l.jam^{-1}). Pemberian pakan dilakukan 2 kali sehari. Selama proses depurasi, secara periodik, *Pila ampullacea* dianalisis kandungan ^{137}Cs menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pelepasan kontaminan. Kecepatan laju pelepasan (k_e) diperoleh dari *slope* grafik % kontaminan yang diretensi VS waktu (t). Waktu tinggal biologis ^{137}Cs dinyatakan dalam waktu paro biologi ($t_{1/2b}$) yang dihitung menggunakan persamaan (2)

$$t_{1/2b} = \frac{\ln(2)}{k_e} \quad (2)$$

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hal penting dalam penetapan nilai Faktor Bioakumulasi ^{137}Cs adalah mempertimbangkan seluruh jalur akumulasi kontaminan tersebut baik melalui pakan, air dan sedimen. Proses bioakumulasi menyebabkan peningkatan konsentrasi ^{137}Cs dalam tubuh hewan dibandingkan dengan konsentrasinya di air. Mekanisme ini berdasarkan pengambilan (*uptake*) melalui proses-proses ingesti pakan, transporatasi melalui sistem pernafasan dan kontak dengan kulit [11]. *Pila ampullacea* merupakan makrobentos yang hidup diperairan tawar dimana kontak dengan kontaminan lebih banyak berasal dari air di bandingkan dengan pakan dan sedimen. Kontaminan dalam bentuk ionik (termasuk ^{137}Cs) masuk ke dalam tubuh berdasar difusi melalui membran sel berdasarkan mekanisme fisiologis biota [12]. Faktor yang mempengaruhi mekanisme fisiologis terkait dengan proses bioakumulasi antara lain ukuran dan pH larutan. Kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs melalui jalur air pada berbagai ukuran tubuh dan pH medium ditunjukkan pada Gambar 1.

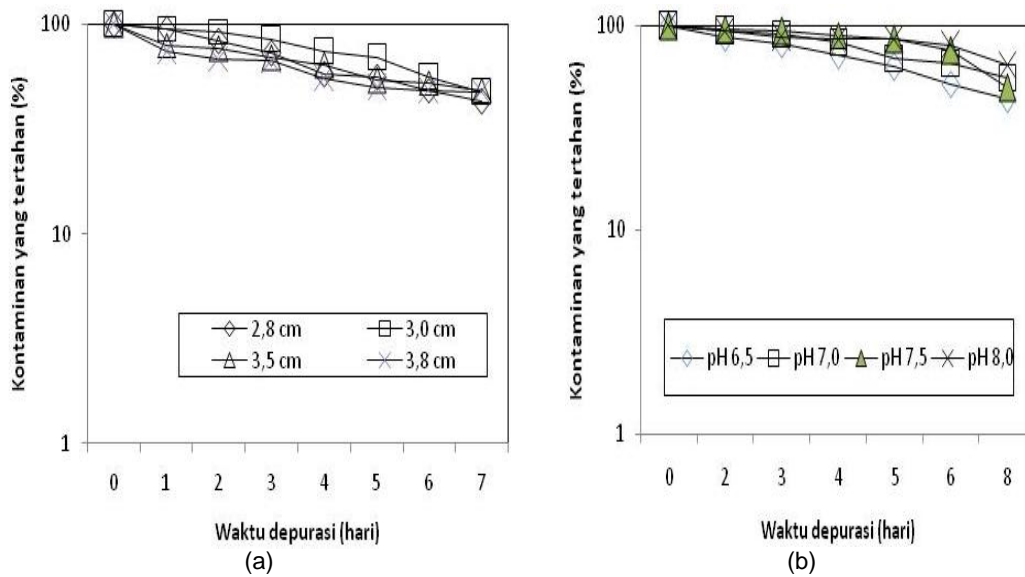


Gambar 1.
 (a) Kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* pada berbagai ukuran
 (b) Kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* pada kisaran pH 6,5 – 8,0.

Mengacu pada Gambar 1, kemampuan akumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* ukuran 2,8 cm – 3,8 cm berkisar 4 – 9,32 g.ml^{-1} . Disisi lain kemampuan akumulasi kontaminan tersebut pada kondisi pH medium air 6,5 – 8,0 berkisar 6,6 – 14 ml.g^{-1} . Radioisotop ^{137}Cs cepat terakumulasi melalui jalur air karena kesamaan sifat kimiawi Cs^+ dengan K^+ yang merupakan komponen utama dalam metabolisme sel [13]. Sorpsi logam (termasuk ^{137}Cs) dari air ke biota akuatik dipengaruhi oleh ukuran tubuhnya. Biota berukuran kecil mempunyai total luas permukaan yang lebih besar dibandingkan dengan yang berukuran besar sehingga cenderung mempunyai kemampuan akumulasi yang lebih besar [9]. Pengaruh pH merefleksikan proses disosiasi gugus $-\text{COOH}$ kedua dan ketiga dari dialifatik dan asam trikarboksilat (suksinik dan asam sitrat), substitusi asam benzoat (seperti asam phtalat) atau gugus $-\text{OH}$ dari karboksil atau p-aldehida tersubstitusi pada fenol dimana gugus-gug tersebut berpotensi mengikat Cs^+ [14]. Berdasarkan hal tersebut maka kondisi pH medium air yang ideal(6,5 -7,0), *Pila ampullacea* mempunyai kemampuan bioakumulasi dapat hidup dalam medium tersebut merefleksikan proses disosiasi gugus-gugus tersebut.

Mengacu pada Gambar 1, proses bioakumulasi belum mengalami *steady state*. Disisi lain nilai faktor konsentrasi ditetapkan pada kondisi *steady state*. Pada kondisi *steady state*, laju pengambilan ^{137}Cs dari medium air ke dalam tubuh biota sama dengan laju pelepasannya dari tubuh biota ke medium air. Idealnya eksperimen bioakumulasi ini dilanjutkan sampai dengan mencapai kondisi *steady state* tersebut. Disisi lain penambahan waktu eksperimen menyebabkan ukuran biota bertambah sehingga tidak merepresentasikan lagi salah paramater eksperimen yang diamati. Pendekatan yang mungkin dilakukan adalah menghitung nilai BCF berdasarkan rasio kecepatan pengambilan (k_u) terhadap kecepatan pelepasan (k_e). Nilai kecepatan pengambilan diperoleh dari *slope* CF terhadap waktu dan kecepatan pelepasan diperoleh dari *slope* persenkontaminan yang ditahan terhadap waktu.

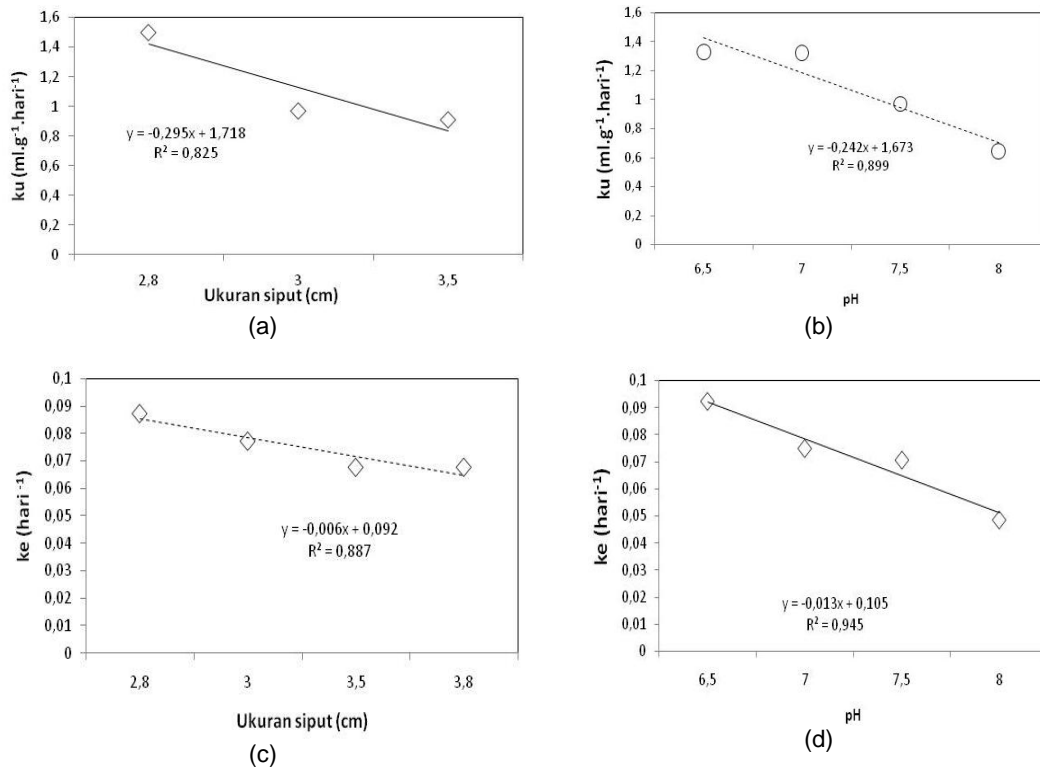
Pelepasan (depurasi) kontaminan suatu proses dimana ketika kontak biota dengan kontaminan dihentikan. Pelepasan ^{137}Cs dari tubuh *Pila ampullacea* ditunjukkan pada Gambar 2.



Gambar 2.
 (a) Pelepasan ^{137}Cs oleh berbagai ukuran *Pila ampullacea*
 (b) Pelepasan ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* pada kisaran pH 6,5 – 8,0.

Mengacu pada Gambar 2a dan b, setelah 8 hari kontak ^{137}Cs dengan biota dihentikan, 42-58% fraksi ^{137}Cs yang masih ditahan dalam tubuh biota berukuran 2,0 – 3 cm. Disisi lain 44-65% fraksi ^{137}Cs yang masih ditahan dalam tubuh biota yang berada dalam medium air pH 6,5 – 8. Hasil eksperimen tersebut menunjukkan proses depurasi tidak dipengaruhi ukuran *Pila ampullacea* dan pH medium air. Hal ini karena ^{137}Cs terakumulasi pada tubuh bagian lunak (*soft tissue*) sehingga mudah diekresikan ke luar tubuh[1].

Mengacu pada proses bioakumulasi dan depurasi, kecepatan pengambilan (k_u) dan pelepasan (k_e) dihitung dan ditunjukkan pada Gambar 3.



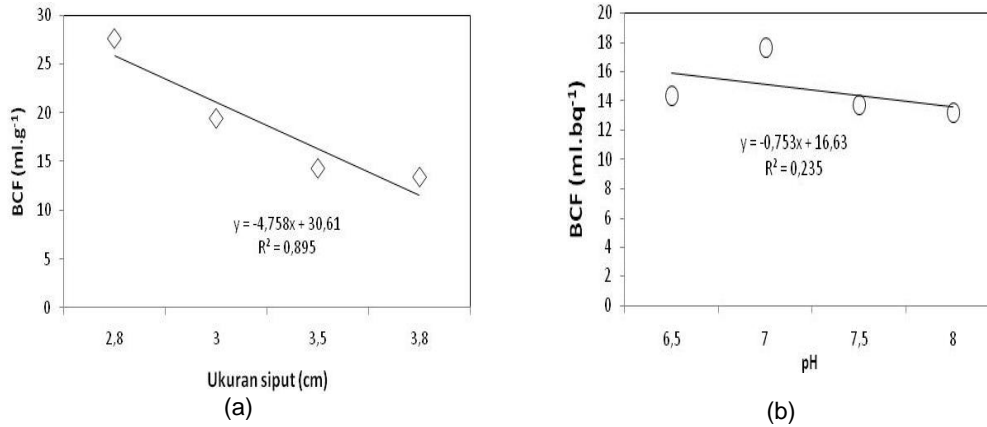
Gambar 3. Kecepatan pengambilan dan pelepasan ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea*
 a. Kecepatan pengambilan ^{137}Cs oleh berbagai ukuran *Pila ampullacea*,
 b. Kecepatan pengambilan ^{137}Cs oleh berbagai *Pila ampullacea* dari berbagai pH medium
 c. Kecepatan pelepasan ^{137}Cs oleh berbagai ukuran *Pila ampullacea*
 d. Kecepatan pelepasan ^{137}Cs oleh berbagai *Pila ampullacea* dari berbagai pH medium

Dalam kompartemen tunggal, k_u diasumsikan sebagai mekanisme pengambilan kontaminan oleh seluruh tubuh biota dengan mengabaikan kecepatan distribusinya ke dalam berbagai jenis organ [15]. Nilai k_u merupakan pengaruh faktor fisiologis biota, spesi kimiawi kontaminan dan interaksi antara faktor fisiologis dan spesi kimia [16]. Radioisotop ^{137}Cs di dalam medium air adalah ion Cs^+ sehingga spesi yang masuk ke dalam tubuh biota adalah tunggal. Faktor-faktor fisiologis yang meliputi proses metabolisme kontaminan dalam tubuh diasumsikan konstan [15]. Berdasarkan eksperimen diperoleh terdapat hubungan antara faktor-faktor yang mempengaruhi fisiologis *Pila ampullacea* (ukuran dan pH medium air) terhadap kecepatan pengambilan dan pelepasan. Nilai k_u dan k_e berturut-turut $0,642 - 2,41 \text{ ml.g}^{-1}.\text{hari}^{-1}$ dan $0,048 - 0,09 \text{ hari}^{-1}$. Menggunakan persamaan (2), perhitungan waktu waktu tinggal biologis ^{137}Cs dalam tubuh *Pila ampullacea* $7,5 - 14,3$ hari. Kondisi pH medium air mempengaruhi kecepatan pengambilan dan pelepasan, hal ini terkait dengan kondisi ideal untuk hidup *Pila ampullacea*. Seperti halnya keong mas, *Pila ampullacea* hidup pada air pH air berkisar antara 5-8[16]

Kemampuan bioakumulasi (BCF) ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* ditentukan menggunakan persamaan (3)

$$BCF = \frac{k_u}{k_e} \quad (3)$$

Hasil perhitungan berbasis pada eksperimen biokinetik ditunjukkan pada Gambar 4. Mengacu pada Gambar 4, BCF berkisar $13,2 - 27,6 \text{ ml.g}^{-1}$. Secara keseluruhan kemampuan *Pila ampullacea* mengakumulasi ^{137}Cs dipengaruhi oleh ukuran biota dan tidak dipengaruhi oleh pH medium air. Seperti telah dikemukakan di atas, hewan berukuran kecil mempunyai luas permukaan yang besar sehingga mempunyai nilai BCF yang lebih besar. Disisi lain pH medium air tidak mempengaruhi kemampuan bioakumulasi. Hal ini disebabkan *Pila ampullacea* hidup dalam medium air dengan kisaran pH 5-8, bahkan toleran terhadap pH medium dibawah 5. [16]



Gambar 4. Kemampuan bioakumulasi ^{137}Cs oleh *Pila ampullacea* yang dinyatakan dalam BCF
A. Pengaruh ukuran *Pila ampullacea* terhadap BCF
B. Pengaruh pH medium terhadap BCF

Umumnya pemantauan lingkungan berdasarkan analisis air, sedimen dan sample biologis, penggunaan bioindikator mampu meningkatkan konsentrasinya sehingga berada diatas limit deteksi dari instrumentasi yang digunakan[10]. Faktor bioakumulasi umumnya digunakan untuk memprediksi konsentrasi kontaminan dalam biota yang berasal dari air [17]. Faktor konsentrasi pada biota akuatik adalah ekuivalen dengan BAF, dimana BAF merupakan kondisi steady state[17]. Kecepatan pengambilan dan pelepasan diestimasi melalui eksperimen laboratorium [18]. Meneurut IAEA program pemantauan lingkungan termasuk kegiatan pengukuran radiasi latar dan konsentrasi radionuklida pada sampel-sample lingkungan yang relevan dengan paparan terhadap manusia terutama sampel-sampel udara, air minum, produk-produk pertanian dan bahan pangan natural lainnya serta bioindikator [19]. Lebih lanjut menurut Aarkrog bioindikator mampu mengakumulasi radionuklida sehingga memungkinkan diukur[20]. Bioindikator dapat digunakan untuk mendeteksi dan melakukan pengukuran tidak langsung konsentrasi radionuklida disekitar fasilitas nuklir. Moluska telah diketahui dapat digunakan sebagai bioindikator dan biomonitoring, hal ini karena keberadaannya yang melimpah di ekosistem air dan toleran terhadap berbagai gangguan termasuk kontaminan [21]. Moluska merupakan hewan yang sangat berhasil menyesuaikan diri untuk hidup di beberapa tempat dan cuaca[5]. Kriteria sebagai bioindikator diantaranya hewan yang representatif tempat dilakukan pengamatan, keberadaannya melimpah dan mempunyai cukup banyak jaringan tubuh untuk dianalisis, toleran terhadap berbagai perubahan, mempunyai kemampuan bioakumulasi yang kuat dimana mempunyai korelasi dengan rerata konsentrasi ambien [21,22]. Berdasarkan hal tersebut maka *Pila ampullacea* dapat digunakan sebagai bioindikator kontaminan ^{137}Cs untuk program pemantauan lingkungan.

KESIMPULAN

1. Kemampuan *Pila ampullacea* mengakumulasi ^{137}Cs dipengaruhi oleh ukuran individual biota tetapi tidak dipengaruhi oleh kondisi pH lingkungan perairan .
2. Kemampuan akumulasi ^{137}Cs yang direpresentasikan sebagai Faktor Bioakumulasi (BCF) pada biota ini berkisar antara 13,2 – 27,6 ml.g^{-1} .
3. Berdasarkan kemampuan beradaptasi dengan lingkungan dan nilai BCF yang cukup tinggi maka biota ini dapat dijadikan sebagai bioindikator perairan untuk program pemantauan ^{137}Cs di sekitar fasilitas nuklir

UCAPAN TERIMAKASIH

Terimakasih diucapkan kepada Sdr. Arief Yandra dan Sdri Eka Putri mahasiswa S2 Kimia UNAND yang telah melaksanakan pra eksperimen dari penelitian ini.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Metian , M., Warnau, M., Teyssié, J-L., Bustamante, P. Characterization of ^{241}Am and ^{134}Cs bioaccumulation in the king scallop *Pecten maximus*: investigation via three exposure pathways. *Journal of Environmental Radioactivity* 102:543-550,2011
- [2]. Li, L., Zheng, B., Liu, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems:Definitions, Approaches and Trends *Procedia Environmental Sciences* 2 (2010) 1510–1524
- [3]. Das, S., Khangarot, B.S. Bioaccumulation of copper and toxic effects on feeding, growth, fecundity and development of pond snail *Lymnaea luteola* L., *Journal of Hazardous Materials* 185 (2011) 295–305
- [4]. Thaeewnong-iw, B., Lauhachinda, N., Sri-Aroon, P., and Lohachi, C. Distribution of *Pila Polita* in A Southern Province of Thailand. *Southeast Asian J Trop Med Public Health*. Vol 34 (Suppl 2): 128-130, 2003
- [5]. Suartin, N.I., Sudari, N.W., Pharmawati, M. Dalem, R.A.A.G. Identifikasi Makrozoobenthos Di Tukad Bausan, Desa Pererenan, Kabupaten Badung, Bali, *Ecotrophic* 5 (1) : 41 – 44, 2007
- [6]. Metian , M., Warnau, M., Teyssié, J-L., Bustamante, P. Characterization of ^{241}Am and ^{134}Cs bioaccumulation in the king scallop *Pecten maximus*: investigation via three exposure pathways. *Journal of Environmental Radioactivity* 102:543-550,2011
- [7]. Carrola, J. , Rissanen,K., Haug, T.Bioaccumulation of radiocaesium in Arctic seals from Northeast Greenland, *Radioactivity In The Environment*, 8: 245-253
- [8]. Guimaraes, J.R.D. Bioaccumulation of ^{137}Cs and ^{60}Co by a tropical marine teleost *Epinephelus* sp. *The Science of the Total Environment*, 120: 205-212, 1992
- [9]. Heldal, H.E., Føyn, L., Varskog, P. Bioaccumulation of ^{137}Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas. *Journal of Environmental Radioactivity* 65:177–185. 2003
- [10]. Lacoue-Labarthe, T., Warnau, M, Oberhansli, F., Teyssie, J-L., Bustamante, P. Contrasting accumulation biokinetics and distribution of ^{241}Am , Co, Cs, Mn and Zn during the whole development time of the eggs of the common cuttlefish, *Sepia officinalis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 382 (2010) 131–138
- [11]. Mackay, D., Fraser. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models: A. Kenneth Mellanby Review Award. *Environmental Pollution* 110 (2000) 375-391
- [12]. Gobas, F.A.P., Morrison, H.A. Bioconcentration and Biomagnification in the Aquatic Environment. *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals*, CRC Press LLC, USA, 2000
- [13]. Drexler,J., Fisher,N., Henningsen, G., Lanno,R., McGeer, J., Sappington, K. Issue Paper On the Bioavailability And Bioaccumulationof Metals: DRAF. U.S. Environmental Protection AgencyRisk Assessment Forum, USA, 2003
- [14]. Pipiška, M., Koëiová, M., Horník, M., Augustín, J., Lesný, J.Influence of time, temperature, pH and inhibitors on bioaccumulation of radiocaesium - ^{137}Cs by lichen *Hypogymnia physodes*. *NUKLEONIKA*. 50(Supplement 1): S29–S37
- [15]. Landrum, P.F., and W.R. Faust. 1994. The role of sediment composition on the bioavailability of laboratory-dosed sediment-associated organic contaminants to the amphipod, *Diporeia* (spp.) with sediment aging. *Chem. Speat. Bioavail.* 6:85-92

- [16]. Riyanto, Aspek Biologi Keong Mas (*Pomacea canaliculata*L.) Forum MIPA 8:(1): 20 – 26, FKIP UNSRI, 2003
- [17]. Rowan, D.J., Bioaccumulation factors and the steady state assumption for cesium isotopes in aquatic foodwebs near nuclear facilities, *Journal of Environmental Radioactivity* (2012), doi:10.1016/j.jenvrad.2012.03.008
- [18]. Smith, T.J., Bowes, M.J., Cailles, C.R. A review and model assessment of ³²P and ³³P uptake to biota in freshwater Systems. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (2011) 317-325
- [19]. IAEA, Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection : safety guide., STI/PUB/1216 — Vienna : International Atomic Energy 2005
- [20]. Aarkrog, A. BIOINDICATOR STUDIES IN NORDIC WATERS Summary report of the NKA report REK-5B . Edited by. Risø Library, Denmark 1985
- [21]. Laua, S., Mohameda, U.M., Yena, A.T.C. Su'ut, S. Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs *The Science of the Total Environment* 214 : 113-121, 1998
- [22]. Michael H. Salazar, Applied Biomonitoring Critical Evaluation Of Bivalve Molluscs As A Biomonitoring Tool For The Mining Industry In Canada. Technical Evaluation Of Molluscs As A Biomonitoring Tool For The Canadian Mining Industry. Canmet - Aquatic Effects Technology Evaluation (Aete) Program, Project 2.3.1, Part II, 164-248. 1997

INTERAKSI RADIOSTRONSIUM DENGAN TANAH CALON TAPAK FASILITAS DEMO DISPOSAL DI SERPONG

Oktri Mila¹⁾, Budi Setiawan^{2*)}, Safni¹⁾

¹⁾Jurusan Kimia, Program PascaSarjana, Universitas Andalas
Kampus Limau Manis, Padang-Sumatra Barat 25163

²⁾Pusat Teknologi Limbah Radioaktif – BATAN,
Kawasan PUSPIPTEK, Serpong-Tangerang 15310

ABSTRAK

INTERAKSI RADIOSTRONSIUM DENGAN TANAH CALON TAPAK FASILITAS DEMO DISPOSAL DI SERPONG. Interaksi radiostronsium (Sr-90) dengan tanah calon tapak untuk fasilitas demo disposal yang akan dibangun di Serpong dalam waktu dekat telah dilakukan. Kegiatan ini untuk mengantisipasi kemungkinan penuhnya fasilitas penyimpanan sementara yang ada di Kawasan Nuklir Serpong, dan sekaligus untuk menunjukkan ke masyarakat bagaimana limbah radioaktif dapat dikelola dengan baik dengan teknologi yang ada. Untuk meyakinkan bahwa lokasi tersebut aman, studi keandalan dari tanah calon tapak menjadi sangat penting untuk dilakukan melalui serangkaian percobaan dengan menggunakan parameter-parameter yang berpengaruh seperti waktu kontak, pengaruh kekuatan ionik dan konsentrasi Sr^{2+} di larutan. Radiostronsium digunakan sebagai perunut dalam percobaan ini dan berperan sebagai radionuklida acuan pada penelitian limbah radioaktif level rendah karena waktu paronya yang panjang dan sangat mudah berasosiasi dengan organisme yang ada di alam. Sehingga interaksi radiostronsium dan sampel tanah menjadi penting untuk dipelajari. Percobaan dilakukan secara catu, dan sampel tanah-larutan yang mengandung radionuklida dicampur dalam vial PE 20 ml. Ratio padat:cair adalah 10^{-2} g/ml, dengan tujuan mengumpulkan data karakter spesifik radionuklida terserap ke tanah calon tapak. Koefisien distribusi digunakan sebagai indikator dimana akan dibandingkan antara banyaknya aktivitas awal dan akhir radiostronsium di larutan. Hasilnya menunjukkan bahwa kondisi kesetimbangan dicapai setelah kontak 10 hari dengan nilai Kd berkisar antara 1600-2350 ml/g. Penambahan kekuatan ionic larutan menyebabkan nilai Kd menjadi berkurang karena adanya kompetisi antara garam latar dengan radiostronsium ke sampel tanah, dan meningkatnya Sr di larutan membuat menurun nilai Kd di sampel tanah karena terbatasnya kapasitas sorpsi dari sampel tanah. Cepatnya kondisi jenuh ion logam di sampel tanah tercapai karena terjadinya reaksi sederhana.

Kata kunci : Tanah calon tapak, radiostronsium, sorpsi

ABSTRACT

INTERACTION OF Sr-90 WITH SITE CANDIDATE SOIL FOR DEMONSTRATION DISPOSAL FACILITY AT SERPONG. Interaction of radiostrontium (Sr-90) with site candidate soil for demonstration disposal facility to be constructed in the near future at Serpong has been done. This activity is to anticipate the interim storage facility at Serpong nuclear area becomes full off condition, and show to the public how radioactive waste can be well managed with the existing technology. To ensure that the location is save, a reliability study of site candidate soil becomes very importance to be conducted through some experiments consisted some affected parameters such as contact time, effect of ionic strength, and effect of Sr^{+} ion in solution. Radiostrontium was used as a tracer on the experiments and has role as radionuclide reference in low-level radioactive waste due to its long half-live and it's easy to associate with organism in nature. So, interaction of radiostrontium and soil samples from site becomes important to be studied. Experiment was performed in batch method, and soil sample-solution containing radionuclide was mixed in a 20 ml of PE vial. Ratio of solid: liquid was 10^{-2} g/ml. Objective of the experiment is to collect the specific characteristics data of radionuclide sorption onto soil from site candidate. Distribution coefficient value was used as indicator where the amount of initial and final activities of radiostrontium in solution was compared. Result showed that equilibrium condition was reached after contact time 10 days with Kd values ranged from 1600-2350 ml/g. Increased in ionic strength in solution made decreased of Kd value into soil sample due to competition of background salt and radiostrontium

*) Correspondence Author

into soil samples, and increased in Sr ion in solution caused decreased of Kd value in soil sample due to limitation of sorption capacity in soil samples. Fast condition in saturated of metal ion into soil samples was reached due to a simple reaction was occurred.

Keywords: Site candidate soil, radiostrontium, sorption

PENDAHULUAN

Limbah radioaktif dari seluruh pelosok Indonesia yang dihasilkan dari bermacam kegiatan seperti dari kegiatan industry, rumah sakit, penelitian dan pendidikan akan dikelola dan diolah pada fasilitas pengolahan limbah radioaktif milik Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-Badan Tenaga Nuklir Nasional. Pengolahan dapat dilakukan secara evaporasi, insinerasi/dibakar, atau ditekan/kompaksi, sehingga volume limbah yang akan dimasukkan ke paket limbah menjadi lebih kecil. Paket-paket limbah yang dihasilkan berbentuk drum 200L atau *concrete shell* dengan volume 350 dan 950L. Paket-paket limbah hasil pengolahan selanjutnya disimpan pada fasilitas penyimpanan sementara (*interim storage*) sampai fasilitas penyimpanan tersebut menjadi penuh pada suatu saat. Laju penyimpanan paket-paket limbah tersebut ke dalam fasilitas penyimpanan sementara dapat dilihat pada Gambar 1 [1].

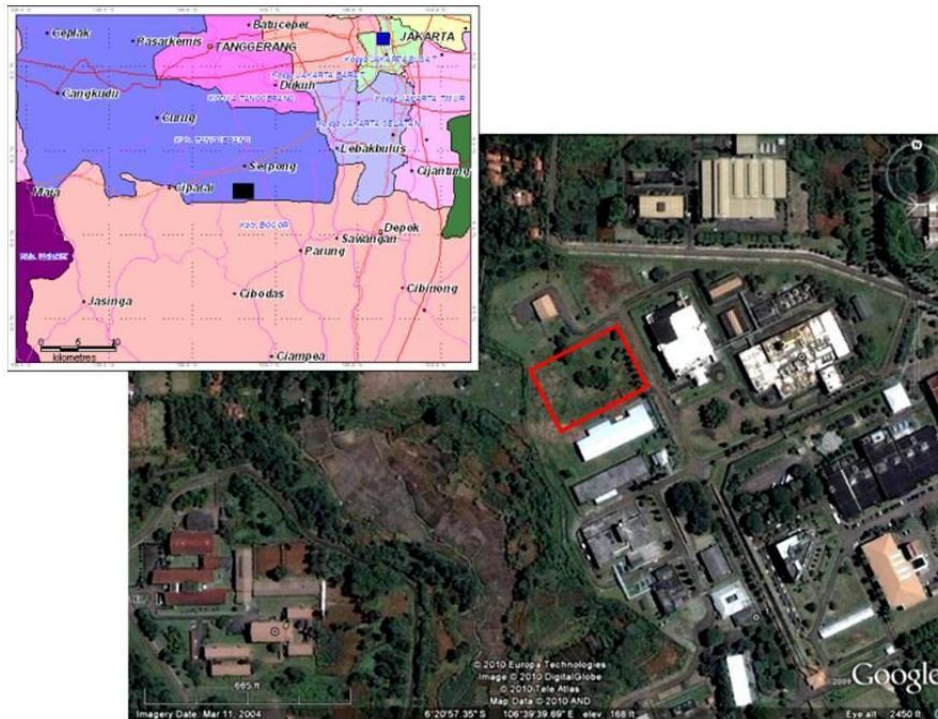


Gambar 1. Akumulasi paket limbah yang berada dalam fasilitas penyimpanan sementara di Serpong.

Untuk mengantisipasi kemungkinan fasilitas penyimpanan sementara tersebut menjadi penuh oleh paket limbah maka BATAN telah menyiapkan sebuah lokasi didekat fasilitas pengolahan limbah yang ada di Kawasan Nuklir Serpong yang selanjutnya disebut sebagai tapak SP-4 untuk dimanfaatkan sebagai tapak disposal limbah radioaktif dengan kegunaan sebagai sarana demonstrasi. Tapak SP-4 tersebut dapat ditunjukkan pada Gambar 2. Keberadaan suatu fasilitas disposal untuk kegunaan demonstrasi di Indonesia diperkirakan dapat menunjukkan kemampuan dan penguasaan teknologi dan keselamatan pada kegiatan pengelolaan limbah pada umumnya dan disposal limbah radioaktif pada khususnya.

Seperti suatu fasilitas disposal limbah radioaktif lainnya, fasilitas demo disposal ini rencananya juga akan dilengkapi dengan sistem penghalang berlapis (*multibarrier system*) yang terdiri dari sistem penghalang buatan (*engineered barrier*) dan penghalang alami (*natural barrier*) untuk menjamin terwujudnya keselamatan lingkungan dan masyarakat sekitar fasilitas [2]. Penghalang buatan dapat terdiri dari matriks limbah, wadah, konstruksi fasilitas serta bahan isian dan penyangga dari fasilitas sedangkan penghalang alaminya adalah tapak SP-4 sebagai

penghalang terakhir dari memungkinkan adanya migrasi radionuklida yang dapat berperan sebagai penghambat penyebaran radionuklida ke lingkungan. Adanya peran yang seperti ini membuat tanah sebagai tapak untuk fasilitas memberikan posisi yang penting pada tahap penyiapan fasilitas disposal limbah radioaktif dan penghambatan adanya penyebaran radionuklida ke lingkungan menjadi perlu dipelajari dengan detail. Kemudian penempatan suatu fasilitas disposal dan fasilitas proses pada suatu lokasi yang berdekatan atau sama (*co-location principle*) adalah diharapkan menjadi contoh yang bagus dari suatu strategi pengelolaan limbah radioaktif di Indonesia di masa depan.



Gambar 2. Lokasi calon tapak fasilitas demo disposal di Kawasan Nuklir Serpong.

Fasilitas disposal untuk keperluan demonstrasi ini juga dimaksudkan juga dapat untuk fasilitas disposal bagi limbah-limbah radioaktif beraktivitas rendah dengan waktu paro sangat singkat (kurang dari 5 tahun) [3] yang sekarang sedang disimpan di fasilitas penyimpanan sementara. Melalui sistem penyortiran tertentu maka beberapa paket limbah yang dimaksud dapat dikirim dan ditaruh pada fasilitas demo disposal tersebut.

Radionuklida Sr-90 adalah salah satu radionuklida yang dominan pada inventori limbah radioaktif sebagaimana juga dengan Cs-137 dan Co-60 yang merupakan radionuklida acuan pada studi interaksi limbah radioaktif level rendah dengan tanah atau batuan [4]. Isotop Sr-90 merupakan radionuklida pemancar β murni dengan energi maksimum sebesar 0,544 MeV bervalensi +2 ($^{90}_{20}\text{Sr}^{2+}$). Stronsium-90 merupakan salah satu radionuklida hasil belah U-235 dan mempunyai waktu paro 28,1 tahun, dan bersifat retensi dalam tubuh karena mempunyai sifat kimia yang mirip dengan logam alkali tanah lainnya seperti Ca dan Ba. Secara kimia, komponen ini menyerupai ion Ca, isotop ini bersama-sama dengan partikel (debu, gumpalan asam pekat) dan jatuh masuk ke perairan bersama-sama dengan air hujan. Oleh karena itu maka Sr-90 dijadikan radionuklida acuan terhadap kontaminasi lingkungan yang disebabkan oleh adanya aktifitas nuklir.

Tujuan dari penelitian ini adalah mendapatkan data spesifik sorpsi Sr-90 oleh tanah dari SP-4 melalui beberapa parameter percobaan seperti waktu kontak, pengaruh kekuatan ionik dan konsentrasi ion Sr di larutan [5-7], dan koefisien distribusi (Kd) Sr-90 ke sampel tanah adalah indikator terjadinya penyerapan Sr-90 oleh sampel tanah, dimana Kd adalah [8],

$$K_d = \frac{C_0 - C_t}{C_t} \frac{V}{m}$$

C_0 dan C_t masing-masing adalah aktivitas awal dan akhir Sr-90 di larutan, V adalah volume total larutan (ml), m adalah berat massa sampel tanah kering (g) dan K_d adalah koefisien distribusi Sr-90 dalam sampel tanah dan larutan pada kondisi kesetimbangan.

TATA KERJA

Sampel tanah diperoleh dari hasil kegiatan pengeboran (*coring*) pada tapak SP-4 di Kawasan Nuklir Serpong sejumlah 3 sampel: DH1, DH2 dan DH3. Sampel tanah di keringkan, digerus, diayak sehingga diperoleh ukuran butir 100 mesh. Percobaan sorpsi dilakukan dalam kondisi atmosferik ($\sim 25^\circ\text{C}$). Serangkaian percobaan dikenakan pada sampel tanah dengan konsentrasi awal Sr^{2+} direntang dari 10^{-8} – 10^{-4} M SrCl_2 dengan ratio padat/cair adalah 10^{-2} g/ml di dalam vial PE 20 ml. Larutan stronsium kemudian diberi label dengan pengemban Sr-90 dari *Eckert & Ziegler* dan pengukuran aktivitas- \square dilakukan dengan menggunakan alat *liquid scintillation counter* (LSC) merek *PerkinElmer Tri-Carb 2910 TR* setelah fase padat dan larutannya dipisahkan dengan alat pemusing *Heraeus Labofuge 400 centrifuge*. Parameter-parameter waktu kontak, pengaruh kekuatan ionik dan ion Sr di larutan sebagai parameter yang berpengaruh kemudian dikenakan pada percobaan ini.

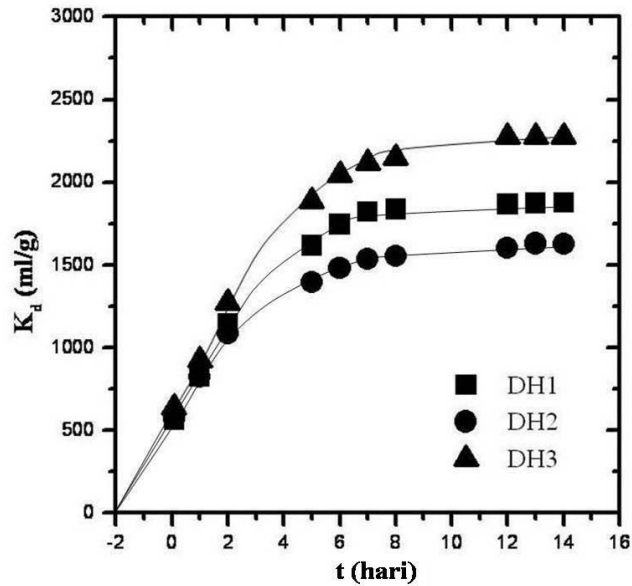
Pada percobaan kinetika sorpsi, SrCl_2 diatur pada konsentrasi 10^{-8} M. Pengocokan larutan dan sampel tanah dilakukan dengan menggunakan peralatan *roller* geologi dan selanjutnya larutan di cuplik secara berkala. Fase padat dan cairan dipisahkan dengan menggunakan alat pemusing dan aktivitas- \square dari beningannya diukur dengan alat LSC. Koefisien distribusi (K_d) Sr-90 dihitung dari perbedaan pengukuran antara aktivitas awal dan akhir Sr-90 di larutan, setelah diperoleh waktu kontak sorpsi saat *steady state* maka waktu kontak tersebut digunakan sebagai waktu pengocokan untuk percobaan selanjutnya.

Pada percobaan pengaruh kekuatan ionik larutan, larutan SrCl_2 selanjutnya diberi tambahan larutan berupa 0,1 atau 1,0 M NaCl, sedangkan untuk percobaan pengaruh konsentrasi ion Sr di larutan maka konsentrasi awal SrCl_2 direntang antara 10^{-8} – 10^{-4} M SrCl_2 . Selanjutnya prosedur pengukuran nilai K_d dilakukan seperti pada percobaan sebelumnya. Percobaan ini dilakukan di laboratorium kimia Bidang Teknologi Penyimpanan Lestari, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-Badan Tenaga Nuklir Nasional, Serpong-Tangerang pada tahun kegiatan 2012.

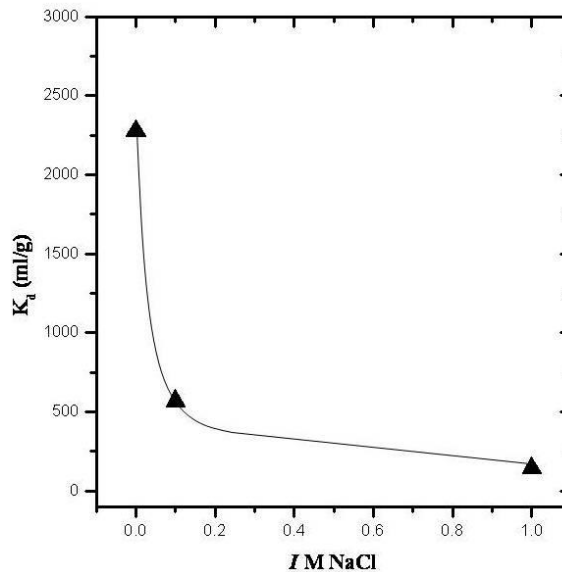
HASIL DAN PEMBAHASAN

Pengukuran sorpsi Sr-90 ke sampel tanah dilakukan dengan parameter-parameter yang berpengaruh seperti waktu kontak, pengaruh ion Na dan Sr terhadap sorpsi Sr-90. Percobaan waktu kontak dilakukan selama 1 sampai 15 hari pengontakan dengan konsentrasi SrCl_2 10^{-8} M. Pada Gambar 3 diilustrasikan hubungan antara waktu kontak dan nilai K_d sebagai indikator sorpsi Sr-90 ke sampel tanah. Sorpsi tercepat diperoleh pada kontak 5 hari pertama dan diikuti dengan penyerapan ion Sr secara lebih lambat dan maksimum K_d diperoleh setelah waktu kontak 10 hari dengan nilai K_d berkisar antara 1600 – 2350 ml/g. Waktu kontak yang 10 hari kemudian digunakan untuk waktu pengontakkan pada percobaan selanjutnya. Sorpsi Sr-90 ke sampel tanah diawali dengan penyerapan yang cepat yang selanjutnya diikuti dengan proses sorpsi yang lebih lambat kemungkinan adanya sifat selektifitas ion Sr yang cukup tinggi yang diikuti dengan proses difusi yang lebih lambat ke situs yang *favorable* pada sampel tanah [9].

Keberadaan ion Na di larutan sebagai indikator kekuatan ionik larutan telah memberikan pengaruh pada sorpsi Sr-90 ke sampel tanah, dimana besar sorpsi Sr-90 ke sampel tanah sangat dipengaruhi oleh konsentrasi NaCl di larutan sebagaimana yang ditampilkan pada Gambar 4. Hal ini berarti bahwa sorpsi Sr-90 ke sampel tanah akan tergantung dengan adanya kompetisi kation di larutan [10]. Ini juga telah mengindikasikan bahwa sebagian besar Sr-90 yang terserap di sampel tanah tidak stabil terserap di sampel tanah dan dapat segera lepas kembali ke larutan oleh adanya ion Na di larutan [11]. Banyaknya Sr-90 yang kembali ke larutan akan meningkat bersamaan dengan meningkatnya kekuatan ionik dari larutan elektrolit, mengindikasikan bahwa kuatnya pengaruh kekuatan ionik adalah tipikal dari suatu *outer-sphere complex* dari sampel dimana ketidak sensitifan kekuatan ionik sebagai indikasi kerumitan permukaan dalam (*inner surface*) dari sampel [12].

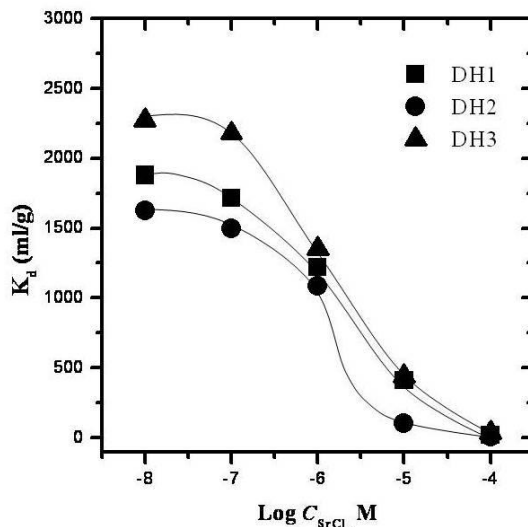


Gambar 3. Sorpsi Sr-90 ke sampel tanah sebagai fungsi waktu kontak



Gambar 4. Pengaruh kekuatan ionik di larutan terhadap sorpsi Sr-90 oleh sampel tanah.

Pengaruh konsentrasi SrCl_2 dapat dilihat pada Gambar 5, sorpsi Sr-90 ke sampel tanah menurun bersamaan dengan meningkatnya konsentrasi ion logam (SrCl_2) di larutan. Distribusi Sr-90 berkurang secara nyata dengan meningkatnya kandungan awal SrCl_2 di larutan, dimana proses sorpsi tertinggi tercatat pada kondisi konsentrasi SrCl_2 terendah. Kemudian saat konsentrasi SrCl_2 di larutan dinaikkan maka sorpsi Sr-90 ke sampel tanah menjadi berkurang. Hal ini dapat dijelaskan dengan keterbatasan kapasitas sorpsi dari sampel tanah [7].



Gambar 5. Pengaruh konsentrasi awal ion Sr²⁺ di larutan terhadap sorpsi Sr-90 ke sampel tanah

KESIMPULAN

Hasil dari percobaan ini menunjukkan bahwa kondisi kesetimbangan dicapai setelah waktu kontak 10 hari dengan nilai K_d berkisar antara 1600 – 2350 ml/g. Bertambahnya kekuatan ionik larutan menyebabkan berkurangnya nilai K_d Sr-90 ke sampel tanah karena terjadinya kompetisi antara garam latar dengan radiostronsium ke dalam sampel tanah, dan meningkatnya ion Sr di larutan membuat nilai K_d Sr-90 menurun ke sampel tanah karena terbatasnya kapasitas sorpsi sampel tanah. Cepatnya kondisi jenuh sampel tanah oleh ion logam (SrCl₂) karena terjadinya reaksi sederhana pada situs aktif dari tanah.

UCAPAN TERIMA KASIH

Terima kasih ditujukan kepada Bapak Teddy Sumantry B.Sc., Ibu Wahyu Retno Prihatiningsih S.Si., M.Si. dan Ibu Nurul Efri Ekaningrum SST., atas bantuannya dalam preparasi bahan radioaktif dan penggunaan alat LSC selama percobaan berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. BATAN, *National Report of Indonesia for the Simulated Joint Convention Group Session: on the Safety of Spent Fuel and on the Safety of Radioactive Waste Management*, Tokyo, ANSN-IAEA, 2010.
- [2]. IAEA, *Disposal of Radioactive Waste, SSR-5*, Vienna, IAEA, 2011
- [3]. Y.Kawakami et.al., *Report of IAEA EBP-Asia Expert Mission to Review Site Evaluation Activities for a Radwaste Disposal Facility in Jawa Island*, IAEA- Vienna, 2008
- [4]. Suryanto, "References Radionuclide on The Safety Analysis of Radioactive Waste Disposal", Proc of Sci Presentation and Meeting 1st, PTPLR-BATAN, Serpong,-Tangerang 1997, pp.138-142 -in Indonesian.
- [5]. WY Um, and C. Papelis, *American Mineralogist*, Vol. **88**, pp.2028–2039 (2003).
- [6]. LA. Wendling, JB. Harsh, CD. Palmer, MA. Hamilton, M. Flury, *Clays and Clay Minerals*, Vol. **52**, No. 3, pp.375–381 (2004).
- [7]. MV. Mironenko et.al., *Experimental Study of Sorption of Np(V) on Kaolinite*, Herald of the Department of the Earth Sciences RAS, (2004).
- [8]. HN. Erten, et.el., *Radiochim. Acta* **44/45**, pp.147-151 (1988).
- [9]. RNJ. Comans, and DE. Hockley, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **56**, pp.1157– 1164 (1992).
- [10]. WJ. Bond, *Soil Scie. Soc. Am. J.* **59**, pp.436-443 (1995).
- [11]. LA. Wendling et.al., *Clays and Clay Minerals*, vol **52**, no 3, pp.375-381 (2004).
- [12]. SP Singh et.al., *J. Hazardous Mat.* **B136**, pp.654-662 (2006).

STUDI BIOAKUMULASI METIL MERKURI PADA *PERNA VIRIDIS* DAN *ANADARA INDICA* MENGGUNAKAN RADIOTRACER

Budiawan

Departemen Kimia, FMIPA, Universitas Indonesia

ABSTRAK

STUDI BIOAKUMULASI METIL MERKURI PADA *PERNA VIRIDIS* DAN *ANADARA INDICA* MENGGUNAKAN RADIOTRACER. Pencemaran perairan merupakan masalah kompleks yang belum terpecahkan, salah satunya adalah pencemaran perairan oleh CH_3Hg^+ . Pencemaran tersebut membahayakan *Perna viridis* dan *Anadara indica* yang banyak dikonsumsi oleh masyarakat. Oleh karena itu, dilakukan suatu simulasi pencemaran CH_3Hg^+ melalui jalur air dan jalur pakan sehingga didapatkan pemodelan bioakumulasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica*. Untuk keperluan analisa bioakumulasi CH_3Hg^+ digunakan perunut radioaktif $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ yang digunakan sebagai alat untuk mendeteksi adanya konsentrasi CH_3Hg^+ dalam perairan. Berdasarkan hasil penelitian, didapatkan nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Perna viridis* besar berkisar antara 1122,098 hingga 3850,828. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Perna viridis* kecil berkisar antara 3495,316 hingga 4737,34. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Anadara indica* besar berkisar antara 3474,513 hingga 8998,277. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Anadara indica* kecil berkisar antara 7899,7 hingga 8670,17. Nilai faktor konsentrasi tersebut didapatkan setelah kekerangan terpapar CH_3Hg^+ selama 12 hari.

Kata Kunci: *Perna viridis*, *Anadara indica*, bioakumulasi, metil merkuri, depurasi, efisiensi asimilasi, dissection, spektrometer gamma, radiotracer, ketahanan pangan

ABSTRACT

STUDY OF METHYL MERCURY BIOACCUMULATION IN *PERNA VIRIDIS* AND *ANADARA INDICA* USING A RADIOTRACER. Water pollution is a complex problem which has not been solved yet, for instance is water pollution by CH_3Hg^+ . Pollution can endanger *Perna viridis* and *Anadara indica* that are widely consumed by humans. Therefore, in this research was made a simulation of CH_3Hg^+ pollution through the water and feed so that it results the model of CH_3Hg^+ bioaccumulation in *Perna viridis* and *Anadara indica*. $\text{CH}_3^{203}\text{Hg}^+$ as a radioactive tracer is used as a tool to detect the concentration of CH_3Hg^+ in the waters. Based on the results of the study, the value of concentration factor (CF) in a big *Perna viridis* is ranged from 1122,098 to 3850,828. The value of concentration factor (CF) in a small *Perna viridis* is ranged from 3495,316 to 4737,34. The value of concentration factor (CF) in a big *Anadara indica* is ranged from 3474,513 to 8998,277. The value of Concentration Factor (CF) in a small *Anadara indica* is ranged from 7899,7 to 8670,17. These concentration factor are obtained after exposing of CH_3Hg^+ until 12 days.

Keywords: *Perna viridis*, *Anadara indica*, bioaccumulation, methyl mercury, depuration, assimilation efficiency, dissection, gamma spectrometer, radiotracer, food intake

PENDAHULUAN

Pencemaran perairan merupakan suatu masalah yang sangat kompleks dan membahayakan bagi organisme dan lingkungan akuatik. Pencemaran perairan yang terdistribusi secara luas dapat berupa senyawa organik dan anorganik. Logam berat merupakan salah satu jenis polutan anorganik yang mendapat perhatian secara khusus karena bersifat toksik dan berbahaya bagi lingkungan hidup. Salah satu logam berat yang berbahaya karena sifat bioakumulasinya yang tinggi pada organisme akuatik adalah merkuri. Merkuri masuk ke dalam ekosistem berasal dari sumber antropogenik maupun secara alamiah. Sumber antropogenik merkuri antara lain lepasan PLTU, industri polivinil klorida (PVC), penggunaan alat elektronik, industri baterai, dan sebagainya. Eksternalisasi limbah yang mengandung merkuri dari kegiatan

industri menyebabkan berbagai macam dampak buruk kesehatan. Pada tahun 1968, telah dilaporkan kasus epidemik keracunan merkuri di Teluk Minamata dan terkenal sebagai *Minamata Disease*. Kasus-kasus pencemaran merkuri lainnya adalah: tahun 1967 terjadi pencemaran merkuri di sungai Agano di Nigata sedangkan pada tahun 1971-1972 di Irak terjadi keracunan alkil merkuri akibat mengkonsumsi gandum yang disemprot dengan alkil merkuri. Kasus di Irak menyebabkan 500 orang meninggal dunia dan 6000 orang masuk rumah sakit yang terkenal sebagai *Pink Disease*. Keracunan merkuri yang sering disebut sebagai *mercurialism* banyak ditemukan di negara maju, misalnya *Mad Hatter's Disease* yang merupakan suatu bentuk keracunan merkuri yang diderita oleh karyawan di *Alice Wonderland*[1]. Kasus pencemaran merkuri di Indonesia belum banyak dilaporkan. *East Asian Seas Regional Coordinating Unit – United Nations Environment Report* pada tahun 2000 melaporkan bahwa dari 157 contoh produk perikanan yang diambil dari Teluk Jakarta, 76% diantaranya tidak dapat dikonsumsi karena kontaminasi cadmium, 51% terkontaminasi tembaga, 44% terkontaminasi timbal, dan 38% terkontaminasi merkuri. Sebuah survey keracunan merkuri di 3 daerah sepanjang Teluk Jakarta (Muara Angke, Kalibaru, dan Pajagalan) selama bulan Oktober sampai dengan bulan Desember 1980 menunjukkan 3178 orang yang disurvei, 77 orang menderita gangguan neurologis. Kandungan merkuri pada rambut 77 orang tersebut rata-rata adalah 5,57 ppm [2].

Toksistas merkuri tergantung dari bentuk dan sifat kimianya. Terdapat beberapa bentuk senyawa merkuri organik yaitu: metil merkuri, dimetil merkuri, dan bentuk benzil merkuri. Metil merkuri lebih stabil dibandingkan dengan dimetil merkuri dan bentuk benzil merkuri sehingga keberadaannya dalam lingkungan hidup menjadi perhatian utama. Menurut *International Agency for Research on Cancer*, senyawa merkuri organik jauh lebih toksik daripada merkuri anorganik[3]. Hal ini disebabkan oleh kemampuan merkuri organik menembus sawar otak (neurotoksik) dan mudah diabsorpsi sempurna pada saluran pencernaan dan didistribusikan ke organ sasaran. Metil merkuri termasuk dalam grup 2B, yakni kemungkinan menyebabkan kanker pada manusia dan telah ada data uji toksistas pada hewan namun belum mencukupi[3]. Selain itu, metil merkuri dapat berakumulasi dalam organ biota akuatik dan akan mengalami biomagnifikasi dalam rantai makanan[4]. Biota akuatik yang sering dikonsumsi oleh masyarakat adalah kerang hijau (*Perna viridis*) dan kerang bulu (*Anadara indica*). *Perna viridis* dan *Anadara indica* banyak dibudidayakan di Teluk Jakarta dan sekitarnya yang sudah tercemar metil merkuri. Kerang-kerang tersebut mampu mengakumulasi metil merkuri dan memberikan kontribusi risiko kesehatan bagi manusia yang mengkonsumsinya, seperti kerusakan saluran pencernaan, gangguan kardiovaskuler, kegagalan ginjal akut, kelainan syaraf perifer, penyempitan bidang penglihatan, dan berkurangnya pendengaran[5]. Oleh karena itu, perlu perhatian khusus pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* terkait akumulasi metil merkuri untuk memecahkan permasalahan pencemaran pangan yang ada di Indonesia.

Perna viridis dan *Anadara indica* banyak dikonsumsi oleh masyarakat baik masyarakat kalangan bawah hingga masyarakat kalangan atas. *Perna viridis* dibudidayakan di Teluk Jakarta dan Jepara sampai perairan di daerah Jawa Timur. *Anadara indica* juga ditangkap di daerah-daerah tersebut. Kemungkinan lokasi budidaya dan penangkapan telah tercemar limbah yang mengandung berbagai polutan termasuk metil merkuri. Oleh karena itu, kemampuan bioakumulasi *Perna viridis* dan *Anadara indica* perlu diketahui untuk kepentingan perlindungan masyarakat terhadap bahaya mengkonsumsi kedua jenis pakan tersebut. Pada penelitian akhir ini bertujuan untuk melakukan suatu simulasi pencemaran metil merkuri melalui jalur air dan jalur pakan sehingga didapatkan pemodelan bioakumulasi metil merkuri pada *Perna viridis* dan *Anadara indica*.

TATA KERJA

Pada penelitian bioakumulasi ini diperoleh *Perna viridis* dan *Anadara indica* dari Perairan Dadap, Teluk Jakarta. Penelitian bioakumulasi dilakukan di Laboratorium Radioekologi Kelautan Badan Tenaga Nuklir Nasional PUSPIPTEK Serpong.

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

Alat

Aquaria system yang terdiri dari sistem sirkulasi dan filtrasi, Spektrometer gamma yang dilengkapi dengan detector NAI(Tl) diameter 10cm, tinggi 40 cm buatan Bicon Corp. Tipe detector adalah ortec model 276 S/N HQ 490 seri 2M2/2 yang dihubungkan dengan MCA terintegrasi dalam sistem Inspector buatan Canberra terkoneksi dengan computer. Software yang digunakan adalah Genie 2000.

Metoda

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 sintesis sehari sekali sebanyak 10 ml. Seluruh proses aklimatisasi dilakukan dengan memelihara *Perna viridis* dan *Anadara indica* selama 3 minggu tanpa pemberian kontaminan.

Percobaan Bioakumulasi CH₃Hg⁺ Melalui Jalur Air

Untuk percobaan bioakumulasi melalui jalur air, disiapkan 8 buah toples plastik yang dapat menampung 5 L air laut. Empat buah toples untuk percobaan bioakumulasi *Perna viridis* dan sisanya untuk percobaan bioakumulasi *Anadara indica*. Dalam satu toples, berisi dua kerang berukuran besar dan kecil dan air laut sebanyak 2L yang diberi aerator. Masing-masing toples berisi tracer CH₃²⁰³Hg⁺ sebesar 100 µL dan carrier CH₃Hg⁺ stabil sehingga dalam medium tersebut mengandung 0,05059 Bq/ml CH₃²⁰³Hg⁺ dan CH₃Hg⁺ sebesar 0,02µg/L; 0,04 µg/L; 0,08 µg/L; 0,1 µg/L. Media diganti setiap hari. Sebelum dipindah ke dalam media yang baru, kerang-kerang tersebut diberi pakan.

Proses Depurasi

Proses depurasi merupakan proses pelepasan kontaminan dari tubuh biota. Setelah menjalani proses bioakumulasi, hewan percobaan yang berasal dari eksperimen bioakumulasi melalui jalur laut dan pakan ditempatkan dalam bak besar 250 L. Dengan menggunakan pompa, air dialirkan secara terus menerus. Bak besar tersebut diisi air sebanyak 60 L. Selama proses depurasi, secara periodik, tiap hari seluruh hewan percobaan dianalisis kandungan CH₃Hg⁺ menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pelepasan kontaminan. onstanta pelepasan diperoleh dari slope grafik waktu (t) terhadap konsentrasi (C). Untuk proses depurasi hewan percobaan melalui jalur laut, slope merupakan nilai ke. Retensi kontaminan dinyatakan dalam waktu paruh biologis (t_{1/2b}) yang dihitung menggunakan persamaan

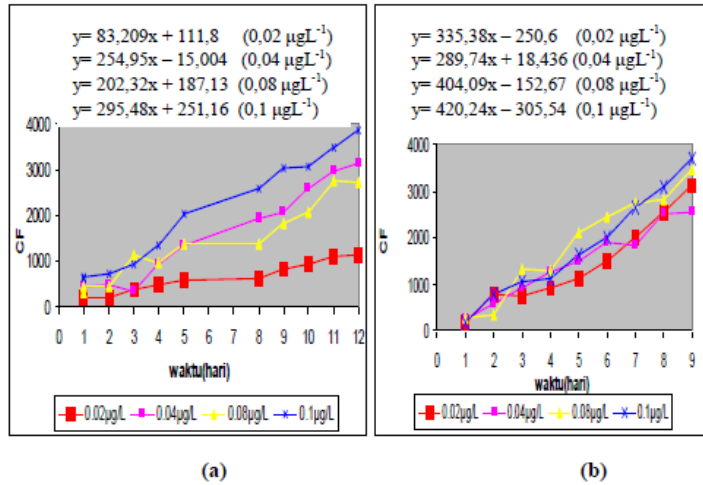
$$t_{1/2b} = \frac{\ln 2}{k_e} \quad (1)$$

HASIL DAN PEMBAHASAN

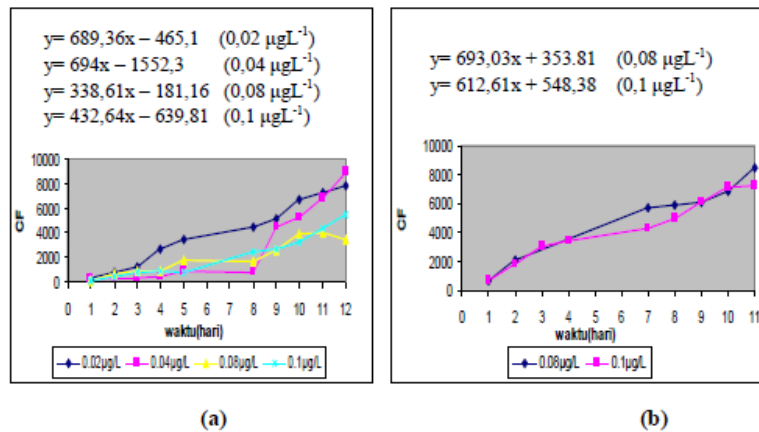
Perna viridis dan *Anadara indica* hidup tersebar di sepanjang Pantai Utara Pulau Jawa, Sumatera, Sulawesi, dan daerah pesisir lainnya di Indonesia. *Perna viridis* dibudidayakan di daerah pesisir menggunakan bambu yang ditancapkan pada dasar laut dan diberi jangkar tali. Pada tali tersebut *Perna viridis* menempel dan berkembang secara soliter. *Anadara indica* tidak dibudidayakan tetapi ditangkap langsung dari dasar laut menggunakan teknik penyelaman tradisional. Kedua hewan ini banyak dikonsumsi. *Perna viridis* dan *Anadara indica* merupakan kelas bivalvia yang kaya akan protein sehingga banyak dikonsumsi oleh manusia. Biota akuatik ini memiliki insang yang digunakan untuk memfilter makanan dan juga untuk pertukaran gas. Hal tersebut menyebabkan mudahnya logam berat terkonsentrasi dan berakumulasi di dalam tubuh kerang. Masuknya kontaminan ke dalam tubuh biota dapat melalui jalur air dan jalur pakan sehingga memungkinkan kontaminan tersebut terakumulasi dan mengalami biomagnifikasi dalam tiap rantai makanan.

Proses bioakumulasi CH₃Hg⁺ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* dari medium air dipengaruhi oleh perubahan konsentrasi kontaminan tersebut. Pada penelitian ini *Perna viridis* dan *Anadara indica* disimulasikan berada dalam kondisi perairan yang mengandung CH₃Hg⁺ dalam konsentrasi rendah hingga konsentrasi menengah, yakni 0,02 µg/L; 0,04 µg/L; 0,08 µg/L; dan 0,1 µg/L. Selain itu, ukuran *Perna viridis* dan *Anadara indica* juga mempengaruhi bioakumulasi CH₃Hg⁺ dalam biota tersebut. Untuk mensimulasikan kondisi tersebut, pada penelitian ini digunakan 8 akuarium kecil berisi 2 L air laut yang masing-masing digunakan untuk percobaan *Perna viridis* dan

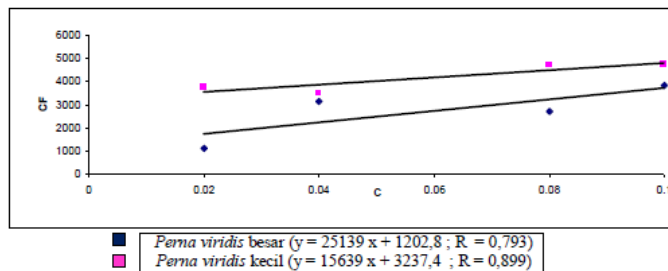
Anadara indica. Tiap akuarium berisi 2 biota yang berbeda ukuran. Pengaruh perubahan konsentrasi CH_3Hg^+ terhadap kemampuan akumulasi *Perna viridis* dan *Anadara indica* direpresentasikan oleh nilai faktor konsentrasi (CF) yang ditunjukkan pada Gambar 1 dan 2



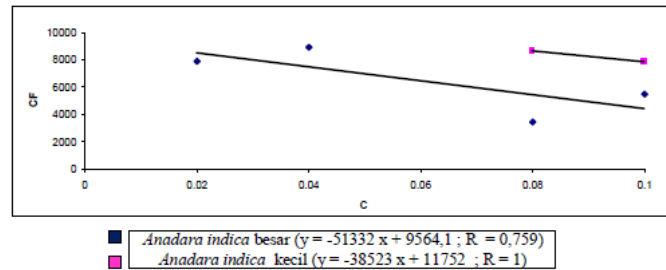
Gambar 1. Pengambilan CH_3Hg^+ oleh *Perna viridis* melalui jalur air pada kisaran 0.02 sampai dengan 0.1 $\mu\text{g/L}$; (a) Ukuran besar (4,5 cm); (b) Ukuran kecil (2,3 cm)



Gambar 2. Pengambilan CH_3Hg^+ oleh *Anadara indica* melalui jalur air pada kisaran 0,02 sampai dengan 0,1 $\mu\text{g/L}$ (a) Ukuran besar (3,1 cm); (b) Ukuran kecil (1,5 cm)



Gambar 3. Hubungan CF pada *Perna viridis* terhadap konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut



Gambar 4. Hubungan CF pada *Anadara indica* terhadap konsentrasi CH_3Hg^+ dalam air laut

Mengacu pada Gambar 1. kemampuan biokumulasi CH_3Hg^+ oleh *Perna viridis* yang direpresentasikan oleh nilai CF cenderung meningkat pada peningkatan konsentrasi CH_3Hg^+ di dalam air. Faktor konsentrasi (CF) merupakan rasio antara konsentrasi CH_3Hg^+ dalam tubuh biota dan CH_3Hg^+ di dalam air. Setelah 12 hari terpapar oleh CH_3Hg^+ di dalam air, nilai CF *Perna viridis* berukuran besar (4,5 cm) adalah 1122,098 hingga 3850,828. Di sisi lain, setelah terpapar selama 9 hari oleh CH_3Hg^+ dari jalur air, nilai CF *Perna viridis* berukuran kecil (2,3 cm) adalah 3108,118 sampai dengan 3700,296. Perbedaan perlakuan eksperimen antara *Perna viridis* berukuran besar dan kecil karena keterbatasan waktu dan banyaknya kerang yang harus dicacah dengan spektrometer gamma dalam waktu yang berdekatan. Hal ini tidak mempengaruhi substansi penelitian sebab nilai CF CH_3Hg^+ untuk *Perna viridis* kecil dapat dihitung menggunakan persamaan linear :

$$y = 335,38x - 250,6 \quad (0,02 \mu\text{g/L}) \quad (2)$$

$$y = 289,74x + 18,436 \quad (0,04 \mu\text{g/L}) \quad (3)$$

$$y = 404,09x - 152,67 \quad (0,08 \mu\text{g/L}) \quad (4)$$

$$y = 420,24x - 305,54 \quad (0,1 \mu\text{g/L}) \quad (5)$$

Hasil perhitungan menggunakan persamaan tersebut akan didapatkan nilai CF pada *Perna viridis* berukuran kecil pada hari ke 12 berturut-turut adalah 3773,96 ; 3495,316 ; 4696,41 ; 4737,34. Berdasarkan Gambar 3. Hubungan peningkatan konsentrasi CH_3Hg^+ terhadap kemampuan bioakumulasi oleh *Perna viridis* adalah semakin besar konsentrasi CH_3Hg^+ , maka semakin besar pula kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ oleh *Perna viridis*.

Mengacu pada Gambar 2. kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ oleh *Anadara indica* yang direpresentasikan oleh nilai CF cenderung meningkat pada peningkatan konsentrasi CH_3Hg^+ di dalam air. Setelah 12 hari terpapar oleh CH_3Hg^+ di dalam air, nilai CF *Anadara indica* berukuran besar (3,1 cm) adalah 3474,513 hingga 8998,277. Di sisi lain, *Anadara indica* kecil (1,5 cm) memiliki nilai CF sebesar 7203 hingga 8447 setelah 11 hari terpapar oleh CH_3Hg^+ di dalam air. Sama halnya seperti *Perna viridis*, perbedaan perlakuan antara *Anadara indica* besar dan *Anadara indica* kecil tidak mempengaruhi substansi penelitian sebab nilai CF CH_3Hg^+ pada *Anadara indica* kecil dapat dihitung menggunakan persamaan linear:

$$y = 693,03x + 353,81 \quad (0,08 \mu\text{g/L}) \quad (6)$$

$$y = 612,61x + 548,38 \quad (0,1 \mu\text{g/L}) \quad (7)$$

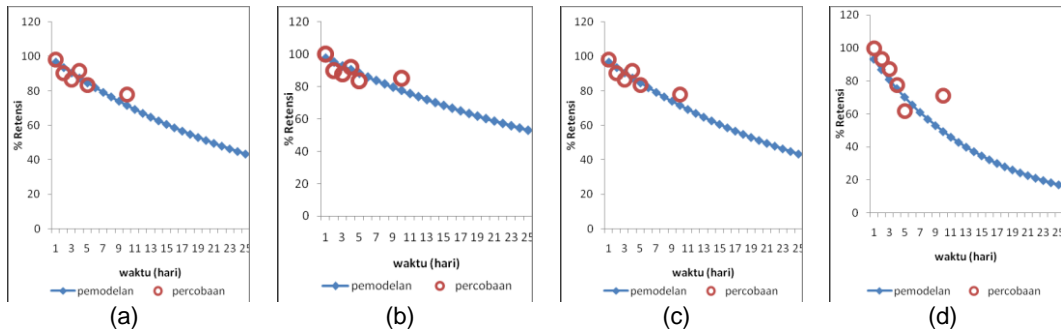
Hasil perhitungan menggunakan persamaan tersebut akan didapat nilai CF pada *Anadara indica* kecil pada hari ke-12 berturut-turut adalah 8670,17 dan 7899,7. Pada *Anadara indica* kecil hanya didapatkan data kontaminan CH_3Hg^+ 0,08 $\mu\text{g/L}$ dan 0,1 $\mu\text{g/L}$ karena *Anadara indica* kecil pada percobaan kontaminan CH_3Hg^+ 0,02 $\mu\text{g/L}$ dan 0,04 $\mu\text{g/L}$ mati saat percobaan.

Berdasarkan Gambar 4. peningkatan konsentrasi CH_3Hg^+ disertai dengan peningkatan kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ oleh *Anadara indica*. Perbedaan nilai CF *Perna viridis* sangatlah signifikan dibandingkan dengan nilai CF *Anadara indica*. Setelah 12 hari berada dalam medium yang tercemar CH_3Hg^+ , *Anadara indica* berukuran besar memiliki kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ sebesar 2,3 hingga 3,1 kali lebih besar dibandingkan dengan kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* berukuran besar. Begitu pula dengan *Anadara indica* berukuran kecil yang memiliki kemampuan bioakumulasi CH_3Hg^+ sebesar 1,8 hingga 2,3 kali lebih besar dibandingkan dengan *Perna viridis* berukuran kecil. Hal ini karena kerang berukuran kecil memiliki usia yang lebih muda sehingga memiliki kemampuan metabolisme yang lebih baik dibandingkan dengan yang berusia tua. Mekanisme akumulasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica*

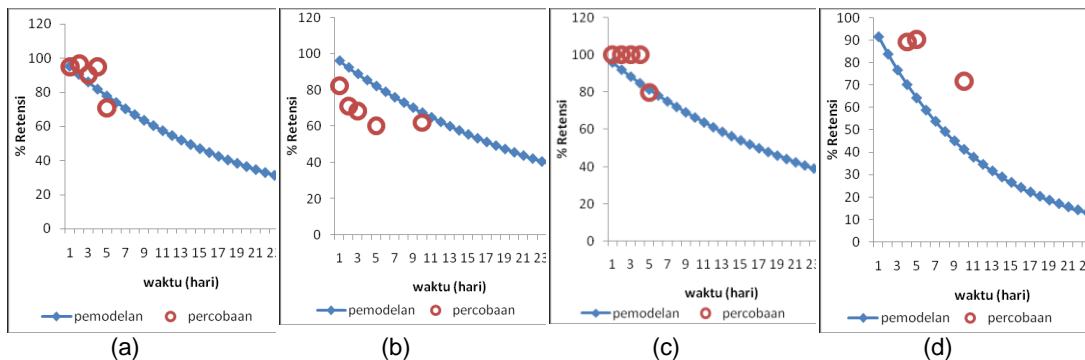
terjadi melalui proses biosorpsi, difusi, internalisasi, dan bioakumulasi. Pada proses biosorpsi, terjadi pembentukan kompleks antara CH_3Hg^+ dengan gugus fungsional pada epithelium insang. Dalam epithelium insang terdapat gugus-gugus fungsional seperti gugus fosfat, gugus karboksil, gugus sulfat, dan gugus amino. Gugus-gugus yang bermuatan negatif tersebut mampu berikatan dengan CH_3Hg^+ Hal ini karena CH_3Hg^+ merupakan golongan logam B yang memiliki afinitas tinggi terhadap sulfidril, nitrogen, dan oksigen. Setelah CH_3Hg^+ berikatan dengan gugus-gugus fungsional, CH_3Hg^+ akan diinternalisasi ke dalam membran sel secara difusi pasif. Karakteristik CH_3Hg^+ yang bersifat lipofilik akan melewati insang dan masuk ke dalam plasma darah yang selanjutnya akan diikat oleh sel darah merah. Kemudian CH_3Hg^+ akan diakumulasi secara interselular[5].

Depurasi adalah pelepasan kontaminan (termasuk CH_3Hg^+) dari dalam tubuh ketika paparan dari luar tubuh berkurang atau dihentikan. Berdasarkan hasil depurasi CH_3Hg^+ akan dibuat suatu pemodelan proses depurasi. Kemampuan melepas CH_3Hg^+ dari dalam tubuh direpresentasikan oleh nilai konstanta pelepasan (ke). Nilai ke merupakan slop antara waktu dan retensi. Berdasarkan perhitungan menunjukkan bahwa *Perna viridis* berukuran besar, kecepatan pelepasan sebesar 2,5 hingga 7,1 % perhari. Sedangkan pada *Perna viridis* berukuran kecil, kecepatan pelepasan sebesar 2,9 hingga 4,4% perhari dari tubuh biota tersebut. Pada *Anadara indica* berukuran besar, kecepatan pelepasan sebesar 3,9 hingga 8,9% perhari. Sedangkan pada *Anadara indica* berukuran kecil, kecepatan pelepasan sebesar 4,3 hingga 12,28% perhari dari tubuh biota tersebut. Pada paparan dengan konsentrasi tinggi, kecepatan pelepasan cenderung lebih besar dibandingkan pada paparan dengan konsentrasi rendah. Hal ini menandakan semakin besar konsentrasi CH_3Hg^+ dalam perairan, residu CH_3Hg^+ dalam tubuh *Perna viridis* dan *Anadara indica* semakin tinggi pula. Sehingga biota-biota tersebut akan berusaha mengeluarkan residu CH_3Hg^+ dalam tubuhnya untuk menghindari efek toksik akibat paparan CH_3Hg^+ yang dapat mengganggu proses metabolisme dalam tubuh.

Pemodelan depurasi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* dan *Anadara indica* ditunjukkan pada Gambar



Gambar 5. Model pelepasan CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* besar dengan variasi konsentrasi CH_3Hg^+ (a) 0,02 $\mu\text{g/L}$; (b) 0,04 $\mu\text{g/L}$; (c) 0,08 $\mu\text{g/L}$; (d) 0,1 $\mu\text{g/L}$



Gambar 6. Model pelepasan CH_3Hg^+ pada *Anadara indica* besar dengan variasi konsentrasi CH_3Hg^+ (a) 0,02 $\mu\text{g/L}$; (b) 0,04 $\mu\text{g/L}$; (c) 0,08 $\mu\text{g/L}$; (d) 0,1 $\mu\text{g/L}$

Berdasarkan Gambar 4.5. hingga 4.8. terlihat bahwa plot hasil percobaan mendekati kurva model. Kurva pemodelan di atas diasumsikan sebagai kurva dengan kondisi percobaan yang ideal. Retensi CH_3Hg^+ cenderung fluktuatif namun semakin lama waktu depurasi maka retensi CH_3Hg^+ akan semakin menurun. Hal ini menunjukkan bahwa pada proses depurasi terjadi peristiwa pelepasan kontaminan sehingga terjadi pelepasan kontaminan dari tubuh biota. Pada *Perna viridis* berukuran besar, sebanyak 15 hingga 39% CH_3Hg^+ yang telah terakumulasi di dalam tubuh dilepaskan dari dalam tubuh biota. Sedangkan pada *Perna viridis* berukuran kecil, sebanyak 17 hingga 29% CH_3Hg^+ yang dapat tereliminasi dari tubuh biota. Hal ini menandakan semakin besar bobot biota maka akan semakin banyak kontaminan CH_3Hg^+ yang tereliminasi. Pada *Anadara indica* berukuran besar, sebanyak 21 hingga 33% CH_3Hg^+ yang telah terakumulasi di dalam tubuh dilepaskan dari dalam tubuh biota. Sedangkan pada *Anadara indica* kecil, hanya 29 hingga 36% CH_3Hg^+ yang dapat tereliminasi dari tubuh biota. Hal ini terjadi karena kontaminan CH_3Hg^+ yang sudah tereliminasi dari *Anadara indica* kecil terserap kembali ke dalam tubuh dan menyebabkan lebih banyak CH_3Hg^+ yang teretensi di dalam tubuh *Anadara indica* kecil.

Proses depurasi CH_3Hg^+ terjadi melalui beberapa tahapan. CH_3Hg^+ dapat dieliminasi dari tubuh biota melalui proses ekskresi dengan cara berikatan dengan nonprotein senyawa sulfidril dalam empedu. CH_3Hg^+ juga akan mengalami biotransformasi menjadi merkuri anorganik dan keluar bersamaan dengan feses dan urin. Selain itu, eliminasi CH_3Hg^+ juga dapat terjadi melalui membrane branchial. Hal ini karena CH_3Hg^+ bersifat lipofilik dan secara cepat diabsorpsi dari air melalui insang. Fraksi CH_3Hg^+ yang berada dalam plasma darah dapat kembali ke dalam *gill* lalu diekskresikan keluar tubuh melalui sifon keluar [6]. Nilai ke CH_3Hg^+ merepresentasikan seberapa besar pelepasan CH_3Hg^+ dari *Perna viridis* dan *Anadara indica*. Konstanta kecepatan pelepasan ini dipengaruhi oleh beberapa faktor seperti kemampuan ekskresi biota yang meliputi sistem kerja enzim dan faktor eksternal. Waktu paruh akan diperoleh dari konstanta laju pelepasan yang menandakan berapa waktu yang dibutuhkan *Perna viridis* dan *Anadara indica* untuk mengekskresikan CH_3Hg^+ agar konsentrasi CH_3Hg^+ menjadi setengah dari konsentrasi awalnya. Nilai waktu paruh *Perna viridis* dan *Anadara* berdasarkan perhitungan menunjukkan bahwa paparan konsentrasi CH_3Hg^+ tidak berkorelasi terhadap waktu paruh biologi. Waktu tinggal biologi CH_3Hg^+ pada *Perna viridis* adalah 10 sampai dengan 27 hari. Waktu tinggal biologi pada *Anadara indica* adalah 7 sampai dengan 18 hari. Percobaan Wang et.al pada ikan *Oreochromis niloticus* waktu tinggal biologis adalah 1113,6 sampai dengan 138,4 hari. Menurut percobaan Sharp et al., waktu tinggal biologis pada ikan *Carassius auratus* adalah 116 hari [7]. Mengacu pada fenomena tersebut, maka waktu tinggal biologis sangat bervariasi. Proses ini berhubungan dengan sistem ekskresi tubuh *Perna viridis* dan *Anadara indica* yang melibatkan biotransformasi dalam proses metabolisme yang mencakup perubahan konformasi CH_3Hg^+ menjadi merkuri anorganik dan juga melibatkan konjugasi CH_3Hg^+ terhadap gugus lain sehingga dapat diekskresikan keluar dari tubuh biota. Selain itu, CH_3Hg^+ yang tidak terserap oleh kompartemen tubuh biota akan dikeluarkan melalui feses dan urin [4]. *Perna viridis* dan *Anadara indica* juga memiliki kemampuan untuk mentoleransi kontaminan CH_3Hg^+ yang disimpan dalam jaringan lemak. Namun, jika toksisitas CH_3Hg^+ sudah terlalu tinggi maka enzim tidak berfungsi dengan baik sehingga menyebabkan sistem tubuh biota pun terganggu. Keadaan ini membuat *Perna viridis* dan *Anadara indica* akan mengekskresikan kontaminan CH_3Hg^+ agar homeostatisnya tetap terjaga [8].

KESIMPULAN

1. NILAI faktor konsentrasi (CF) pada *Perna viridis* besar setelah 12 hari terpapar CH_3Hg^+ berkisar antara 1122,098 hingga 3850,828.
2. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Perna viridis* kecil setelah 12 hari terpapar CH_3Hg^+ berkisar antara 3495,316 hingga 4737,34.
3. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Anadara indica* setelah 12 hari terpapar CH_3Hg^+ berkisar antara 3474,513 hingga 8998,277.
4. Nilai faktor konsentrasi (CF) pada *Anadara indica* kecil setelah 12 hari terpapar CH_3Hg^+ berkisar antara 7899,7 hingga 8670,17.

UCAPAN TERIMA KASIH

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

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Sudarmaji., Mukono,J., dan Corie. Toksikologi Logam Berat B3 dan Dampaknya Terhadap Kesehatan. *Jurnal Kesehatan Lingkungan*, Vol.2, No.2, Januari 2006:129-142.
- [2]. Suseno,H *Merkuri: Spesiasi dan Bioakumulasi Pada Biota Laut*. Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah Volume 10 Nomor 1 Juli 2007.
- [3]. International Agency for Research on Cancer (IARC)-Summaries and Evaluations Mercury and Mercury Compounds Vol:58 (1993) (p.239).
- [4]. Campbell, P. Predicting Metal Bioavailability-Applicability of the BioticLigand Model. INRS-Eau. *Journal of Metal and Radionuclides Bioaccumulation in Marine Organism-Ancona.Terre et Environment*,Sainte-Foy, Canada, 2006
- [5]. Luoma, S. Process Affecting Trophic Transfer and Resultant Effects of Metals: Implications for Monitoring Metal Pollution in The Sea. *Journal of Metal and Radionuclides Bioaccumulation in Marine*, 2002
- [6]. Chojnacka, K. (2010). Biosorption and Bioaccumulation, The Prospects for Practical Applications. *Journal of Environment International* 36: 299-307, 2010.
- [7]. Wang, W-X & Wong, R. Bioaccumulation kinetics and Exposure Pathways of Inorganic Mercury and Methylmercury in A Marine Fish, The Sweetlips *Plectorhinchus gibbosus*. *Journal of Marine Ecology Progress Series* Vol 261 : 257-268, 2010.
- [8]. Bridges, C & Zalups, R. Molecular and Ionic Mimicry and The Transport of toxic metal. *Journal of Molecular and Ionic Mimicry and The Transport of Toxic Metals*. Division of Basic Medical Sciences, Mercer University School of Medicine, USA. 2004

PENGUKURAN CTD DI PERAIRAN LAUT INDONESIA BAGIAN TIMUR DALAM RANGKA MEMPREDIKSI MASUKNYA RADIONUKLIDA KE PERAIRAN LAUT NUSANTARA

Ikhsan Budi Wahyono

Balai Survey Kelautan, BPPT

ABSTRAK

PENGUKURAN CTD DI PERAIRAN LAUT INDONESIA BAGIAN TIMUR DALAM RANGKA MEMPREDIKSI MASUKNYA RADIONUKLIDA KE PERAIRAN LAUT NUSANTARA. Telah dilakukan penelitian terkait dengan fenomena oceanografi yang berpotensi dapat digunakan sebagai informasi tambahan mengenai sebaran radionuklida di perairan laut Indonesia. Pada penelitian ini dilakukan juga pengambilan data secara insitu yaitu suhu, salinitas dan data lain menggunakan CTD (*conductivity, Temperature, Density*). Data CTD (*Conductivity Temperature Density*) pada saat pengambilan sampel, didapat data kedalaman, salinitas, suhu, dan densitas. Selanjutnya data tersebut diolah dengan menggunakan *software ODV (Ocean Data View)* sehingga dapat dilihat perubahan suhu dan salinitas setiap bertambahnya kedalaman. Kandungan ^{137}Cs juga diamati dalam air permukaan. Pengukuran radionuklida ^{137}Cs di seluruh lokasi penelitian menunjukkan konsentrasi rerata sebesar $0,22 \text{ mBq.l}^{-1}$. Masuknya radionuklida ^{137}Cs di perairan Indonesia Timur, salah satunya terjadi karena faktor arus laut dan sifat dari ^{137}Cs yang mudah larut dan mudah tersebar. Hal ini terjadi karena massa air yang bergerak sebagai arus membawa radionuklida ^{137}Cs yang berasal dari samudera Pasifik ke perairan Indonesia Timur. Berdasarkan hasil pengamatan CTD diseluruh lokasi merupakan perairan dalam dengan kedalaman lapisan termoklin berada di kedalaman 200 sampai 250 m dibawah permukaan laut.

Kata kunci: CTD, Perairan laut Indonesia, radionuklida

ABSTRACT

CTD MEASUREMENTS OF SEA WATER IN THE EASTERN INDONESIA IN ORDER TO PREDICT ENTRY RADIONUCLIDES TO NUSANTARA MARINE WATERS. The research related to oceanographic phenomena that could potentially be used as additional information on the distribution of radionuclides in the sea of marine Indonesia Has been conducted. In this research, we performed insitu data collection ie temperature, salinity and other data using a CTD (*conductivity, Temperature, Density*). Furthermore, the data is processed by using the software ODV (*Ocean Data View*) in order to see any changes in temperature and salinity increasing depth. The content of ^{137}Cs was also observed in the surface water. Measurements of radionuclide ^{137}Cs in all locations of the study showed a mean of 0.22 mBq.l^{-1} . The entry of radionuclide ^{137}Cs in the waters of eastern Indonesia, occurred because of ocean currents and properties of soluble ^{137}Cs and easy to distributed. This happens because the mass of water moving as a current carrying radionuclides ^{137}Cs originating from the Pacific Ocean to the East Indonesian waters. Based on observations CTD locations throughout a depth of water in the thermocline layer at a depth of 200 to 250 m below sea level.

Keywords: CTD, Indonesia marine waters, radionuclides

PENDAHULUAN

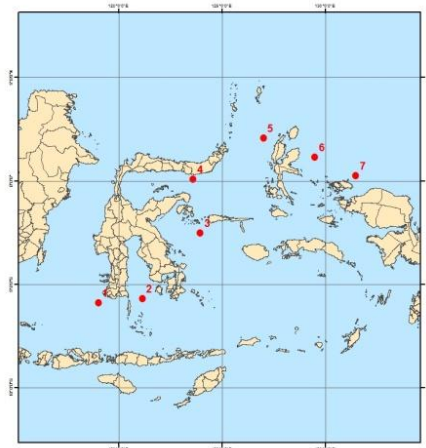
Indonesia adalah Negara kelautan yang besar dan menurut deklarasi Djuanda pada tahun 1957, Indonesia memiliki wilayah lautnya sekitar 71% (sekitar $5.193.250 \text{ km}^2$) dari total wilayahnya. Perairan Indonesia diapit oleh dua samudera yaitu samudera Pasifik dan samudera Hindia di mana keduanya saling berhubungan. Arus laut dari samudera Pasifik ke samudera Hindia melalui perairan bagian laut dalam Indonesia merupakan suatu fenomena yang menarik perhatian dunia akhir-akhir ini. Aliran massa air tersebut dikenal dengan nama ARLINDO (Arus Lintas

Indonesia)[1]. Dalam istilah internasional dikenal sebagai *Indonesian Throughflow*, arus tersebut mengalir ke arah selatan melalui selat Makasar dan dibelokkan ke laut Jawa. Di samping itu juga, arus ARLINDO mengalir melalui celah kepulauan Maluku dan Irian Jaya yang menuju ke barat daya dan diteruskan ke Samudera Hindia[1].

Kecelakaan nuklir di Fukushima menimbulkan berbagai spekulasi dampak yang ditimbulkan di perairan Indonesia. Massa air laut dari Fukushima memasuki wilayah perairan Indonesia melalui samudra pasifik[2-3]. Massa air tersebut selanjutnya dimungkinkan memasuki perairan Indonesia melalui arus lintas Indonesia (*Indonesia Flow Trough/ITF*). Arus lintas Indonesia ini membawa masa air lautan Pasifik ke lautan Hindia melalui Selat Makasar. Mengantisipasi dampak yang mungkin akan ditimbulkan, pemantauan ^{137}Cs lingkungan perairan pesisir di beberapa telah dilakukan. Radionuklida ^{137}Cs menjadi focus pada pemantauan ini karena merupakan salah satu radionuklida yang terlepas pada saat kecelakaan nuklir, mempunyai Kecelakaan nuklir di Fukushima menimbulkan berbagai spekulasi dampak yang ditimbulkan di perairan Indonesia. Massa air laut dari Fukushima memasuki wilayah perairan Indonesia melalui samudra pasifik. Massa air tersebut selanjutnya dimungkinkan memasuki perairan Indonesia melalui arus lintas Indonesia (*Indonesia Flow Trough/ITF*). Arus lintas Indonesia ini membawa masa air lautan Pasifik ke lautan Hindia melalui Selat Makasar. Mengantisipasi dampak yang mungkin akan ditimbulkan, pemantauan ^{137}Cs lingkungan perairan. Diperlukan data fenomena oceanografi untuk mengetahui potensi masuknya radionuklida ^{137}Cs ke perairan laut Indonesia.

TATA KERJA

Waktu pengambilan sampel dilaksanakan pada tanggal 1-18 September 2012. Lokasi penelitian atau pengambilan sampel dilakukan di perairan Indonesia bagian timur (Laut Flores, Laut Maluku dan Laut Halmahera) dalam acara Sail Morotai 2012. Analisa sampel dilakukan pada tanggal 9 Oktober 2012 sampai 21 Desember 2012 di Lab. Radioekologi Kelautan (Badan Tenaga Nuklir Nasional) BATAN Serpong.



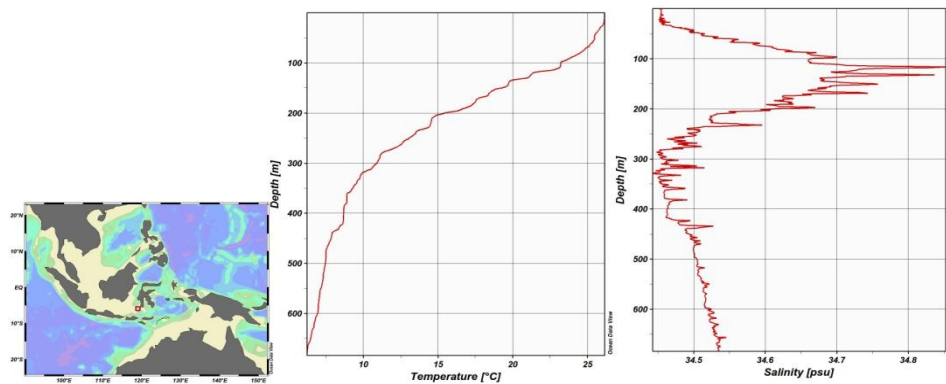
Gambar 1. Lokasi pemantauan

Bahan yang digunakan dalam penelitian, baik di lapangan maupun di laboratorium seperti: GPS (*Global Positioning System*) Kapal riset Baruna Jaya III, gamma spectrometer. Pengambilan sampel air dilakukan di beberapa stasiun sebanyak 50 liter. Dilakukan juga pengambilan data secara insitu yaitu suhu, salinitas dan data lain menggunakan CTD (*conductivity, Temperature, Density*). Data CTD (*Conductivity Temperature Density*) pada saat pengambilan sampel, didapat data kedalaman, salinitas, suhu, dan densitas. Selanjutnya data tersebut diolah dengan menggunakan *software* ODV (*Ocean Data View*) sehingga dapat dilihat perubahan suhu dan salinitas setiap bertambahnya kedalaman. dari hasil ODV tersebut, dapat ditentukan kedalaman termoklin di stasiun pengambilan sampel. Pada daerah termoklin, massa air memiliki berat jenis yang berbeda, sehingga air membentuk kolom-kolom tertentu.

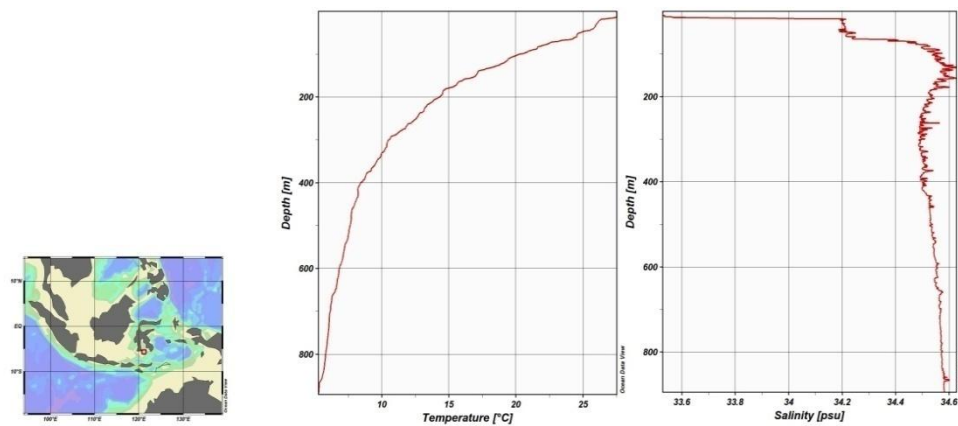
HASIL DAN PEMBAHASAN

Perairan Indonesia bagian timur yang diamati dalam penelitian ini meliputi laut Flores, laut Maluku, dan laut Halmahera, dengan batasan-batasan sebagai berikut: (1) Laut Flores: berada di sebelah utara Pulau Flores dan selatan Pulau Sulawesi memanjang sampai dengan laut Banda disebelah selatan Pulau Seram Maluku. (2) Laut Maluku: berada di sebelah barat Pulau Halmahera, atau sebelah timur Pulau Sulawesi. (3) Laut Halmahera: berada di sebelah timur Pulau Halmahera dan sebelah barat Pulau Irian Jaya, diselatan berbatasan langsung dengan laut banda. Daerah tersebut merupakan perairan yang dilewati arus laut yang berasal dari samudera Pasifik ke samudera Hindia selain dari samudera Pasifik, masukkan air laut juga terjadi dari bagian selatan yaitu dari perairan Australia yang kemudian masuk melalui celah Laut Arafuru[4]

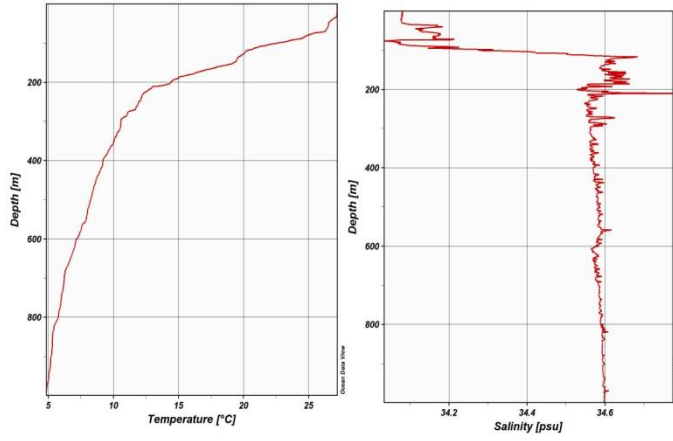
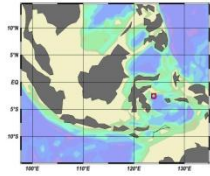
Hasil pengukuran CTD ditunjukkan pada Gambar 2 sampai dengan 9.



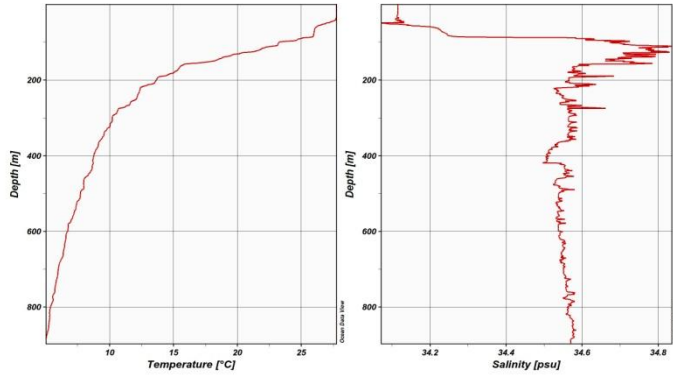
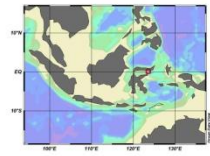
Gambar 2. Diagram TS Stasiun 1



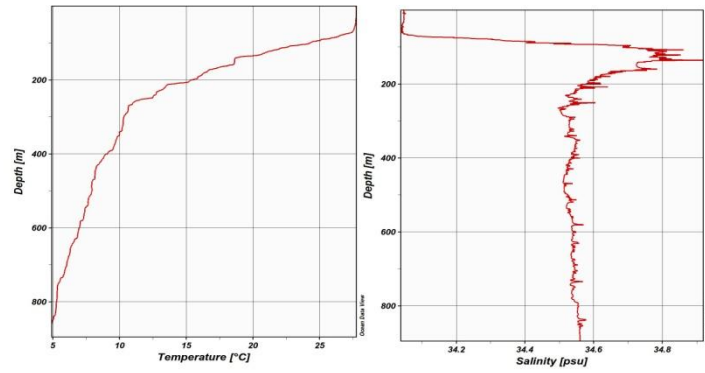
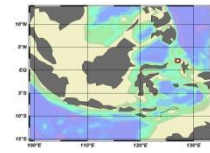
Gambar 3. Diagram TS Stasiun 2



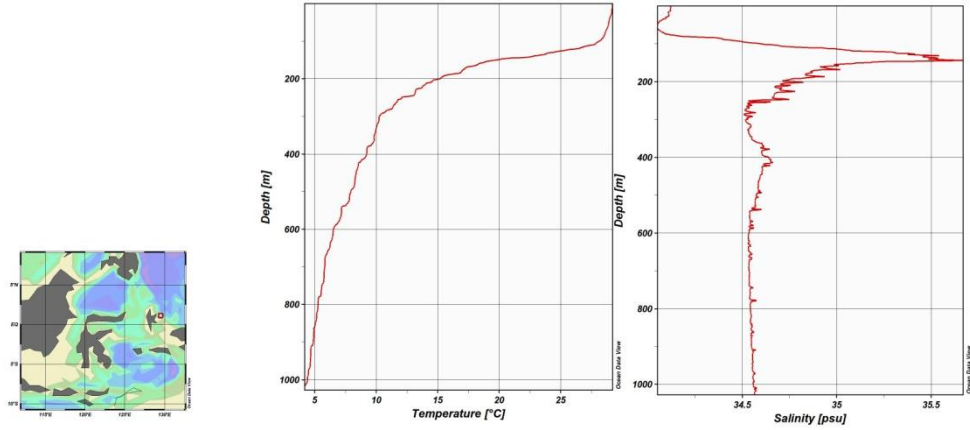
Gambar 4. Diagram TS Stasiun 3



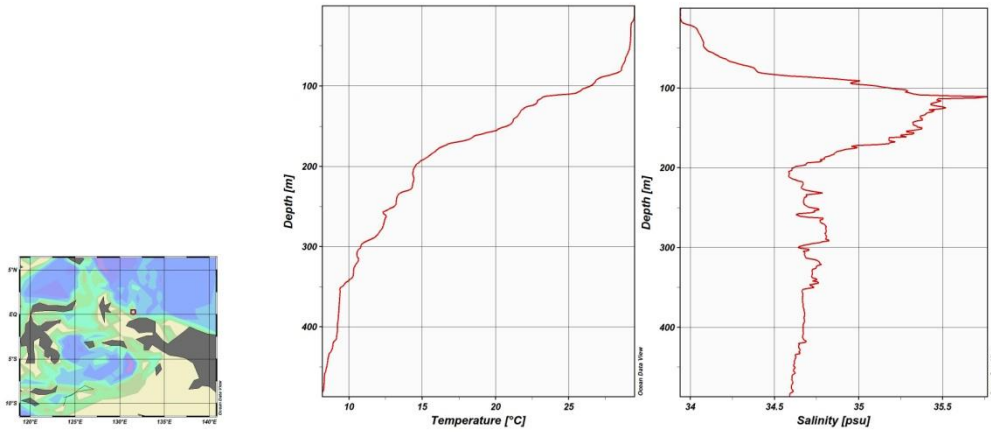
Gambar 5. Diagram TS Stasiun 4



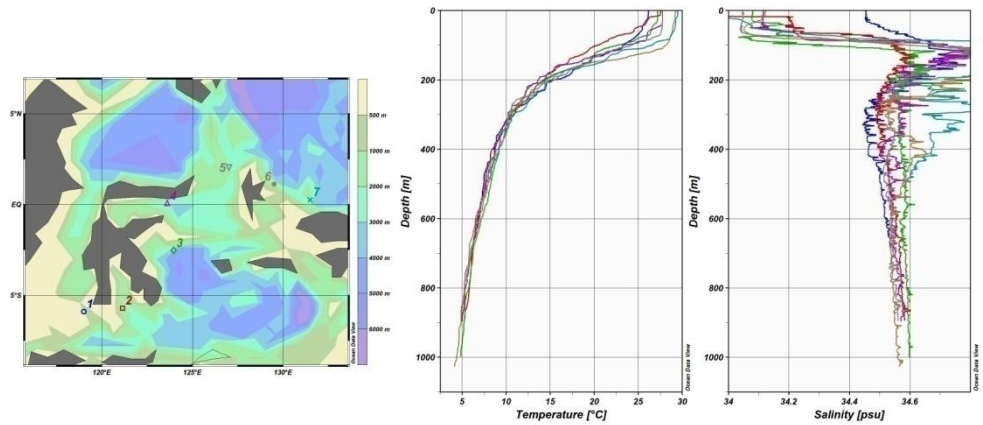
Gambar 6. Diagram TS Stasiun 5



Gambar 7. Diagram TS Stasiun 6



Gambar 8. Diagram TS Stasiun 7



Gambar 9. Diagram TS Semua Stasiun

Mengacu pada Gambar 2 sampai dengan 9, hasil pengolahan data CTD dapat terlihat lapisan termoklin, yaitu lapisan yang memiliki suhu dengan perubahan derastis. Dari seluruh stasiun lokasi pengambilan sampel, rata – rata lapisan kedalaman termoklin berada pada 150 – 400 m dibawah permukaan laut, dan suhu mengalami keadaan konstan 5°C sampai kedalaman selanjutnya.

Pengukuran radionuklida ^{137}Cs di seluruh lokasi penelitian menunjukkan konsentersasi rerata sebesar $0,22 \text{ mBq.l}^{-1}$. Masuknya radionuklida ^{137}Cs di perairan Indonesia Timur, salah satunya terjadi karena faktor arus laut dan sifat dari ^{137}Cs yang mudah larut dan mudah tersebar. Hal ini terjadi karena massa air yang bergerak sebagai arus membawa radionuklida ^{137}Cs yang berasal dari samudera Pasifik ke perairan Indonesia Timur. Berdasarkan hasil pengamatan CTD diseluruh lokasi merupakan perairan dalam dengan kedalaman lapisan termoklin berada di kedalaman 200 sampai 250 m (Gambar 9) dibawah permukaan laut. Mengacu hal tersebut, perairan Indonesia Timur berpotensi masuknya radionuklida yang berasal dari Samudera Pasifik akibat adanya sirkulasi arus global. Namun demikian dibandingkan dengan hasil pengamatan di beberapa publikasi ilmiah menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs cenderung tidak mengalami peningkatan pasca kecelakaan nuklir di Fukushima [2-3,5]

KESIMPULAN

Pengukuran radionuklida ^{137}Cs di seluruh lokasi penelitian menunjukkan konsentersasi rerata sebesar $0,22 \text{ mBq.l}^{-1}$. Masuknya radionuklida ^{137}Cs di perairan Indonesia Timur, salah satunya terjadi karena faktor arus laut dan sifat dari ^{137}Cs yang mudah larut dan mudah tersebar. Hal ini terjadi karena massa air yang bergerak sebagai arus membawa radionuklida ^{137}Cs yang berasal dari samudera Pasifik ke perairan Indonesia Timur. Berdasarkan hasil pengamatan CTD diseluruh lokasi merupakan perairan dalam dengan kedalaman lapisan termoklin berada di kedalaman 200 sampai 250 m dibawah permukaan laut. Mengacu hal tersebut, perairan Indonesia Timur berpotensi masuknya radionuklida yang yang berasal dari Samudera Pasifik akibat adanya sirkulasi arus global. Namun demikian dibandingkan dengan hasil pengamatan di beberapa publikasi ilmiah menunjukkan konsentrasi ^{137}Cs cenderung tidak mengalami peningkatan pasca kecelakaan nuklir di Fukushima.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Susanto, R.D. New Surveys of a Branch of The Indonesian Through Flow Eos 30 (91): 261-263. 2010
- [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]. Wyrтки, K. Scientific Results of Marine Investigations of The South China Sea and The Gulf of Thailand 1959 – 1961. The University of California, Scripps Institution of Oceanography, La Jolla, California. 1961
- [5]. IRSN (Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire). Assesment The 66Th Day of Projected External Does for Population Living in The North-West Fallout Zone of The Fukushima Nuclear Accident. [Report DRPH]. Directorate of Radiological protection And Human Health, 24 p. 2011

ASPEK EKONOMI PENGOLAHAN KONSENTRAT DESALINASI NUKLIR

Siti Alimah, Erlan Dewita

Pusat Pengembangan Energi Nuklir (PPEN)-BATAN
Jl. Kuningan Barat, Mampang Prapatan, Jakarta Selatan, 12710
Phone/ Fax : (021) 5204243, E-mail : alimahs@batan.go.id

ABSTRAK

ASPEK EKONOMI PENGOLAHAN KONSENTRAT DESALINASI NUKLIR. Proses desalinasi nuklir menimbulkan limbah berupa konsentrat dengan kandungan garam tinggi, yang jika dibuang langsung ke laut berpotensi mempengaruhi komponen-komponen ekosistem laut. Konsep ZDD (Zero Discharge Desalination) merupakan salah satu konsep untuk mengolah konsentrat dengan tujuan meminimalkan dampak lingkungan dan menghasilkan produk yang bernilai komersial. Hasil studi pengolahan konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD menggunakan bahan baku air laut pulau Bangka, diperoleh produk komersial yaitu garam farmasi sebagai produk utama, dengan produk samping cake BaSO_4 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, CaCO_3 dan BaCO_3 . Selain aspek teknologi, aspek ekonomi juga perlu dipertimbangkan untuk mengetahui kelayakan secara ekonomi. Faktor-faktor yang perlu ditinjau dalam analisis ekonomi diantaranya Return of Investment (ROI), Pay Out Time (POT) dan Break Event Point (BEP). Hasil analisis ekonomi diperoleh ROI sebelum pajak 29,69 %, POT sebelum pajak 2,52 tahun dan BEP 48,69 % dari kapasitas produksi. Hal ini berarti memenuhi persyaratan ROI pabrik farmasi (ROI >24 %), persyaratan POT pabrik farmasi adalah <3 tahun dan persyaratan BEP untuk industri kimia adalah 40-60 %. Dari aspek ekonomi, instalasi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir dengan konsep ZDD untuk produksi garam farmasi cukup layak untuk dikaji lebih lanjut.

Kata kunci: aspek ekonomi, konsentrat desalinasi nuklir, ZDD, garam farmasi.

ABSTRACT

ECONOMIC ANALYSIS FOR TREATMENT OF NUCLEAR DESALINATION CONCENTRATE. Nuclear desalination process generate waste in the form of concentrate with the high salt, which if it is directly discharged into the sea potentially affecting the components of marine ecosystem. ZDD (zero Discharge Desalination) concept is one concept to process concentrate to minimalizing environmental impact to produce the commercial products. The study results of desalination concentrate treatment by using ZDD concept with sea water of Bangka Island as raw material obtains commercial products such as the pharmacy salt as the main product and cakes BaSO_4 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, CaCO_3 and BaCO_3 as by products. Besides of technology aspect, economic aspect need to be considered to understand economical feasibility. Factors that need to be reviewed in the economic analysis are Return of Investment (ROI), Pay Out Time (POT) and Break Event Point (BEP). Economic analysis result shows that the ROI before tax is 29,69 %, POT before tax is 2,52 years and BE P is 48,69 % of production capacity. This means that meets ROI requirement for pharmacy factory (ROI > 24 %), POT requirement for pharmacy factory is < 3 years and BEP requirement for chemical industry is 40-60 %. The economic aspect shows that desalination concentrat treatment instalation by using ZDD concept for pharmacy salt production is feasible to be further assessed.

Keywords: economy aspect, nuclear desalination concentrate, ZDD, pharmaceutical salt

PENDAHULUAN

Desalinasi nuklir merupakan proses untuk memproduksi air bersih dari air laut menggunakan panas yang diperoleh dari panas yang dihasilkan dari reaksi nuklir. Selain menghasilkan air bersih, proses desalinasi juga menghasilkan limbah berupa konsentrat dengan total padatan terlarut (TDS/*Total Dissolved Solute*) yang dapat mencapai dua kali lipat dari TDS umpan desalinasi. Konsentrat ini mengandung berbagai garam, yang jika dibuang langsung ke laut dan tidak diolah dengan tepat dapat memberikan efek merusak lingkungan perairan/biota laut. Suatu konsep yang

saat ini sedang dikembangkan adalah ZDD (*Zero Discharge Desalination*). ZDD adalah suatu konsep pengolahan konsentrat desalinasi menjadi garam dan produk kimia yang mempunyai nilai komersial^[1]. Dari aspek teknologi, ZDD merupakan konsep yang menarik karena selain menghasilkan produk yang mempunyai nilai komersial juga meminimalkan dampak lingkungan. Berbagai produk kimia yang dapat diambil dari konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD tergantung komposisi kimia air laut yang digunakan sebagai umpan desalinasi. Hasil studi yang telah dilakukan menggunakan hasil analisis air laut dari pulau Bangka, diperoleh produk komersial adalah NaCl (garam farmasi), dengan produk samping *cake* BaSO₄, Mg(OH)₂, CaCO₃ dan BaCO₃, yang jika diolah lebih lanjut akan bernilai komersial^[2].

Selain dari aspek teknologi, prospek pembangunan instalasi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir juga perlu ditinjau dari aspek ekonomi untuk mengetahui kelayakannya. Aspek ekonomi pembangunan instalasi adalah salah satu elemen penting yang berkaitan dengan optimisasi keuntungan, yang ditentukan selain oleh desain proses, juga operasinya. Optimisasi keuntungan dipengaruhi oleh teknik proses, desain peralatan dan kondisi operasi. Keuntungan mempengaruhi kecepatan pengembalian, jangka waktu pengembalian dan titik impas kembalinya dana investasi. Dana investasi merupakan problem utama bagi perusahaan. Sumber dana investasi perlu dialokasikan secara khusus, jika tidak ingin bergantung pada investasi perusahaan asing. Dengan sumber dana investasi dari dalam negeri untuk pembangunan instalasi pengolahan konsentrat maka akan mendukung sektor industri. Sedangkan dengan diketahuinya kecepatan pengembalian, jangka waktu pengembalian dan titik impas kembalinya dana investasi maka dapat diketahui kelayakan ekonomi instalasi pengolahan konsentrat desalinasi.

Tujuan dari penulisan makalah ini adalah untuk mengetahui kelayakan ekonomi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir, sehingga dapat diketahui menarik atau tidaknya bagi investor maupun pemerintah. Hasil dari penulisan makalah ini diharap dapat memberi masukan pengambil kebijakan, mengenai kelayakan ekonomi instalasi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir dalam rangka menyongsong persiapan pembangunan PLTN kogenerasi dengan instalasi desalinasi di Indonesia.

BAHAN DAN METODE

Penelitian ini dilakukan berdasar hasil penelitian sebelumnya, yang menggunakan bahan air laut dari pulau Bangka, yang selanjutnya dilakukan analisis pada air laut tersebut. Dari hasil penelitian yang telah dilakukan sebelumnya, diperoleh pra rancangan pengolahan konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD dan diperoleh produk komersial yaitu NaCl (garam farmasi) dan produk samping *cake* BaSO₄, Mg(OH)₂, CaCO₃ dan BaCO₃. Selanjutnya dilakukan analisis ekonomi dengan perhitungan dan berdasar studi literatur yang terkait dengan permasalahan.

Aspek Ekonomi Pengolahan Konsentrat Desalinasi Dengan Konsep ZDD

Seperti usaha lainnya, pengolahan konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD juga bertujuan mencari keuntungan. Keuntungan adalah fungsi dari produksi, harga, biaya dan pajak. Sedangkan optimisasi keuntungan dipengaruhi oleh teknik proses, desain peralatan dan kondisi operasi^[3]. ZDD sendiri adalah suatu konsep pengolahan konsentrat desalinasi yang dalam hal ini adalah desalinasi nuklir, menjadi produk yang bernilai komersial dan juga meminimalkan dampak lingkungan. Dari studi yang telah dilakukan menggunakan hasil analisis air laut dari pulau Bangka, produk yang bernilai komersial tersebut adalah NaCl (garam farmasi), dan produk samping *cake* BaSO₄, Mg(OH)₂, CaCO₃ dan BaCO₃, yang diagram alirnya ditunjukkan pada Gambar 1. Sedangkan kebutuhan bahan baku ditunjukkan dalam Tabel 1. Konsentrat pertama kali dilewatkan *Rotary Drum Vacuum Filter* RD-01 untuk menyaring padatan BaSO₄ dan padatan lain yang terbawa konsentrat. Selanjutnya dilakukan empat tahap reaksi.

Tabel 1. Kebutuhan Bahan Baku^[2]

Nama Bahan	Kebutuhan (ton/jam)
Ba(OH) ₂	31,44
NaOH	113, 34
Na ₂ CO ₃	8,08
HCl	12,28

- Tahap pertama, konsentrat dimasukkan ke Mixer Reaktor R-01 dan ditambahkan larutan NaOH 40 %, sehingga terjadi reaksi yang menghasilkan endapan $Mg(OH)_2$, yang disaring dengan filter RD-02 dan filtratnya diumpankan ke *Mixer Reactor* R-02.
- Tahap ke dua, mengumpankan larutan Na_2CO_3 25 %, larutan NaOH 40 % ke dalam *Mixer Reactor* R-02, sehingga terjadi reaksi yang menghasilkan endapan $CaCO_3$ dan $Mg(OH)_2$ sisa. Selanjutnya endapan disaring dalam filter RD-03 dan filtratnya diumpankan ke *Mixer Reactor* R-03.
- Tahap ke tiga, mengumpankan larutan $Ba(OH)_2$ 40 % dan filtrat filter R-02 ke dalam *Mixer Reactor* R-03 sehingga terjadi reaksi yang menghasilkan endapan $BaSO_4$ dan $BaCO_3$. Selanjutnya endapan disaring dalam filter RD-04, dan filtratnya diumpankan ke *Mixer Reactor* R-04.
- Tahap ke empat adalah netralisasi basa, karena filtrat filter RD-04 mengandung basa. Netralisasi dilakukan dengan menambahkan larutan HCl 30 % ke *Mixer Reactor* R-04. Proses netralisasi dianggap berjalan sempurna, dan diperoleh larutan NaCl dengan konsentrasi sekitar 5 %, yang selanjutnya dipekatkan menggunakan Evaporator EV-01/02/03 sehingga konsentrasi larutan menjadi 26 % dan dihasilkan kondensat air bersih, seperti ditunjukkan dalam Gambar 1. Larutan NaCl pekat kemudian diumpankan ke Kristalizer CR-01 untuk dikristalkan bersama dengan larutan NaCl *recycle* dari Hidrosiklon HC-01 dan *Centrifuge* CE-01. Campuran kristal dan cairan yang keluar dari Kristalizer CR-01 kemudian diumpankan ke Hidrosiklon HC-01 untuk dipisahkan antara kristal dan cairannya.

Hasil aliran lebih bagian atas Hidrosiklon HC-01 berupa larutan NaCl jenuh sebagian besar di-*recycle* ke Kristalizer CR-01 dan sebagian dibuang untuk mencegah akumulasi sedangkan hasil aliran lebih bagian bawah Hidrosiklon HC-01 berupa kristal NaCl yang masih mengandung air sekitar 29 %. Selanjutnya kristal NaCl dipisahkan dari cairan menggunakan *Centrifuge* CE-01. *Cake* dari *Centrifuge* CE-01 memiliki kadar air sekitar 3,4 % sedangkan filtratnya sebagian di-*recycle* ke Kristalizer CR-01 dan sebagian dibuang untuk mencegah akumulasi. Garam farmasi memiliki syarat kemurnian NaCl sebesar 99,99 %, sehingga padatan keluaran *Centrifuge* E-01 dikeringkan dengan *Fluid-Bed Dryer* DR-01 hingga kadar airnya menjadi 0,01 %. Garam farmasi selanjutnya dikirim ke tempat penyimpanan untuk selanjutnya dikirim ke unit pengemasan.

Proses pengambilan keputusan untuk menentukan kelayakan pembangunan instalasi pengolahan konsentrat desalinasi dengan diagram alir seperti terlihat dalam Gambar 1, perlu ditinjau aspek ekonominya, dengan faktor-faktor yang di tinjau antara lain :

1. *Return on Investment* (ROI).
2. *Pay Out Time* (POT)
3. *Break Event Point* (BEP).

Return On Investment (ROI)

ROI adalah perkiraan keuntungan yang dapat diperoleh setiap tahun, didasarkan pada kecepatan pengembalian modal industri yang diinvestasikan^[4]. ROI dari pembangunan instalasi pengolahan konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD, dapat dihitung dari persentase perbandingan keuntungan per tahun dengan dana investasi yang dipakai. Untuk industri farmasi, ROI resiko rendah sebelum pajak > 24 % dan ROI resiko tinggi > 56 %^[5]. Persamaan ROI dapat dituliskan sebagai berikut^[6]:

$$ROI \text{ sebelum pajak} = \frac{\text{Keuntungan Sebelum Pajak}}{\text{Modal Industri}} \times 100\% \quad (1)$$

$$ROI \text{ sesudah pajak} = \frac{\text{Keuntungan Sesudah Pajak}}{\text{Modal Industri}} \times 100\% \quad (2)$$

Pay Out Time (POT)

POT merupakan jangka waktu pengembalian dana investasi berdasar keuntungan perusahaan dengan mempertimbangkan depresiasi. Sedangkan depresiasi adalah penurunan nilai fisik properti seiring dengan waktu dan penggunaannya. Dana investasi yang ditanam dapat diartikan sudah kembali, apabila total pendapatan lebih besar dari total pengeluaran. Makin panjang POT makin besar resiko yang dihadapi. Semakin pendek POT maka investasi akan semakin layak, dan untuk industri farmasi, POT dengan resiko rendah < 3 tahun dan POT resiko tinggi < 2 tahun^[5].

$$POT \text{ sebelum pajak} = \frac{\text{Modal Industri}}{\text{Keuntungan Sebelum Pajak}} \times \text{Depresiasi} \quad (3)$$

$$POT \text{ sesudah pajak} = \frac{\text{Modal Industri}}{\text{Keuntungan Sesudah Pajak}} \times \text{Depresiasi} \quad (4)$$

Break Event Point (BEP)

BEP menyatakan volume penjualan dimana total penghasilan sama besarnya dengan total biaya, sehingga perusahaan tidak memperoleh keuntungan dan tidak menderita kerugian (titik impas), yang mana untuk industri kimia mempunyai kisaran 40-60%. Dengan BEP ini akan diketahui jumlah produksi minimal yang memberikan titik impas bagi perusahaan sehingga dapat diketahui jumlah nilai produksi untuk mendapat keuntungan. Persamaan untuk menghitung BEP adalah sebagai berikut^[5]:

$$BEP = \frac{(Fa + 0,3Ra)}{(Sa - Va - 0,7Ra)} \times 100\% \quad (5)$$

- Fa = *Annual fixed expense* pada kapasitas maksimum
- Ra = *Annual regulated expense* pada kapasitas maksimum
- Sa = harga jual tahunan pada kapasitas maksimum
- Va = *Annual variable expense* pada kapasitas maksimum
- ra = laju produksi tahunan
- Z = kapasitas maksimum tahunan

Untuk menentukan ROI, POT dan BEP tersebut perlu diketahui:

1. Perkiraan modal industri yang merupakan pengeluaran untuk mendirikan pabrik yang terdiri dari modal tetap dan pengoperasinya (modal kerja). Untuk mengetahui perkiraan modal tetap tidak menyimpang jauh, perlu diketahui Faktor Lang, yang dalam hal ini nilainya 3,63 (karena prosesnya padat-cair^[5]), yang persamaannya adalah sebagai berikut:

$$I_f = E \cdot L \quad (6)$$

Dalam hubungan ini :

- I_f = Modal tetap
- E = Harga alat terkirim
- L = Faktor Lang

2. Penentuan biaya produksi yang merupakan biaya pembuatan produk terdiri dari^[4]:
 - a. Biaya produksi langsung (biaya yang langsung berkaitan dengan pembuatan produk diantaranya bahan baku, buruh, bahan utilitas).
 - b. Biaya produksi tak langsung (pengeluaran sebagai akibat tidak langsung dari pengoperasian pabrik diantaranya laboratorium, pengepakan, pengiriman).
 - c. Biaya produksi tetap (pengeluaran yang selalu ada dan tetap jumlahnya, tidak tergantung pada waktu dan tingkat produksi seperti depresiasi, asuransi dan lain-lain).
 - d. Biaya pengeluaran umum (pengeluaran yang berkaitan dengan fungsi-fungsi perusahaan yang tidak termasuk dengan biaya produksi seperti administrasi, promosi penjualan, penelitian dan lain-lain).
3. Total penjualan.

Perhitungan Harga Alat

Harga alat selalu mengalami perubahan setiap tahun tergantung kondisi ekonomi. Berbagai alat utama dalam studi ini adalah *rotary drum vacuum filter*, *mixer reactor*, evaporator, kristalizer, hidrosiklon, *fluid-bed dryer* dan *centrifuge*. Untuk mengetahui harga alat pada tahun evaluasi, dapat diperkirakan berdasar harga alat pada tahun tertentu menggunakan indeks harga (indeks CEP/*Chemical Engineering Plant*), seperti terlihat dalam Tabel 2. Indeks CEP disusun berdasar industri yang digunakan. Indeks ini dipakai sebagai dasar penentuan harga pada tahun tertentu dimana angka tersebut digunakan untuk tolok ukur suatu harga yang akan selalu berubah untuk setiap tahunnya karena adanya inflasi. Indeks harga biasanya dipergunakan untuk menaksir harga peralatan atau bahan-bahan untuk desain awal, bukan detail desain, sehingga penentuan harga alat dihitung menggunakan persamaan^[6]:

$$N_x = N_y \frac{E_x}{E_y} \tag{7}$$

Dalam hubungan ini:

- N_x = harga alat pada tahun x
- N_y = harga alat pada tahun y
- E_x = indeks harga alat pada tahun x
- E_y = indeks harga alat pada tahun y

Harga alat sesuai kapasitas dihitung menggunakan persamaan^[6]:

$$C_2 = C_1 \left[\frac{S_2}{S_1} \right]^{0,6} \tag{8}$$

Dalam hubungan ini:

- C₁ = harga alat pada tahun evaluasi
- C₂ = harga alat sesuai kapasitas
- S₁ = kapasitas pada tahun standar
- S₂ = kapasitas pada tahun evaluasi

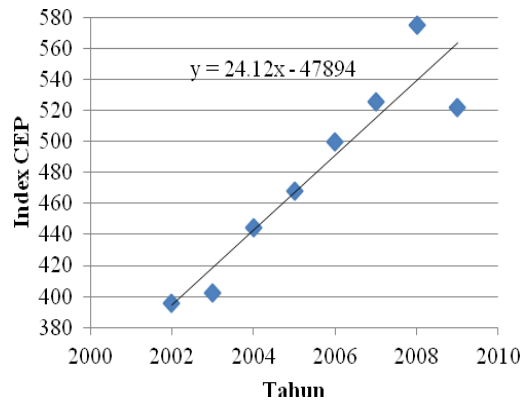
Tabel 2. Data Indeks CEP^[7]

Tahun	Indeks
2002	395,6
2003	402,0
2004	444,2
2005	468,2
2006	499,6
2007	525,4
2008	575,4
2009	521,9

PEMBAHASAN

Analisis kelayakan instalasi pengolahan konsentrat desalinasi dengan konsep ZDD dilakukan dengan menghitung ROI, POT dan BEP, yang tahap pertama adalah menghitung harga alat. Perhitungan harga alat menggunakan persamaan 7, dan datanya pada Tabel 1, sehingga diperoleh persamaan linear sebagai berikut: $y = 24,12x - 47894$ (Gambar 2). Berdasarkan persamaan tersebut diperoleh indeks CEP tahun 2012 adalah 635,44. Untuk menghitung modal industri diasumsikan, bahwa:

- Perbandingan jam untuk orang asing dan domestik : 1: 3
- Upah buruh domestic : Rp 30.000/orang/jam
- Upah buruh asing : US\$25/orang/ jam
- Komposisi jumlah buruh : asing = 5%, domestik = 95%
- Nilai kurs : US\$1 = Rp 10.000,-



Gambar 2. Grafik Indeks CEP vs Tahun

Tabel 3. Perincian Harga Alat

Nama Alat	Kapasitas 2007	Harga 2007 ⁽⁸⁾ (ribu US\$)	Bahan	Harga 2012 (ribu US\$)	Kapasitas 2012	Harga Sesuai Kapasitas (ribu US\$)	Jumlah	Total (ribu US\$)
RD-01	200	346,5	SS 316	419,1	372	608,1	1	608,1
RD-02	200	346,5	SS 316	419,1	372	608,1	1	608,1
RD-03	200	346,5	SS 316	419,1	372	608,1	1	608,1
RD-04	200	346,5	SS 316	419,1	372	608,1	1	608,1
MIXER-01	1500	511,9	SS 304	619,1	3000	938,4	1	938,4
MIXER-02	1500	511,9	SS 304	619,1	1500	619,1	1	619,1
MR-01	1500	621,6	SS 316	751,8	30000	4.536,4	4	18.145,7
MR-02	1500	621,6	SS 316	751,8	30000	4.536,4	4	18.145,7
MR-03	1500	621,6	SS 316	751,8	30000	4.536,4	4	18.145,7
MR-04	1500	621,6	SS 316	751,8	30000	4.536,4	4	18.145,7
EVAP	8000	3.409,4	SS 316	4.123,5	10550,4	4.868,2	24	116.837,2
CRYST	7000	593,4	SS 316	717,7	1981290,4	21.234,5	2	42.469,0
HCYCL	60	286,4	SS 316	346,4	60	346,4	4	1.385,5
CENTRFG	30	303,8	SS 316	367,4	30	367,4	1	367,4
FBDRYER	160	840	SS 304	1.015,9	666	2.390,4	1	2.390,4
BIN-01	19454	132,9	CS	160,7	19454	160,7	1	160,7
BIN-02	26000	178,9	CS	216,4	59802	356,6	1	356,7
BIN-03	26000	178,9	CS	216,4	506714	1.285,5	1	1.285,5
TP-01	124776	99,2	CS & API	120,0	124776	120,0	1	120,0
TP-02	3181544	2.197,4	SS 304	2.657,6	3181544	2.657,6	1	2.657,6
TP-03	901156	1.218,8	SS 316	1.474,1	901156	1.474,1	1	1.474,1
Pompa, HE,dll								49.215,4
PEC(Plant Equipment Cost)/Total Harga Alat								295.292,3

Total harga alat pada Tabel 3, digunakan sebagai dasar perhitungan untuk menghitung modal tetap, yang perinciannya terdapat dalam Tabel 4.

- Harga Alat Terkirim = PEC + ongkos import (10 % PEC)+ pajak masuk (5 % PEC) + transportasi ke lokasi (5 %PEC)
- Ongkos Instalasi = material (11 % PEC) + biaya transportasi (5 % material) + buruh (32 % PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia)
- Ongkos Pemipaan = material (49 % PEC) + biaya transportasi (5 % material) + buruh (37 % PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia)
- Ongkos Instrumentasi = material (12 % PEC) + biaya transportasi (5 % material) + buruh (3 %

Ongkos Isolasi	= PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia) = material (3 % PEC) + biaya transportasi (5 % material) + buruh (5 % PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia)
Ongkos Instalasi Listrik	= material (9 % PEC) + biaya transportasi (5 % material) + buruh (6 % PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia)
Ongkos Pembelian Tanah & Perbaikan	= harga tanah dan perbaikan (Rp 200.000/m ²), dengan luas tanah 210.000 m ²
Ongkos bangunan	= harga bangunan (Rp 1000.000/m ²), dengan luas bangunan 50.000 m ²
Biaya pembelian dan pemasangan utilitas	= harga alat yang di import + transportasi ke Indonesia (20% harga alat) + transportasi pelabuhan-lokasi (5 % harga alat) + material (11 % PEC) + buruh (32 % PEC) (terdiri upah buruh asing + upah buruh Indonesia)

Tabel 4. Perincian Modal Tetap

No.	Komponen Biaya	Biaya (Juta Rp)	Biaya (Juta US\$)
1.	Harga Alat Terkirim	295.292,3	324,8
2.	Ongkos Instalasi	323.167,7	38,8
3.	Ongkos Pemipaan	373.662,8	157,4
4.	Ongkos Instrumentasi	30.297,0	37,7
5.	Ongkos Isolasi	50.495,0	10,0
6.	Ongkos Instalasi Listrik	60.594,0	28,8
7.	Ongkos Pembelian Tanah & Perbaikan	42.000,0	-
8.	Ongkos bangunan	50.000,0	-
9.	Biaya pembelian dan pemasangan utilitas	117.703,5	97,9
10.	<i>Physical Plant Cost (PPC) (1+2+3+4+5+6+7+8+9)</i>	1.343.212,4	683,0
11.	<i>Engineering and Construction</i>	268.642,5	136,6
12.	Biaya Produksi Langsung (DPC)(10+11)	1.611.854,9	819,6
13.	<i>Contractor Fee</i>	-	39,2
14.	<i>Contingency</i>	161.185,5	82,0
Modal Tetap (FC/Fixed Cost) (12+13+14)		1.773.040,4	940,8
Total Modal Tetap Dalam Juta Rupiah		Rp 11.181.105,5,-	

Penjualan

Diasumsi	: pabrik beroperasi selama 24 jam sehari dan 330 hari dalam setahun.
Harga jual garam farmas	: 1,50 US\$/kg
Jumlah produksi	: 154.090,249 kg/jam (1.220.394,772 ton/tahun)
Jumlah penjualan	: Rp18.305.921.593.169,90/tahun

Tabel 5. Biaya Bahan Baku

Nama Bahan	Harga per kg (Rp)	Kebutuhan (kg/jam)	Biaya per Tahun (Juta Rp)	Biaya per Minggu (Juta Rp)
Ba(OH) ₂	10.000,00	31.440,4447	2.490.083,2	52.819,9
NaOH	2.465,00	113.340,3282	2.212.720,6	40.231,3
Na ₂ CO ₃	1.500,00	8.082,4819	96.019,9	2.036,8
HCl	7.500,00	12.284,7740	729.715,6	13.267,6
Biaya Bahan Baku per Tahun			5.528.539,2	95.088,0

Tabel 6. Biaya Buruh Per Tahun

Jabatan	Pendidikan	Jumlah	Gaji/orang/bulan (Rp)	Gaji total/tahun (Rp)
Direktur utama	S-1	1	40.000.000,00	480.000.000,00
Direktur	S-1	2	20.000.000,00	480.000.000,00
Kepala Bagian	S-1	6	10.000.000,00	720.000.000,00
Kepala Seksi	S-1	12	7.000.000,00	1.008.000.000,00
Kepala shift	D-3	15	5.000.000,00	900.000.000,00
Pegawai Staff I	S-1	8	4.000.000,00	384.000.000,00
Pegawai Staff III	SMA	14	3.000.000,00	504.000.000,00
Operator	SMA/SMK	50	2.500.000,00	1.500.000.000,00
Kepala Regu (security)	SMA	4	2.500.000,00	120.000.000,00
Security	SMA	12	2.000.000,00	288.000.000,00
Pegawai	SMA	12	1.500.000,00	216.000.000,00
Jumlah		136		6.600.000.000,00

Tabel 4, 5, 6 dan 7 digunakan sebagai dasar perhitungan biaya produksi dalam Tabel 8.

Tabel 7. Biaya Utilitas

Bahan	Harga (US\$/ton produk) ^[4]	Biaya (Juta Rp/thn)
Cairan Proses : Alum, Kaporit, Zeolit	0,53	6.468,1
Air Pendingin	0,08	976,3
Pengolahan Air Limbah	0,53	6.468,1
Biaya gas bahan bakar dan listrik (10% total biaya produksi)		1.498.604,3
Total Biaya Utilitas		1.512.516,7

Tabel 8. Biaya Produksi

No.	Komponen	Biaya (Juta Rp)
1.	Bahan Baku per Tahun	5.528.539,2
2.	Buruh	6.600,0
3.	Supervisor (10 % biaya buruh)	660,0
4.	Perawatan (7 % fixed cost)	670.866,3
5.	Plant supplies (15 % maintenance)	100.629,9
6.	Royalti dan paten (2 % sales)	183.059,2
7.	Total Utilitas	1.512.516,7
Biaya Produksi Langsung		8.002.871,5
8.	Payroll overhead (15 % ongkos buruh)	990,0
9.	Laboratorium (10 % ongkos buruh)	660,0
10.	Plant overhead (50 % ongkos buruh)	3.300,0
11.	Packaging & shipping (5 % sales)	915.296,1
Biaya Produksi Tak langsung		920.246,1
12.	Depresiasi (10 % fixed capital)	1.118.110,5
13.	Pajak Properti (3 % fixed capital)	335.433,2
14.	Asuransi (1 % fixed capital)	111.811,0
Biaya Produksi Tetap		1.565.354,8
Biaya Produksi (MC/Manufacturing Cost)		10.488.472,3

Tabel 5, 8 dan jumlah penjualan digunakan untuk perhitungan modal kerja pada Tabel 9.

Tabel 9. Modal Kerja

No.	Komponen	Biaya (Juta Rp)
1.	Bahan Baku per Minggu	95.088,0
2.	Lama bahan di dalam proses (diperkirakan 1 hari) Biaya = 1/2 MC 1 hari	15.891,6
3.	Lama penyimpanan produk (7 hari). Biaya = MC 7 hari	222.482,7
4.	<i>Extended Credit</i> (cadangan kredit untuk Customer selama 1 bulan) = Sales Value 1 bulan	1.525.493, 4
5.	<i>Available Cash</i> = Untuk pembagian gaji, service dan material Biaya = MC 1 bulan	874.039, 4
Modal Kerja (WC/Working Cost) = 1+2+3+4+5		2.732.995,2
Modal Industri (TCI) = WC + FC = Rp 13.914.100,7 (jutaan)		

Pengeluaran umum (Tabel 10) merupakan jumlah administrasi, pengeluaran penjualan, penelitian dan bidang keuangan, yang didasarkan pada penjualan, biaya produksi dan modal tetap.

Tabel 10. Pengeluaran Umum

No.	Komponen	Biaya (juta Rp)
1.	Administrasi (3 % penjualan)	366.118,4
2.	<i>Sales expense</i> (20 % penjualan)	1.830.592,2
3.	Penelitian (4 % penjualan)	549.177,6
4.	<i>Finance</i> (12 % FC + 15 % WC)	1.751.681,9
Pengeluaran Umum (GE/General Expense)		4.497.570,1
Total Biaya Produksi = MC + GE = Rp 14.986.042,5 (jutaan)		

Analisis Keuntungan :

Keuntungan Sebelum Pajak = penjualan- total biaya produksi
Rp 3,32 (triliun)

Pajak pendapatan = 40 %

Keuntungan sesudah Pajak = keuntungan sebelum pajak - pajak
Rp 1,99 (triliun)

$$\text{Faktor Lang} : \frac{\text{Modal Tetap}}{\text{Biaya Alat Terkirim}} = 3,16$$

Faktor Lang merupakan suatu metode yang ditemukan oleh Lang pada tahun 1948, yang dapat digunakan untuk mengetahui perhitungan modal tetap tidak menyimpang jauh. Faktor Lang untuk pabrik farmasi yaitu 3,63, jadi perhitungan faktor Lang di atas cukup mendekati persyaratan. Berdasar persamaan [1] dan [2], diperoleh ROI sebelum pajak 29,69 %, yang mana nilai ini di atas ROI minimum untuk pabrik farmasi resiko rendah yakni 24 %, sedangkan ROI sesudah pajak 17,82 %. Berdasar persamaan [3] dan [4], diperoleh POT sebelum pajak 2,52 tahun, yang mana nilai ini dibawah POT maksimum untuk pabrik farmasi tingkat resiko rendah yakni 3 tahun, sedangkan POT sesudah pajak 3,6 tahun.

Menghitung BEP

Fa = Depresiasi + Pajak Properti + Asuransi
= Rp 1,56 (triliun)

Ra = *Finance* + Biaya buruh + *Plant overhead* + Supervisor + Laboratorium + Administrasi +
Sales expense + Penelitian + Perawatan + *Plant supplies* + *Payroll overhead*
= Rp 5,28 (triliun)

Va = Bahan baku per tahun + *Packaging and shipping* + Utilitas + Royalti & paten
= Rp 8,1 (triliun)

Sa = Rp 18,30 (triliun)/tahun

Berdasarkan persamaan [5] diperoleh titik batas produksi dimana pabrik tidak untung dan tidak rugi (BEP) = 48,69 % dari kapasitas produksi. Hasil ini memenuhi kisaran BEP untuk industri kimia 40-60 %.

KESIMPULAN

Dari hasil evaluasi ekonomi yang telah dilakukan terhadap instalasi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir dengan konsep ZDD, diperlukan:

- Modal tetap dalam triliun sebesar Rp 11,18,-
- Modal kerja dalam triliun sebesar Rp 2,73,-

Dan diperoleh:

- Keuntungan sebelum pajak dalam triliun Rp 3,32,-
- Keuntungan sesudah pajak dalam triliun Rp 1,99,-
- ROI sebelum pajak 29,69 % (memenuhi persyaratan > ROI pabrik farmasi resiko rendah 24 %).
- POT sebelum pajak 2,52 tahun (memenuhi persyaratan < POT pabrik farmasi resiko rendah 3 tahun).
- BEP = 48,69 % (memenuhi persyaratan kisaran BEP untuk industri kimia 40-60 %).

Hasil analisis ekonomi menunjukkan bahwa instalasi pengolahan konsentrat desalinasi nuklir dengan konsep ZDD untuk produksi garam farmasi cukup layak untuk dikaji lebih lanjut.

UCAPAN TERIMA KASIH

Ucapan terima kasih kami sampaikan pada Bapak Teguh Ariyanto sebagai Dosen di Jurusan Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Gadjah Mada dan Novarina Intan Pamungkas sebagai mahasiswa Jurusan Teknik Kimia, Fakultas Teknik, Universitas Gadjah Mada yang telah membantu dalam kegiatan penelitian pengolahan konsentrat desalinasi nuklir.

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. DAVIS, T.A., "Zero Discharge Seawater Desalination: Integrating the Production of Freshwater, Salt, Magnesium, and Bromine", U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Environmental Services Division, Water Treatment Engineering and Research Group, Denver, 2006.
- [2]. ERLAN D., SITI A., SUNARDI, BANDI P., ERZA R., "Optimasi Desain Desalinasi Nuklir Menggunakan Konsep Zero Discharge Desalination (ZDD)", Peningkatan Kemampuan Peneliti dan Perekrut (PKPP), Ristek, 2012.
- [3]. ANONIM, <http://www.esdm.go.id/berita/artikel/56-artikel/3104-mengenai-ekonomi-migas-2-resiko-pengusahaan-migas.html>
- [4]. ANGGUN RINA, S DAN ISTYANA NURHAYATI, "Pra Rancangan Pabrik Asam Benzoat dari Toluena dan Udara Kapasitas 30.000 Ton/Tahun", https://www.docstoc.com/pass?ct=27&doc_id=21489459, diakses Desember 2012.
- [5]. ARIES, R.S. AND NEWTON, R.D., "Chemical Engineering Cost Estimation", Mc. Graw Hill Book Company, New York, 1954.

- [6]. PETERS, M. S., TIMMERHAUS, K. D., and WEST, R. E., 2003, "Plant Design and Economics for Chemical Engineering", 5ed., McGraw-Hill Company, Inc., New York.
- [7]. ANONIM, "Chemical Engineering Plant Cost Index", http://www.nt.ntnu.no/users/magnehi/cepci_2011_py.pdf, diakses Desember 2012.
- [8]. ANONIM, "Matches' Process Equipment Cost Estimates", www.matche.com/Equipcost/index.htm, diakses, Desember 2012.

PEMANTAUAN RADIONUKLIDA ANTROPOGENIK DI KAWASAN PESISIR PANTAI SUMATERA BARAT

Okviyoandra Akhyar^{*}, Heny Suseno^{**}, Safni^{***}

^{*}Program Studi Pendidikan Kimia, FKIP Universitas Islam Kalimantan MAAB

^{**}Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, Badan Tenaga Nuklir Nasional

^{***}Jurusan Kimia, FMIPA Universitas Andalas

Email: Henis@batan.go.id

ABSTRAK

PEMANTAUAN RADIONUKLIDA ANTROPOGENIK DI KAWASAN PESISIR PANTAI SUMATERA BARAT. Telah dilakukan analisis kandungan radionuklida antropogenik pada sampel lingkungan di kawasan pesisir pantai Sumatera Barat. Penelitian ini bertujuan untuk menghasilkan salah satu *base line data* yang dapat digunakan sebagai data acuan kontaminasi yang disebabkan oleh limbah radioaktif di masa mendatang. Analisis dilakukan pada air laut, sedimen dan ikan sebagai representasi kandungan radionuklida antropogenik yang terdeposit pada ekologi pantai Sumatera Barat. Hasil analisis menunjukkan bahwa beberapa kawasan pesisir pantai Sumatera Barat mendeposit sejumlah kecil radionuklida antropogenik ^{137}Cs dan ^{239}Pu . Terdeteksinya aktivitas radionuklida antropogenik di titik penyamplingan mengindikasikan bahwa meskipun belum adanya aktivitas nuklir, wilayah laut Indonesia berpotensi tercemari limbah radioaktif yang berasal dari Samudera Pasifik dan Samudera Hindia.

Kata kunci: radionuklida antropogenik, base line, air laut, sedimen, ikan

ABSTRACT

MONITORING OF ANTROPHOGENIC RADIONUCLIDES IN WEST SUMATERA SHORELINE. Analyzed of anthropogenic radionuclides from environment samples in West Sumatera Shoreline have been investigated. The purpose of the research in order to collect data used for base line of contaminant level caused by nuclear waste in the future. Monitoring radionuclides concerned about determine concentration of ^{137}Cs dan ^{239}Pu in sea water, sediment and fish as representation of radionuclide contained in West Sumatera Shoreline. Small amount concentration of radionuclides have been detected which explain that even no data reports about nuclear activities, Indonesian sea potentially contaminated by Pasific and Hindia Ocean released

Keywords : anthropogenic radionuclides, base line, sea water, sediment, fish

PENDAHULUAN

Provinsi Sumatera Barat memiliki luas wilayah 42.297,30 km² dengan bentangan garis pantai sepanjang 375 km yang bersentuhan langsung dengan Sumateraamudera Hindia. Kondisi tersebut menyebabkan potensi terjadinya transfer materi dari Samudera Hindia ke wilayah pesisir pantai Sumatera Barat akan sangat besar. Merujuk pada data sekunder yang menyebutkan bahwa telah terjadi aktivitas nuklir diberbagai belahan dunia beberapa dekade sebelumnya menimbulkan kekhawatiran terjadinya kontaminasi tidak langsung pada pesisir pantai Sumatera Barat oleh lepasan radionuklida antropogenik baik dari kecelakaan fasilitas nuklir maupun serangkaian uji coba senjata berbahan dasar radioaktif. Pada dasarnya aktivitas nuklir yang terjadi di kawasan Samudera Hindia tidak terlalu besar, akan tetapi terhubungnya laut melalui aliran arus antar Samudera memungkinkan terjadinya kontaminasi. Hal tersebut merujuk pada kajian arus laut dunia dimana material terlarut Samudera Pasifik dapat terbawa menuju wilayah laut Indonesia melalui pertemuan antara arus laut Samudera Pasifik Selatan dengan Arus Laut Indonesia (ARLINDO) pada selat Makassar. Pergerakan arus laut selanjutnya akan mentransfer materi tersebut ke

semua wilayah laut Indonesia termasuk pesisir pantai Sumatera Barat yang berhadapan langsung dengan Samudera Hindia.

Berdasarkan data sekunder Samudera Pasifik yang termasuk wilayah utama terjadinya berbagai kecelakaan fasilitas nuklir dan serangkaian uji coba senjata berbahan dasar radioaktif telah mendeposit radionuklida antropogenik ^{137}Cs , ^{90}Sr dan ^{239}Pu sebesar 229,8 PBq, 143.6 PBq dan 6,3 PBq [1]. Di sisi lain, kecelakaan reaktor nuklir Fukushima Dai-ichi pada tahun 2011 semakin menambah deposit radionuklida antropogenik khususnya radiocesium (^{137}Cs) pada Samudera Pasifik, berdasarkan data analisis yang dipaparkan TEPCO pada tanggal 30 September 2011, total lepasan ^{137}Cs pasca kecelakaan reaktor nuklir Fukushima Dai-ichi sebesar 14.9 PBq [2].

Belum adanya *baseline* data yang dapat digunakan sebagai data pembandingan mempersulit peneliti untuk menentukan derajat kontaminasi yang terjadi, oleh sebab itu dilakukanlah penelitian untuk menganalisis konsentrasi ^{137}Cs , ^{90}Sr dan ^{239}Pu pada kawasan pesisir Sumatera Barat sebagai salah satu *baseline data* yang dapat dijadikan tolak ukur terjadinya kontaminasi di masa mendatang. Penelitian ini dilakukan untuk ikut berpartisipasi pada program ASPAMARD (*Asia-Pacific Marine Radioactivity Database*) dalam pemantauan derajat kontaminasi radionuklida pada air laut, sedimen dan biota di wilayah Asia Pasifik.

TATA KERJA

Penelitian dilaksanakan di Bidang Radioekologi Kelautan (BRK), Pusat Teknologi Limbah Radioaktif, BATAN pada tanggal 1 Februari – 31 Agustus 2012.

Analisis radionuklida antropogenik dilakukan pada sampel lingkungan meliputi air laut, sedimen dan ikan. Sampel diambil pada 3 koordinat berbeda dengan interval jarak 1 Km di salah satu kawasan pesisir pantai Sumatera Barat. Konsentrasi radionuklida antropogenik dianalisis menggunakan Spektrometer Gamma detektor NaI(Tl) merk ORTEC dan Spektrometer Alfa detektor semi konduktor *silicon surface barrier* merk ORTEC.

Tabel 1. Titik Koordinat Pengambilan Sampel

Daerah	Koordinat
Pantai Kambah	100° 27,251' BT 01° 15,412' LS
Pantai Batu Kalang	100° 26,333' BT 01° 15,424' LS
Pantai Carocok	100° 25,590' BT 01° 14,529' LS

HASIL DAN PEMBAHASAN

Analisis Cesium-137 (^{137}Cs)

Pertemuan antara arus laut dunia yang bergerak dari Samudera Pasifik Selatan dengan Arus Laut Indonesia (ARLINDO) pada selat Makassar memediasi sejumlah kecil ^{137}Cs lepasan Samudera Pasifik menuju Samudera Hindia. Lokasi titik sampling yang berhadapan dengan Samudera Hindia menyebabkan beberapa pantainya terkontaminasi oleh ^{137}Cs meskipun dengan konsentrasi yang jauh lebih kecil dibandingkan dengan konsentrasi yang terdeteksi di Samudera Pasifik yaitu sebesar 1,72 mBq/L [1].

Tabel 2. Konsentrasi ^{137}Cs pada air laut

Titik sampling	^{137}Cs (mBq/L)
100° 27,251' BT 01° 15,412' LS	<LD
100° 26,333' BT 01° 15,424' LS	<LD
100° 25,590' BT 01° 14,529' LS	0,09

Berdasarkan data hasil analisis, salah satu titik penyamplingan terkandung sejumlah kecil ^{137}Cs (Tabel 2). Radiocesium tidak terbentuk secara alami, oleh sebab itu keberadaan ^{137}Cs tersebut diyakini sebagai limbah radioaktif yang mengalami distribusi oleh pergerakan arus dari berbagai belahan laut dunia karena belum adanya data yang menyebutkan aktivitas nuklir yang terjadi di sepanjang wilayah Indonesia. Kecilnya konsentrasi yang terdeteksi menjelaskan jauhnya sumber lepasan dengan lokasi penyamplingan. Distribusi materi dari berbagai belahan laut dunia

telah mengalami proses pengenceran sebelum mencapai titik penyamplingan. Akan tetapi, keberadaan radioaktif ^{137}Cs pada salah satu laut Indonesia mengindikasikan bahwa proses kontaminasi telah terjadi.

Kelarutan cesium dalam air juga dipengaruhi oleh material terlarut lainnya, lokasi titik sampling sangat berdekatan dengan muara sungai, keberadaan tanah liat terlarut dalam air mempengaruhi kelarutan cesium karena tanah liat memiliki kemampuan sebagai resin penukar kation alami bagi cesium [3]. Selain itu, aktivitas yang terjadi pada titik sampling juga cukup besar karena merupakan pelabuhan kapal-kapal nelayan sekaligus sebagai Tempat Pelelangan Ikan (TPI). Kondisi air yang selalu bergerak menyebabkan sebagian cesium yang telah mengendap pada dasar sedimen kembali terlarut dalam air. Oleh sebab itu, konsentrasi cesium masih terdeteksi pada salah satu titik penyamplingan tersebut.

Analisis ^{137}Cs juga dilakukan pada sedimen (Tabel 3). Sedimen diambil pada jarak 5 meter dari garis pantai. Berdasarkan data yang dihasilkan dari pengukuran air laut dan sedimen, meskipun konsentrasi ^{137}Cs tidak terdeteksi pada air laut (Tabel 2), akan tetapi kandungannya pada sedimen masih ditemukan. Proses pengendapan pada sedimen selain dipengaruhi oleh gravitasi, juga dipengaruhi oleh kelarutan dari material. Semakin tinggi kelarutan material dalam air, proses pengendapannya pada sedimen juga butuh waktu yang cukup lama. Cesium memiliki kelarutan yang cukup tinggi dalam air laut sehingga butuh waktu agar bisa terendap pada sedimen. Hal tersebut menjelaskan bahwa proses kontaminasi sudah terjadi dalam waktu yang relatif lama.

Tabel 3. Konsentrasi ^{137}Cs pada sedimen

Titik Sampling	^{137}Cs (Bq/Kg)
100° 27,251' BT 01° 15,412' LS	0,261
100° 26,333' BT 01° 15,424' LS	0,352
100° 25,590' BT 01° 14,529' LS	0,345

Analisis ^{137}Cs juga dilakukan pada ikan tongkol (*Eastern Little Tuna*) sebagai data representatif kandungan ^{137}Cs pada biota. Ikan memiliki kemampuan sebagai bioakumulator. Distribusi radionuklida antropogenik pada biota terjadi melalui rantai makanan, sehingga semakin tinggi posisi species dalam rantai makanan, maka semakin berpotensi sebagai bioakumulator. Selain itu, *Eastern Little Tuna* memiliki jalur migrasi yang panjang. Ikan dewasa cenderung berada di wilayah laut dalam Samudera Pasifik untuk berkembang biak sedangkan ikan-ikan muda berukuran sedang akan menuju laut hangat di wilayah equator sepanjang pantai Indonesia. Panjangnya jalur migrasi *Eastern Little Tuna* mengakibatkan potensinya sebagai bioakumulator makin tinggi. Di sisi lain, *Eastern Little Tuna* merupakan ikan yang cukup banyak di konsumsi oleh masyarakat karena selain harga yang relatif tidak terlalu mahal, sebarannya di wilayah pesisir Sumatera Barat juga tinggi.

Berdasarkan analisis yang dilakukan, didapatkan ^{137}Cs yang terakumulasi pada ikan tersebut sebesar 0,0558 Bq/Kg. Konsentrasi ini hampir sama dengan konsentrasi ^{137}Cs yang terakumulasi pada *Bluefin Tuna* yang ditangkap di Samudera Pasifik Utara yaitu sebesar 0,09 Bq/Kg [4]. Hal tersebut membuktikan bahwa ikan yang bermigrasi dari Samudera Pasifik memiliki potensi sebagai media sebaran radionuklida antropogenik di wilayah Indonesia, khususnya pada titik penyamplingan.

Analisis Plutonium-239 (^{239}Pu)

Berdasarkan data hasil analisis, pada tiga titik penyamplingan terkandung sejumlah kecil ^{239}Pu (Tabel IV).

Tabel 4. Konsentrasi ^{239}Pu pada air laut

Titik Sampling	^{239}Pu ($\mu\text{Bq/L}$)
100° 27,251' BT 01° 15,412' LS	1,87
100° 26,333' BT 01° 15,424' LS	3,75
100° 25,590' BT 01° 14,529' LS	7,5

Merujuk pada data sekunder WOMARS (*World Marine Radioactivity Studies*), deposit ^{239}Pu pada Samudera Pasifik hanya sebesar 6,3 PBq [1]. Radioplutonium yang merupakan partikel berat cenderung akan turun ke dasar laut sehingga secara teoritis kandungan ^{239}Pu pada kawasan pasifik tidak terlalu berperan mengkontaminasi laut Indonesia. Perkiraan tersebut bertolak belakang dengan hasil analisis yang telah dilakukan karena pada air laut dan sedimen di tiga titik penyamplingan masih terdeteksi sejumlah kecil radioplutonium. Pendekatan yang paling mungkin untuk menjelaskan fenomena tersebut adalah dengan meninjau sejarah Indonesia yang merupakan salah satu wilayah terjadinya perang dunia II. Hilangnya sejumlah kapal selam Amerika yang membawa senjata berbahan dasar radioaktif seperti *USS S-36* (Selat Makassar-1942), *USS Shark* (Manado-1942), *USS Seawolf* (laut China Selatan-1944), *USS Bullhead* (Lombok-1945) telah menyisakan sejumlah ^{239}Pu pada laut Indonesia. Proses mediasi oleh air laut kemudian mengakibatkan kawasan laut bagian barat terkontaminasi. Proses pengenceran yang terjadi selama distribusinya menyebabkan konsentrasi yang terdeteksi sangat kecil pada titik penyamplingan.

Salah satu titik penyamplingan (Tabel 4) terdeteksi konsentrasi ^{239}Pu yang hampir dua kali lipat dibandingkan konsentrasinya pada titik penyamplingan lainnya. Fenomena tersebut dapat dijelaskan dengan mengkaji sifat dari analit ^{239}Pu dalam air. Secara alami plutonium membentuk radioisotop Pu^{+4} , Pu^{+5} , Pu^{+6} , Pu^{+7} dalam air laut [5]. Kation Pu^{+7} sangat tidak stabil dan cenderung tereduksi membentuk Pu^{+6} , sehingga air laut didominasi oleh Pu^{+4} , Pu^{+5} dan Pu^{+6} [5][6]. Radioplutonium(V) dan Pu^{+6} bersifat tidak larut dalam air dan mengendap pada sedimen laut. Akan tetapi jika kandungan nitrit dalam air tinggi, maka Pu^{+5} dan Pu^{+6} dapat tereduksi membentuk Pu^{+4} yang lebih larut dalam air. Nitrit dalam air laut dapat dihasilkan dari penguraian senyawa organik terlarut dalam air.

Tabel 5. Konsentrasi ^{239}Pu pada sedimen

Titik sampling	^{239}Pu (Bq/Kg)
100° 27,251' BT 01° 15,412' LS	0,105
100° 26,333' BT 01° 15,424' LS	0,09
100° 25,590' BT 01° 14,529' LS	0,06

Lokasi titik sampling yang merupakan Tempat Pelelangan Ikan (TPI) memiliki kadar senyawa organik terlarut lebih tinggi dari titik penyamplingan lainnya. Senyawa organik tersebut berasal dari sisa pembuangan air cucian ikan dari kapal-kapal nelayan. Di sisi lain kondisi air laut yang selalu bergerak karena dipengaruhi banyaknya kapal-kapal nelayan yang merapat ke dermaga meningkatkan interaksi nitrit dengan permukaan sedimen. Radioplutonium yang telah mengendap pada dasar sedimen akan berinteraksi dengan nitrit sehingga proses reduksi terhadap Pu^{+5} dan Pu^{+6} . Hal tersebut dibenarkan melalui data analisis ^{239}Pu pada sedimen (Tabel 5), meskipun konsentrasi yang terdeteksi pada air laut tinggi, akan tetapi sedimen pantai Carocok mendeposit ^{239}Pu dalam jumlah kecil.

KESIMPULAN

Berdasarkan penelitian yang telah dilakukan, maka dapat disimpulkan bahwa:

1. Beberapa kawasan pantai Provinsi Sumatera Barat mendeposit radionuklida antropogenik ^{137}Cs dan ^{239}Pu dengan konsentrasi yang relatif jauh lebih kecil dibandingkan konsentrasinya di kawasan Samudera Pasifik.
2. Keberadaan material terlarut organik dan anorganik mempengaruhi keberadaan radionuklida antropogenik dalam air laut.
3. Terdeteksinya sejumlah kecil radionuklida menandakan bahwa kawasan laut Indonesia berpotensi tercemar limbah radioaktif oleh aktivitas nuklir diberbagai belahan dunia.

UCAPAN TERIMA KASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada BATAN khususnya Bidang Radioekologi Kelautan yang telah mendanai dan memfasilitasi penelitian hingga penelitian ini dipublikasikan. Ucapan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada semua peneliti di Bidang Radioekologi Kelautan, terutama Bapak Dr. Heny Suseno yang telah bersedia membimbing dan melibatkan

penulis dalam penelitian ini, Ibu Dr. Murdahayu Makmur, Ibu Wahyu Retno Prihatiningsih, M.Si, Bapak Chevy Cahyana, M.Si. dan Bapak Mohamad Nur Yahya, ST. Penulis juga mengucapkan terima kasih yang sebesar-besarnya kepada Ibu prof. Dr. Safni, M.Eng atas bimbingan dan arahan selama penelitian ini berlangsung.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] IAEA-TECDOC-1429: *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS) Radionuclide levels in oceans and sea*, Final report of a coordinated research project, International Atomic Energy Agency (IAEA), (2005)
- [2] Carpenter C., Tinker R.: *Assesment of The Impact on Australia from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident*, Technical Report Series No. 162. Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency. Australian Government, (2012)
- [3] ATSDR: *Toxicological Profile for Cesium*, Division of Toxicology/Toxicology Information Branch, Hal 111-121, (2004)
- [4] Friedlander, R.B., Gochfeld, M.: *Radionuclides in The Marine Environment*, A CRESP Science review. Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder participation, (2005)
- [5] Cantrell, K.J., Felmy, A. R.: *Plutonium and Americium Geochemistry at Hanford: a Site-Wide Review*, Pacific Northwest National Laboratory. US Departmen of Energy, (2012)
- [6] Powell, A. P., Fjeld, A.R., Coates, C.T., Kaplan, I. D., Serkiz, M. S.: *Plutonium Oxidation State, Geochemistry in the SRS Subsurface Environment (U)*, WSRG-TR-2003-00035, REV. 0. Clemson University. U.S Department of Energy, (2002)
- [7] Ardisasmita, M.S.: *Pengembangan Spektrometer Sinar-Gamma Dengan Sistem Identifikasi Isotop Radioaktif Menggunakan Metode Jaringan Syaraf Tiruan, Komputasi Sain dan teknologi Nuklir*, Pusat Pengembangan Teknologi Informasi dan Komputasi, BATAN, (2002)
- [8] ATSDR: *Toxicological Profile for Plutonium*. Division of Toxicology/Toxicology Information Branch, Hal 79-105, (1990)
- [9] Brandl, M.: *The Compton Effect*. Physic Astronomy Project. Dept. Of Physic. Michigan State University, (2001)
- [10] Buck, H. E., Folger, P., Upton, F. H.: *Effects of Radiation from Fukushima Daiichi on the U.S. Marine Environment*, Congress Research Service (CRS) Report for Congress, 7-5700, (2011)
- [11] Busseler, K. O., Jayne, R. S., Fisher S. N., *Fukushima Derived Radionuclide in The Ocean and Biota Off Japan*. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 2012 April 17; 109(16): 5984–5988. Environmental Science, (2012)
- [12] Dewan Kelautan Indonesia.: *Evaluasi Kebijakan dalam rangka Implementasi Konvensi Hukum Laut Internasional (UNCLOS 1982) di Indonesia*, Departemen kelautan dan perikanan, (2008)
- [13] Fast, J.E., Kouzes, R.T, Milbard, B.D.: *Comparison of LaBr₃:Ce and NaI(Tl) Scintillators for Radio-Isotope Identification Devices*, Pacific Northwest National Laboratory. United State Department of Energy, (2006)
- [14] Honda, C. M., Auno, T., Aoyama, M., Hamajima, Y., Kawakami, H.: *Dispersion of artificial caesium-134 and Cs-137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident*, *Geochemichal Journal*, Vol. 46, pp. e1 to e9. Japan, (2012)
- [15] Hutabarat, T., *Distribusi Radionuklida Alam dalam Sedimen pada Daerah Tangkapan Sungai*, STTN, Yogyakarta, (2006)
- [16] Ilahude A., Nontji. A., *Oceanografi Indonesia dan Perubahan Iklim Global (El Nino dan La Nina)*. *Lokakarya "Kita dan perubahan Iklim Global: Kasus El Nino dan La Nina*. Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia. (1999)
- [17] IAEA-TECDOC-1575: *Guidance for the Application of an Assessment Methodology for Innovative Nuclear Energy Systems*, INPRO Manual Environmental, International Atomic Energy Agency (IAEA), (2008)
- [18] Lawson, R.: *An Introduction to Radioactivity*. Chief Physicist. Nuclear Medicine Department. Manchester Royal Infirmary, Hal 1-3, (1999)
- [19] Lee, M. H., Lee, C. W.: *Preparation of Alpha Emitting Nuclides by Elektrodeposition*. *Nuclear Instrument and Methods in Physics Research A*. Hal. 593 – 600, (1999)
- [20] Prihatiningsih, R. W., Suseno, H.: *Pemantauan Radionuklida Antropogenik di Perairan Selat Makasar*, J. Teknologi Pengelolaan Limbah, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN, Vol. 10, No. 2, (2007)

- [21] Setiawan, B.: Pengaruh Ion Logam ko-Eksistensi terhadap Sorpsi Cesium dan Stronsium oleh Bentonit. Prosiding Seminar Nasional Teknologi pengelolaan Limbah VIII. Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-BATAN, Pusat Penelitian Ilmu Pengetahuan dan Teknologi-RISTEK, ISSN 1410-6086.
- [22] Sinkov, S.: *Plutonium Speciation in Support of Oxidative-Leaching Demonstration Test*. Pacific Northwest National Laboratory, United State Department of Energy, (2007)
- [23] Strand, P.: Radioecology and Environmental Exposure Pathways, IRPA Congress, Helsinki, Finland, (2010)
- [24] Su, C. C., Huh, A. C., Chen, C. J.: Rapid Method for the Determination of ¹³⁷Cs in Seawater, *TAO, Vol 11, No. 4, 753-764*, Institute of Oceanography, National Taiwan University, Taipei, Taiwan, ROC, (2000)
- [25] Wahl. E. L.: *Environmental Radiation*. Health Physic Society: Specialists in Radiation Safety, Lawrence Barkeley National Laboratory, (2010)

KOMBINASI BIOSORBEN SARGASSUM DAN ARANG SEKAM PADI UNTUK LIMBAH CAIR INDUSTRI BATIK: EFISIENSI PENGGUNAAN AIR PADA INDUSTRI BATIK DENGAN STRATEGI REGENERASI AIR LIMBAH

**Haikal Sofyan Arif^a, Luthfi Dwi Wardana^a, Gita Indah Budiarti^b,
Shendy Putri Woro Wardani^a, Arifah Sri Wahyuni^a, Muhammad Sarwo Edi^a**

^aFakultas Farmasi Universitas Muhammadiyah Surakarta,

^bFakultas Teknik Universitas Muhammadiyah Surakarta

Jl. A. Yani Pabelan Kartasura Telp.0271-717417 Tromol Pos 1 Surakarta

Email: haykal.lu@yahoo.com

ABSTRAK

KOMBINASI BIOSORBEN SARGASSUM DAN ARANG SEKAM PADI UNTUK LIMBAH CAIR INDUSTRI BATIK: EFISIENSI PENGGUNAAN AIR PADA INDUSTRI BATIK DENGAN STRATEGI REGENERASI AIR LIMBAH.

Pengadaan air bersih yang semakin susah memaksa industri batik untuk melakukan efisiensi sebanyak mungkin terhadap penggunaan air bersih. Pada beberapa penelitian telah dilaporkan terjadi inefisiensi penggunaan air pada proses pewarnaan batik dan dapat menghabiskan rata-rata 70 liter air untuk 10 meter kain. Tidak hanya masalah efisiensi penggunaan air, proses pewarnaan batik juga menghasilkan limbah cair yang dapat merusak lingkungan. Oleh karena itu pada penelitian ini dilakukan uji penanganan limbah cair industri batik menggunakan biosorben Sargassum dan arang sekam padi. Parameter yang dianalisis adalah nilai intensitas warna, COD dan cemaran logam (Pb dan Cu). Sampel limbah diambil dari 3 industri batik yang berbeda (batik A dari Solo, batik B dari Sragen dan batik C dari Sukoharjo). Hasil analisis warna menunjukkan bahwa kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi tidak dapat menurunkan intensitas warna limbah. Hasil analisis COD menunjukkan penurunan yang tinggi pada sampel limbah batik C dengan penurunan sebesar 88,1% sedangkan nilai penurunan COD sampel limbah batik A dan B berturut-turut adalah 0,306%, 1,468%. Cemaran logam dalam limbah dapat diturunkan dengan perlakuan kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi dengan nilai penurunan sebesar 65,12% (batik B) dan 73,68% (batik C) untuk parameter Pb sedangkan parameter Cu sebesar 98,46% (batik B).

Kata kunci: *Sargassum*, Arang sekam padi, COD, Pb, Cu.

ABSTRACT

BIOSORBEN COMBINATION OF SARGASSUM AND RICE HUSK CHARCOAL FOR LIQUID WASTE BATIK INDUSTRIES: WATER USE EFFICIENCY IN INDUSTRY WITH WASTE WATER REGENERATION STRATEGY.

Supply of clean water is increasingly difficult, in fact batik industry due improve efficiency as much as possible of water using for dyeing. In some studies have reported inefficient use of water in the dyeing process of batik and can spend an average of 70 liters water for 10 meters fabric. Not just a matter water efficient problems, batik dyeing process also produces waste that can damage the environment. Therefore, this study tested the batik industry wastewater treatment using biosorben *Sargassum* and rice husk. The parameters analyzed were color intensity values, COD and metal contamination (Pb and Cu). Waste samples taken from three different batik industry (batik A from Solo, B from Sragen and C from Sukoharjo). Color analysis results showed that the combination biosorben *Sargassum* and rice husk charcoal can not reduce color intensity waste. COD analysis results showed a high decrease in the waste samples C batik with a decrease of 88.1% while the value of COD reduction in waste samples batik A and B respectively 0.306%, 1.468%. Metal contamination in the waste can be reduced by treatment with a combination of biosorben *Sargassum* and rice husk charcoal with a value of decrease; 65.12% (batik B) and 73.68% (batik C) for Pb parameter, while the parameter of Cu decrease until 98.46% (batik B).

Keywords: *Sargassum*, Rice Husk, COD, Pb, Cu

PENDAHULUAN

Air merupakan substansi yang krusial untuk kelangsungan hidup manusia. Pengadaan air bersih yang semakin susah memaksa industri batik untuk melakukan efisiensi sebanyak mungkin terhadap penggunaan air bersih. Selama ini limbah cair yang dihasilkan oleh industri batik dibuang begitu saja sehingga penggunaan air pada proses pembuatan batik dinilai tidak efisien karena besarnya volume air yang digunakan dan hanya satu kali pakai. Telah terjadi inefisiensi penggunaan air pada proses pewarnaan batik dan dapat menghabiskan rata-rata 70 liter air untuk 10 meter kain [1].

Tidak hanya masalah efisiensi penggunaan air, proses pewarnaan batik juga menghasilkan limbah cair yang dapat merusak lingkungan. Limbah cair industri batik telah dilaporkan menghasilkan limbah dengan intensitas warna tinggi yaitu 185 CU, dan nilai COD sebesar 3039,7 mg/L [2]. Angka ini melewati ambang batas baku mutu limbah industri yang telah ditetapkan berdasarkan Keputusan Menteri Negara Lingkungan Hidup No.3 yaitu nilai COD maksimal adalah 100 mg/L. Limbah cair industri batik juga dilaporkan terdapat senyawa logam berat seperti kromium dan kobalt yang dapat terakumulasi dan mengakibatkan pencemaran lingkungan [3]. Penelitian lain menyebutkan bahwa limbah yang terbuang dan mencemari lingkungan untuk satu industri batik mencapai lebih dari 90.000 liter per bulan [1].

Beberapa teknologi yang sudah ada antara lain teknologi yang berbasis pada adsorpsi dengan arang batok kelapa, dan batubara serta foto degradasi [4], oksidasi [5], ozonasi dan fotooksidasi [6], elektrokimia [7] dan elektrolisis [8]. Namun penggunaan biomassa bakteri dan elektroforesis pada pengolahan limbah cair dinilai kurang efisien karena mahalnya bahan yang digunakan sedangkan pemanfaatan batubara dan arang batok kelapa juga mempunyai kelemahan karena preparasi dan penyediaan bahan yang rumit serta sulitnya memperoleh bahan-bahan tersebut.

Biomassa alga cokelat telah terbukti dapat menyerap senyawa logam krom, uranium, kadmium, tembaga dalam limbah cair [9]. Telah diteliti bahwa biomassa *Sargassum* dapat menyerap warna biru metilena pada limbah cair industri tekstil [10]. Arang sekam padi telah diteliti mempunyai daya absorpsi pada limbah cair batik dengan penurunan intensitas warna sebesar 95,16% [4]. Ketersediaan alga cokelat (*Sargassum* sp.) yang melimpah di perairan pantai Indonesia dan banyaknya sekam padi yang tidak termanfaatkan menjadi salah satu keuntungan dari penelitian ini.

Penelitian ini akan bermanfaat sebagai landasan ilmiah yang kuat untuk penerapan teknologi regenerasi air limbah pada industri batik sehingga akan meningkatkan efisiensi konsumsi air yang belakangan ini menjadi masalah di beberapa daerah. Selain itu, mengingat sebagian besar industri di Indonesia tidak mempunyai IPAL (Instalasi Pengolahan Air limbah) maka penelitian ini penting untuk dilakukan.

TATA KERJA

Bahan dan Alat

Bahan-bahan yang digunakan: rumput laut coklat *Sargassum* sp., sekam padi, limbah cair industri batik, NaOH 0,5 N, HCl 0,1 M, HNO₃ 0,1 N, akuades, pereaksi K₂Cr₂O₇ 0,025 N, larutan H₂SO₄ pekat, indikator Ferroun dan larutan Ferrous Amonium Sulfat (FAS).

Alat yang digunakan: Alat-alat yang digunakan adalah oven, *shaker*, ayakan ukuran ± 80 mesh, kompor, penggorengan, tabung reaksi, labu erlenmeyer, botol kaca, kertas saring, timbangan digital, cawan porselin, botol refluks, alat titrasi, gelas ukur, corong, kuvet, AAS, spektrofotometer visible dan pipet.

Model penelitian

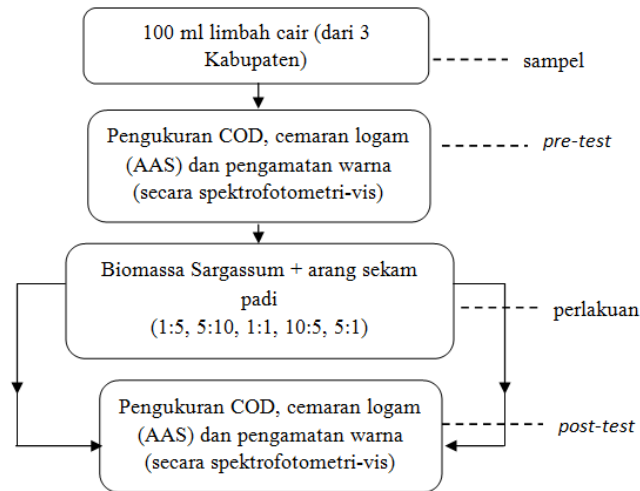
Model penelitian ini secara garis besar dapat dilihat pada gambar1.

Rancangan Penelitian

Pembuatan Biomassa *Sargassum*

Biomassa dari alga cokelat dibuat dengan mengumpulkan alga cokelat yang diperoleh dari nelayan. Dicuci dengan aquades dan dikeringkan menggunakan oven pada suhu 60^o C selama 24 jam. Alga kering kemudian dihaluskan dan diayak menggunakan pengayak sampai diperoleh ukuran partikel 80 mesh. Hasil ayakan dikeringkan pada suhu 105^oC selama 24 jam [9]. Hasil biomassa ini kemudian dimodifikasi dengan HCL 0,1 N.

Sebanyak 2,5 gram sampel *Sargassum* kering dicampur dengan 100 mL larutan HCl 0,1 M selama 3 jam pada suhu ruang. Sampel kemudian disaring dan dicuci dengan akuades dan dikeringkan dengan oven semalam pada suhu 60°C. Kemudian, sebanyak 400 mL larutan HCl 0,1 M ditambahkan pada sampel kering tersebut dan lakukan seperti prosedur sebelumnya. Modifikasi ini dilaporkan menghasilkan filtrat paling jernih pada penanganan limbah cair industri rumah tangga perikanan [11].



Gambar 1. Bagan Model Penelitian

Pembuatan Arang Aktif dari Sekam Padi

Arang sekam padi dibuat dengan menyangrai sekam padi pada seng yang diletakkan di atas tungku. Diaduk-aduk sampai timbul warna hitam dan mengarang. Kemudian arang diaktivasi dengan NaOH 0,5 M pada suhu 92°. Aktivasi ini dilaporkan paling efektif untuk meningkatkan luas permukaan arang sekam padi [12].

Penentuan Perbandingan Adsorben yang digunakan

Masing-masing sebanyak 0,1 gram kombinasi biomassa *Sargassum* dan arang sekam padi (1:5, 5:10, 1:1, 10:5, 5:1) dimasukkan ke dalam erlenmeyer yang berisi 50 ml limbah cair industri batik. Campuran tersebut kemudian diaduk dengan shaker selama 30 menit. Biomassa kemudian dipisahkan dari cairan, kemudian limbah cair dianalisis nilai COD, warna dan cemaran logamnya.

Prosedur Analisis

Analisis warna dan COD

Analisis warna dilakukan dengan menghitung nilai absorbansi sampel menggunakan spektrofotometri sinar tampak. Sampel disentrifugasi untuk mengendapkan pengotor, kemudian diambil filtratnya dan diukur absorbansinya sebelum dan sesudah perlakuan. Analisa COD yang dilakukan adalah metode tanpa refluks. Pereaksi yang digunakan adalah pereaksi K₂Cr₂O₇ 0,025 N, larutan H₂SO₄ pekat dan larutan Ferrous Amonium Sulfat (FAS) [11]. Ke dalam 125 mL erlenmeyer dimasukkan 10 mL larutan air sampel kemudian ditambahkan 5 mL larutan pengoksidasi K₂Cr₂O₇ dan dikocok. Setelah itu ditambahkan dengan hati-hati 15 mL asam sulfat pekat (gunakan ruang asam) kemudian diaduk. Erlenmeyer ditutup dengan kaca penutup dan dibiarkan sekitar 30 menit. Campuran dalam erlenmeyer diencerkan dengan menambahkan 7,5 mL air suling. Kemudian ditambah 2-3 tetes indikator Ferroin dan dititrasi dengan FAS sehingga terjadi perubahan warna kuning oranye atau biru kehijauan menjadi merah kecoklatan.

Analisis cemaran logam dengan metode AAS

Analisis logam berat dengan AAS dilakukan di Laboratorium Kimia Fakultas Farmasi Universitas Muhammadiyah Surakarta. Sampel disaring dengan kertas saring 0,45 µm, kemudian ditambahkan HNO3 hingga pH 2. Larutan tersebut ditambahkan dengan 1 ml HNO3 dan 5 ml larutan *buffer*, kemudian dianalisis dengan menggunakan AAS.

Pengumpulan Data

Data sampel diambil dari tiga produsen batik di Indonesia: Batik A dari Laweyan Surakarta, Batik B dari Masaran Sragen, batik C dari Grogol Sukoharjo.

Analisis Data

Analisis warna Penentuan nilai COD

Analisis warna dilakukan dengan membandingkan nilai absorbansi larutan sampel sebelum dan setelah perlakuan. Penentuan nilai COD dapat dihitung menggunakan persamaan berikut:

$$COD (mg/L) = \frac{(B-S) \times N \times 8000 \times \text{pengenceran}}{ml \text{ conto h}}$$

Keterangan :

B = Volume FAS yang digunakan dalam larutan blanko (mL)

S = Volume FAS yang digunakan dalam air sampel (mL)

N = Normalitas FAS

Penurunan COD limbah setelah selesai perlakuan dapat dihitung dengan persamaan berikut :

$$\text{Penurunan COD} = \frac{(\text{COD awal} - \text{COD sampel}) \times 100\%}{\text{COD awal}}$$

Penentuan konsentrasi logam berat

Penentuan konsentrasi logam berat dengan cara langsung untuk contoh air dan cara kering (pengabuan) untuk contoh sedimen. Pengukuran logam berat dengan menggunakan AAS (*atomic absorption spectrofotometry*) selanjutnya dihitung dengan formula:

$$\text{Logam berat (ppm)} = \frac{[(Ac - Ab) - a] \times 100}{b \times W \text{ (gram)} \times 1000}$$

Keterangan:

Ac : Absorban contoh

Ab : Absorban blanko

a : *Intercept* dari persamaan regresi standar

b : *Slope* dari persamaan regresi standar

W : Berat contoh (g)

Kemudian dibandingkan konsentrasi logam sebelum dan sesudah perlakuan.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Uji pendahuluan dilakukan untuk mengetahui karakteristik masing-masing sampel. Hasil uji pendahuluan dapat dilihat pada tabel 1.

Tabel 1. Hasil Uji Pendahuluan

Nama sampel	Parameter			
	Intensitas warna (A)	COD (mg/L)	Pb	Cu
Batik A	0,568	1749,6	< 0,005	0,004
Batik B	0,164	1307,2	0,086	0,259
Batik C	0,073	1573,6	0,019	<0,004

Limbah kemudian diolah dengan biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi. Biosorben *Sargassum* dibuat dengan mengaktivasi *Sargassum* kering dengan HCL 0,1 N. Aktivasi ini dilaporkan aktif menyerap logam uranium [13]. Sedangkan arang sekam padi diaktivasi dengan NaOH 0,5 M pada suhu 92^o. Aktivasi ini dilaporkan paling efektif untuk meningkatkan luas permukaan dan daya adsorpsi arang [12]. Dari hasil orientasi kombinasi biosorben, didapatkan hasil yang tidak berbeda signifikan mengenai pengaruh kombinasi terhadap daya reduksi warna sehingga peneliti menetapkan kombinasi biosorben yang digunakan adalah 1:1.

Hasil analisis intensitas warna menunjukkan hasil intensitas yang lebih tinggi dibandingkan dengan intensitas awal. Hal ini disebabkan karena *Sargassum* memiliki pigmen fukosantin yang dapat memberikan warna oranye pada larutan [14].



Batik A



Batik B



Batik C

Gambar 2. Perubahan warna setelah perlakuan

Tabel 2. Hasil Analisis Absorbansi Warna Limbah

Asal Limbah	$\lambda_{max}(nm)$	Sampel (tanpa perlakuan)	<i>Sargasum</i> :arang	Arang	<i>Sargasum</i>
Batik A	514,5	0,568	0,651	0,517	0,812
		0,566	0,660	0,517	0,810
Batik B	488	0,568	0,651	0,518	0,810
		0,164	0,263	0,206	0,255
		0,164	0,255	0,206	0,256
Batik C	514	0,165	0,253	0,200	0,255
		0,073	0,088	0,058	0,173
		0,070	0,092	0,059	0,173
		0,070	0,088	0,058	0,174

Absorbansi pada sampel dengan perlakuan biosorben tunggal arang sekam padi memberikan hasil yang lebih rendah. Karbon dapat menjerap substansi terlarut ke dalam porinya. Karbon adalah adsorban pilihan yang tepat untuk pengolahan air karena dapat menghilangkan range yang luas zat pencemar [15]. Karbon aktif mempunyai banyak kapiler dalam partikel karbon dan permukaannya tersedia untuk adsorpsi termasuk permukaan dari pori-pori di dalam penambahan permukaan luar.

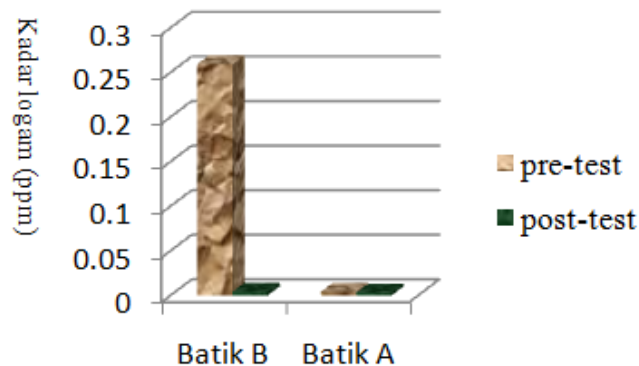
Hasil analisis COD menunjukkan penurunan yang tinggi pada sampel limbah batik C dengan penurunan sebesar 88,1% sedangkan nilai COD sampel limbah batik A dan B berturut-turut adalah 0,306%, 1,468%. Hasil penurunan nilai COD yang berbeda menunjukkan bahwa karakteristik sampel yang bervariasi mengenai kandungan cemaran senyawa organik dan anorganik. Belum diketahui pasti apakah biosorben yang digunakan pada penelitian ini efektif menjerap senyawa organik atau anorganik atau keduanya. Oleh karena itu perlu dilakukan penelitian lebih lanjut mengenai komponen senyawa organik dan anorganik pada limbah batik C yang efektif dijerap oleh kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi.

Tabel 3. Hasil Analisis COD Limbah Sebelum dan Sesudah Perlakuan

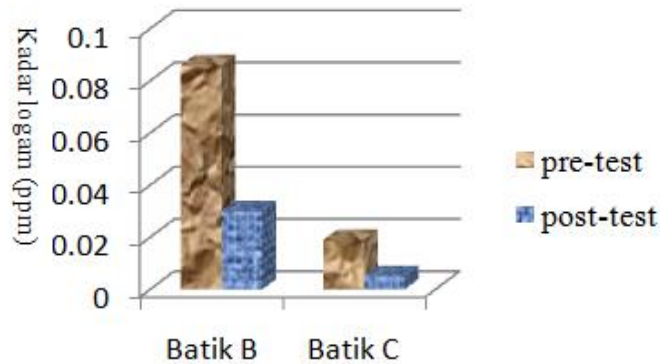
Nama Sampel	Nilai COD (mg/L)	
	Sebelum perlakuan	Sesudah perlakuan
Batik A	1749,6	1744,2
Batik B	1307,2	1288
Batik C	1573,6	187,2

Chemical Oxygen Demand (COD) merupakan parameter yang digunakan untuk menentukan banyaknya oksigen (mg O_2) yang dibutuhkan untuk mengoksidasi zat-zat organik 1 liter sampel. Nilai COD merupakan ukuran pencemaran air oleh zat-zat organik dan anorganik yang secara alamiah dapat dioksidasikan melalui proses mikrobiologis dan mengakibatkan berkurangnya oksigen terlarut didalam air [16].

Nilai COD yang tinggi juga berpengaruh pada cemaran logam suatu perairan. Pada daerah yang kekurangan oksigen karena kontaminasi bahan organik, logam berat akan mudah mengendap. Hasil analisis penurunan kadar logam menunjukkan bahwa kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi dapat menurunkan kadar logam Pb sebesar 65,12% (batik B) dan 73,68% (batik C) serta logam Cu sebesar 98,46% (batik B).



Gambar 3. Diagram Penurunan Logam Cu



Gambar 4. Diagram Penurunan Logam Pb

Tabel 4. Hasil Analisis Cemaran Logam Timbal

Sampel	Kadar sebelum perlakuan (ppm)	Kadar setelah perlakuan (ppm)	Persen penurunan
Batik A	<0,005	<0,005	-
Batik B	0,086	0,030	65,12
Batik C	0,019	<0,005	73,68

Tabel 5. Hasil Analisis Cemaran Logam Tembaga

Sampel	Kadar sebelum perlakuan (ppm)	Kadar setelah perlakuan (ppm)	Persen penurunan
Batik A	0,004	<0,004	-
Batik B	0,259	<0,004	98,46
Batik C	<0,004	<0,004	-

Sargassum dapat menyerap senyawa logam karena mengandung senyawa alginat yang merupakan polisakarida [17]. Polisakarida pada biomassa dapat menyerap logam dengan mekanisme *ion-exchange*. Biosorpsi ini dilaporkan dapat mencapai 40% dari berat kering biosorben yang digunakan [18].

Hasil penurunan konsentrasi logam oleh biosorpsi *Sargassum* juga telah dilaporkan dari beberapa penelitian. *Sargassum* terbukti dapat menurunkan kandungan Cu [17, 18], Cr [9], dan Fe dan Cd [19].

KESIMPULAN

1. Kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi tidak dapat menurunkan intensitas warna ketiga sampel limbah
2. Kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi dapat menurunkan nilai COD sebesar 0,0306% (batik A), 1,4688% (batik B), dan 88,104% (batik C)
3. Kombinasi biosorben *Sargassum* dan arang sekam padi dapat menurunkan kadar logam Pb sebesar 65,12% (batik B) dan 73,68% (batik C) dan logam Cu sebesar 98,46% (batik B)

SARAN

Perlu dilakukan penambahan proses untuk menghilangkan warna yang timbul dari kombinasi biosorben ini sehingga hasil pengolahan limbah yang didapat adalah limbah air yang jernih, bebas cemaran logam dan dengan nilai COD yang rendah.

UCAPAN TERIMA KASIH

1. Direktorat Jendral Pendidikan Tinggi atas Pendanaan Penelitian melalui Program Kreativitas Mahasiswa-Penelitian 2012.
2. Rektor Universitas Muhammadiyah Surakarta, Bp. Prof. Dr. Bambang Setiaji.
3. Laboratorium Kimia Farmasi Fakultas Farmasi UMS
4. UPT Laboratorium Pusat MIPA UNS

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Nurdaila, I: Kajian dan Analisis Peluang Penerapan Produksi Bersih pada Usaha Kecil Batik Cap (Studi kasus pada tiga industri kecil batik cap di Pekalongan), Tesis, UNDIP, Semarang, (2006).
- [2]. Purwaningsih, I: Pengolahan Limbah Cair Industri Batik Cv. Batik Indah Raradjonggrang Yogyakarta Dengan Metode Elektrokoagulasi Ditinjau dari Parameter *Chemical Oxygen Demand* (Cod) dan Warna, Tugas Akhir. UII, Yogyakarta, (2008)
- [3]. Sasongko, D.P., dan Tresna, W.P: Identifikasi Unsur dan Kadar Logam Berat pada Limbah Pewarna Batik dengan Metode Analisis Pengaktifan Neutron, Jurnal Ilmu Pengetahuan dan Teknologi TELAAH. Vol. 27, (2010).
- [4]. Setyaningsih, H: Pengolahan Limbah Batik dengan Proses Kimia dan Adsorpsi Karbon Aktif, Tesis, Universitas Indonesia, Jakarta, (2007).
- [5]. Ahmet, B., Ayfer, Y., Doris, L., Nese, N., Antonius, K: Ozonation of high strength segregated effluents from a woolen textile dyeing and finishing plant. *Dyes and Pigments*, 58, Hlm 93-98, (2003).
- [6]. Tratnyek, P.G., Elovitz, M.S., Colverson, P: Photo effects of textile dye wastewater: Sensitization of single oxygen formation, oxidation of phenols and toxicity to bacteria, *Environ. Toxicol. Chem*, 13. Hlm 27–33, (1994).
- [7]. Sheng, H., dan Peng, C.F: Treatment of textile wastewater by electrochemical method, *Wat. Res.* 28, Hlm 277–282, (1994).
- [8]. Riyanto: Penemuan teknik baru untuk pengolahan limbah batik, Program Studi Ilmu Kimia, FMIPA, UII, (2010).
- [9]. Cossich, E.S., Tavares, C.R.G., Ravagnani: Biosorption of chromium(III) by *Sargassum* sp. Biomass, *Journal Biotechnology* 5. Hlm 133-140, (2002).
- [10]. Tahir, H., Sultan, M., Jahanzeb, Q: Removal of basic dye methylene blue by using bioabsorbent *Ulva lactuca* and *Sargassum*, *J. Biotechnology* 7(15). Hlm 2649-2655, (2008).
- [11]. Aryant, i L: Pemanfaatan Rumput Laut *Sargassum* sp. Sebagai Adsorben Limbah Cair Industri Rumah Tangga Perikanan. Tugas Akhir. IPB, Bogor (2011)
- [12]. Yuliati, F., dan Susanto, H: Kajian Produksi Arang Aktif dari Sekam Padi untuk Pengolahan Air Limbah Industri, *Jurnal Teknik Kimia Indonesia* Vol. 10 No. 1, (2009).
- [13]. Yang, J., dan Volesky, B: Biosorption of Uranium on *Sargassum* Biomass, *Wat. Res.* Vol. 33, No. 15, pp. 3357±3363, (1999).
- [14]. Mufti, E.D., Kartini, Z., Hartati, K: Stabilitas Fukosantin pada Alga Coklat (*Sargassum cristaefolium*) pada berbagai pH, *Thpi Student Journal*, vol. 1 no. 1 pp 41-50, (2013).
- [15]. Droste RL: *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*, John Wiley and sons Inc, USA (1997).
- [16]. Sani, E.Y: Pengolahan Air Limbah Tahu Menggunakan Bioreaktor Anaerob Bersekat dan Aerob, Tesis, Program Magister Ilmu Lingkungan UNDIP, Semarang, (2006).
- [17]. Volesky, B., Weber, J., Park, J.M: Continous-Flow Metal Biosorption in Regenerable *Sargassum* Column, *Water Research* 37, Hlm 297–306, (2003).
- [18]. Antunes, W.M., Luna, A.S., Henriques, C.A., Costa, A.C.A: An evaluation of copper biosorption by a brown seaweed under optimized conditions. *J. Biotechnology* 6(3):174-184, (2003).
- [19]. Figueira, M.M., Volesky, B., Mathieu, H.J: Instrumental Analysis Study of Iron Species Biosorption by *Sargassum* Biomass, *Environmental Science and Technology*, Vol. 33. No.11 (1999).

PENGELOLAAN BERBAGAI JENIS LIMBAH RADIOAKTIF DARI INSTALASI PRODUKSI RADIOISOTOP

Wati

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN
Kawasan Puspipstek Serpong Tangerang Selatan, Banten 15310
Telp.021-7563142, Faks. 021-7560927, E-mail : wati@batan.go.id

ABSTRAK

PENGELOLAAN BERBAGAI JENIS LIMBAH RADIOAKTIF DARI INSTALASI PRODUKSI RADIOISOTOP. Untuk memenuhi kebutuhan radioisotop di berbagai bidang seperti kedokteran nuklir, industri, dan lain-lain maka Instalasi Produksi Radioisotop (IPR) memproduksi berbagai jenis radioisotop. Tergantung pada jumlah dan jenis radioisotop yang diproduksi, maka kapasitas, bentuk fisik dan jenis limbah yang ditimbulkan juga bervariasi. Limbah radioaktif dari IPR ada 2 macam yaitu limbah cair dan limbah padat. Limbah cair terdiri atas limbah cair aktivitas rendah (aktivitas $10^{-6} - 10^{-3}$ $\mu\text{Ci/ml}$), limbah cair aktivitas sedang (aktivitas $10^{-3} - 10^{-1}$ $\mu\text{Ci/ml}$), limbah cair aktivitas tinggi (aktivitas $10^{-1} - 10^4$ $\mu\text{Ci/ml}$) dan limbah cair aktivitas sangat tinggi (aktivitas $> 10^4$ $\mu\text{Ci/ml}$). Limbah padat terbagi atas beberapa aktivitas yaitu aktivitas rendah, sedang dan tinggi. Limbah cair dengan aktivitas lebih kecil dari 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$ didinginkan atau diencerkan sampai aktivitasnya 10^{-7} $\mu\text{Ci/ml}$ dan dinetralkan sampai pH = 7, kemudian di dispersi ke lingkungan. Limbah cair aktivitas rendah dan sedang $10^{-6} - 10^{-1}$ $\mu\text{Ci/ml}$ dievaporasi sampai aktivitasnya 10^{-2} $\mu\text{Ci/ml}$, limbah kimia cair aktivitas rendah dan sedang diolah dengan proses kimia melalui pengendapan (koagulasi – flokulasi), selanjutnya konsentrat diimobilisasi dengan semen. Limbah cair aktivitas tinggi disimpan di tempat Penyimpanan Sementara Limbah Aktivitas Tinggi (PSLAT), kemudian setelah menjadi limbah aktivitas rendah diimobilisasi dengan semen. Limbah padat aktivitas rendah diimobilisasi dengan semen. Limbah padat aktivitas tinggi, didinginkan dan selanjutnya diimobilisasi dengan semen. Limbah padat dapat dibakar diinsenerasi dan abunya diimobilisasi dengan semen. Limbah aktivitas rendah dan sedang yang mengandung uranium (U) dan transurium (TRU) diimobilisasi dengan matriks polimer atau *synroc*. Berbagai jenis limbah radioaktif yang ditimbulkan dari IPR dapat dikelola dengan peralatan yang ada di Instalasi Pengolahan Limbah Radioaktif (IPLR) – Pusat Teknologi Limbah Radioaktif (PTLR) BATAN.

Kata kunci: pengelolaan, limbah radioaktif, produksi radioisotop

ABSTRACT

MANAGEMENT OF MANY KINDS OF RADIOACTIVE WASTE GENERATED FROM RADIOISOTOPE PRODUCTION INSTALLATION. For supply radioisotope in various fields such as nuclear medicine, industry, then Radioisotope Production Installation (RPI) produces many kinds of radioisotopes. Depending on the amount and kinds of radioisotopes are produced, so that capacity, physic form, and kinds of waste generated also variated. Radioactive wastes from RPI there are two kinds i.e. liquid waste and solid waste. Liquid waste can be classified as low level liquid waste (activity $10^{-6} - 10^{-3}$ $\mu\text{Ci/ml}$), intermediate level liquid waste (activity $10^{-3} - 10^{-1}$ $\mu\text{Ci/ml}$), high level liquid waste (activity $10^{-1} - 10^4$ $\mu\text{Ci/ml}$) and very high level liquid waste (activity $> 10^4$ $\mu\text{Ci/ml}$). Solid waste can be classified as low activity, intermediate activity, and high activity. Liquid waste has activity less than 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$ is delay and decay or dilute until it's activity 10^{-7} $\mu\text{Ci/ml}$, than disperse to environment. Low and intermediate level liquid waste is $10^{-6} - 10^{-1}$ $\mu\text{Ci/ml}$ will be evaporated until it's activity is 10^{-2} $\mu\text{Ci/ml}$, low and intermediate chemical liquid radioactive waste can be treated by chemical process through precipitation (coagulation – flocculation) then concentrate immobilized by cement. High level liquid waste is stored at the interim storage for high level liquid waste until become low level liquid waste, and then it is immobilized by cement. Low level solid waste is immobilized by cement. High level solid waste delay and decay, then immobilized by cement. Burnable radioactive solid waste is incenerated and its ash is immobilized by cement. Low and intermediate level waste containing uranium (U) and transuranic (TRU) are immobilized by matrix materials of polymer or *synroc*. All kinds of radioactive waste generated

from the radioisotope production installation can be managed by apparatus in the Radioactive Waste Treatment Installation (RWTI) – Radioactive Waste Technology Center.

Keywords: management, radioactive waste, radioisotope production

PENDAHULUAN

Instalasi Produksi Radioisotop telah memproduksi isotop Mo^{99} , Tc^{99m} , Ti^{201} , Ir^{192} , I^{125} dan I^{131} untuk memenuhi kebutuhan di bidang kedokteran nuklir, industri dan hidrologi. Limbah yang ditimbulkan dari produksi radioisotop bermacam-macam jenis aktivitas dan kandungan radionuklidanya. Pada umumnya secara fisik limbah radioaktif dibagi menjadi limbah radioaktif padat dan limbah radioaktif cair. Limbah radioaktif gas yang ditimbulkan dari suatu proses, umumnya langsung diolah dengan *off gas treatment system* (sistem penanganan gas buang) yang meliputi peralatan untuk penurunan suhu, *scrubber* (penyerap) untuk yang berbentuk gas, dan filter untuk yang berbentuk partikel. Gas buang yang keluar dari cerobong diharapkan sudah memenuhi baku mutu lingkungan.

Kategori limbah radioaktif berdasarkan terminologi seperti aktivitas tinggi, medium dan rendah untuk setiap negara berbeda, maka limbah radioaktif dikategorikan menurut kandungan radioaktivitasnya, dinyatakan dalam $\mu\text{Ci/ml}$ atau Ci/m^3 , atau menurut dosis paparannya dinyatakan dalam mrem/jam.

Klasifikasi limbah radioaktif sangat penting karena dapat mempermudah proses pengelolaan selanjutnya. Klasifikasi limbah radioaktif telah direkomendasikan oleh IAEA berdasarkan pada metode pengolahan terhadap limbah, jumlah aktivitas yang berkaitan dengan konsentrasi maksimal yang diijinkan dan keselamatan pengangkutan limbah radioaktif [1]. Limbah radioaktif cair, berdasarkan aktivitasnya dapat dikategorikan menjadi 5, yang merupakan kompromi antara persyaratan dari pengolahan limbah dalam instalasi nuklir, yaitu [2] :

- Kategori 1 : Limbah radioaktif cair yang mengandung radionuklida dengan konsentrasi sama atau di bawah 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair ini biasanya tidak diolah langsung dapat dibuang ke saluran atau lingkungan.
- Kategori 2 : Limbah radioaktif cair yang mengandung radionuklida dengan konsentrasi lebih besar dari 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$, tetapi sama atau dibawah 10^{-3} $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair ini umumnya diolah dengan metode pengolahan kimia, penukar ion dan evaporasi, tanpa memerlukan *shielding* (perisai).
- Kategori 3 : Limbah radioaktif cair yang mengandung radionuklida dengan konsentrasi lebih besar dari 10^{-3} $\mu\text{Ci/ml}$, tetapi sama atau dibawah 10^{-1} $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair ini umumnya diolah dengan metode seperti tersebut di atas, diperlukan *shielding* dari sebagian peralatan.
- Kategori 4 : Limbah radioaktif cair yang mengandung radionuklida dengan konsentrasi lebih besar dari 10^{-1} $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair ini diolah dengan metode tersebut di atas, dengan *shielding* seluruh peralatan.
- Kategori 5 : Terdiri dari limbah radioaktif cair yang aktivitasnya lebih besar dari 10^4 $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair ini diolah dan perlu pendingin.

Klasifikasi limbah radioaktif padat berdasarkan aktivitas yang dikandungnya adalah sangat rumit dibandingkan dengan limbah radioaktif cair, karena pada klasifikasi limbah radioaktif cair perhatian terutama ditujukan pada pengolahan dan pembuangan ke lingkungan, sedang pada limbah padat masih ditambah faktor penanganan dan pengangkutannya sebelum dan sesudah pengolahan. Berdasarkan dosis radiasi dan pemancarnya, limbah radioaktif padat diklasifikasikan menjadi 4 kategori yaitu [2] :

- Kategori 1 : Limbah radioaktif padat dengan pemancar beta dan gamma, tidak mengandung pemancar alfa. Dosis radiasi pada permukaan tidak lebih dari 0,2 R/jam.
- Kategori 2 : Limbah radioaktif padat dengan pemancar beta dan gamma, tidak mengandung pemancar alfa. Dosis radiasi pada permukaan lebih besar dari 0,2 R/jam, tetapi sama atau kurang dari 2 R/jam.
- Kategori 3 : Limbah radioaktif padat dengan pemancar beta dan gamma, tidak mengandung pemancar alfa. Dosis radiasi pada permukaan lebih besar dari 2 R/jam.
- Kategori 4 : Limbah radioaktif padat dengan pemancar alfa yang dominan, tidak mengandung pemancar beta dan gama, tidak akan kritis. Aktivitasnya harus dinyatakan dalam Ci/m^3 .

Instalasi Pengolahan Limbah Radioaktif di PTLR dirancang untuk mengolah limbah radioaktif aktivitas rendah dan sedang dari reaktor G.A. Siwabessy beserta instalasi penunjangnya. Pada perkembangan lebih lanjut timbul limbah aktivitas tinggi dari IPR. Sesuai dengan azas keselamatan yang dianut oleh teknologi nuklir maka limbah radioaktif ini harus dikelola dengan baik untuk melindungi lingkungan dan masyarakat dari potensi dampak radiologi yang dapat ditimbulkannya.

Prinsip dasar pengolahan limbah radioaktif adalah reduksi volume dan imobilisasi. Teknik reduksi volume untuk limbah radioaktif cair meliputi : evaporasi, koagulasi, flokulasi dan penukar ion, sedangkan reduksi volume untuk limbah radioaktif padat meliputi : proses kompaksi, insenerasi, destruksi kimia, dan lain-lain. Setelah limbah radioaktif tersebut mencapai reduksi volume maksimal, kemudian dilakukan proses imobilisasi dengan matriks yang sesuai atau proses kondisioning yang tepat agar bentuk akhir hasil pengolahan dapat disimpan secara mudah dan aman.

Dalam makalah ini disajikan klasifikasi limbah, data limbah dari Instalasi Produksi Radioisotop (IPR) dan metode pengelolaannya berdasarkan peralatan yang ada di PTLR. Pengelolaan awal limbah atau karakterisasinya dapat dilakukan di tempat penimbul limbah dalam hal ini Pusat Radioisotop dan Radiofarmaka (PRR). Pada proses penanganan limbah radioaktif ini harus memperhatikan keselamatan pekerja dan lingkungannya.

PENGELOLAAN LIMBAH CAIR

Tergantung pada jumlah dan jenis radioisotop yang diproduksi, maka kapasitas, bentuk fisik dan jenis limbah yang ditimbulkan juga bervariasi. Limbah radioaktif cair yang ditimbulkan dari IPR terdiri atas limbah cair aktivitas tinggi, sedang dan rendah [3]. Limbah cair aktivitas rendah adalah limbah cair dengan aktivitas $10^{-6} - 10^{-3} \mu\text{Ci/ml}$. Limbah ini berasal dari air cucian peralatan proses dan laboratorium uji kualitas. Limbah cair aktivitas sedang adalah limbah cair dengan aktivitas $10^{-3} - 10^{-1} \mu\text{Ci/ml}$. Limbah jenis ini berasal dari cucian proses produksi molibdenum dari bahan sasaran uranium dan limbah tersebut mengandung radionuklida hasil belah uranium. Limbah cair aktivitas tinggi, yaitu limbah cair dengan aktivitas $10^{-1} - 10^4 \mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair aktivitas sangat tinggi yaitu limbah cair dengan aktivitas $> 10^4 \mu\text{Ci/ml}$. Limbah ini berasal dari proses pemisahan uranium yang tidak teriradiasi dan hasil belah yang telah diambil molibdenumnya.

Limbah cair di PRR berasal dari laboratorium produksi radioisotop, radiofarmasi, uji kualitas dan fasilitas siklotron ditunjukkan pada Tabel 1 [3].

Tabel 1. Limbah radioaktif cair dari PRR [3].

No.	Jenis Limbah	Volume per tahun	Paparan radiasi jarak 1 m	Tingkat aktivitas
1.	Limbah larutan uranium dari elektrolisis dan lab. uji kualitas	120 l	1 mrem	rendah
2.	Limbah hasil belah	9,6 l	10 rem	tinggi
3.	Limbah asam	9,6 l	400 mrem	sedang
4.	Limbah cair	46.000 l	1 mrem	rendah

Limbah radioaktif cair dari IPR adalah termasuk limbah kimia radioaktif yang mengandung senyawa kimia yang bersifat asam, misal dari produksi I-131 bersifat asam dengan pH = 1 mengandung tellurium dalam bentuk H_2TeO_3 dan H_2TeO_4 , khrom dalam bentuk $\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$, H_2CrO_4 dan $\text{H}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, asam sulfat, asam oksalat dan asam sulfit [4].

Berdasarkan batasan dari IPR, maka limbah aktivitas sangat rendah kemungkinan aktivitasnya lebih kecil dari $10^{-6} \mu\text{Ci/ml}$ (di bawah tingkat klirens). Untuk limbah ini dilakukan *delay and decay* (penundaan dan peluruhan) atau diencerkan dengan air sehingga aktivitasnya $10^{-7} \mu\text{Ci/ml}$ (sama dengan aktivitas air). Tahap selanjutnya setelah direkomendasi oleh Bidang Keselamatan dan Lingkungan (BKL) – PTLR, maka limbah tersebut dapat didispersikan ke lingkungan setelah dilakukan netralisasi. Limbah fase air aktivitas rendah dan sedang yang ditimbulkan dari air cucian dan dekontaminasi yang tidak mengandung bahan kimia, asam atau basa (pH ~ 7), dapat diolah dengan evaporasi, selanjutnya konsentrat diimobilisasi dengan semen.

Jika limbah aktivitas rendah tersebut aktivitasnya 10^{-6} - 10^{-3} $\mu\text{Ci/ml}$, dan limbah tersebut tidak mengandung aktinida (radionuklida trans-uranium/TRU) maka limbah tersebut dapat diolah di IPLR melalui proses kimia (*chemical treatment*) yaitu dengan proses pengendapan (koagulasi-flokulasi) [4,5]. Limbah aktivitas rendah dari PRR ditimbulkan dari produksi isotop yang berasal dari bahan bakar U diperkaya 93 %. Pengolahan limbah radioaktif jenis ini tidak bisa dilakukan dengan evaporasi karena mengandung bahan kimia dan bersifat asam serta mengandung uranium. Proses pengolahan limbah jenis ini dapat dilakukan dengan proses kimia pengendapan (koagulasi-flokulasi).

Limbah asam mengandung radionuklida hasil belah dinyatakan oleh PRR paparan radiasi pada jarak 1 m 400 mrem. Pada umumnya untuk limbah radioaktif cair dikategorikan menurut kandungan radioaktivitasnya, dinyatakan dalam $\mu\text{Ci/ml}$ atau Ci/m^3 , bukan menurut dosis paparannya (mrem). Dosis paparan (mrem/jam) digunakan untuk kategorisasi limbah radioaktif padat. Paparan pada jarak 1 m untuk limbah aktivitas tinggi menurut PRR adalah 400 mrem, jadi dosis paparan pada permukaan lebih tinggi lagi. Jika dianggap sama dengan limbah padat untuk pemancar beta-gamma 400 mrem adalah sama dengan 0,4 R/jam, berdasarkan klasifikasi maka kemungkinan limbah cair ini termasuk limbah aktivitas sedang atau tinggi.

Sampai dengan saat ini PTLR belum melakukan pengolahan limbah cair aktivitas tinggi dari IPR, karena belum tersedia fasilitas dan metode yang sesuai untuk pengolahannya. Limbah cair aktivitas tinggi tersebut dapat disimpan dalam ruang tunda di tempat Penyimpanan Sementara Limbah Aktivitas Tinggi (PSLAT).

PENGELOLAAN LIMBAH PADAT

Limbah radioaktif padat yang ditimbulkan dari IPR terbagi atas beberapa aktivitas yaitu aktivitas rendah, sedang, dan tinggi [3]. Limbah padat aktivitas tinggi adalah limbah padat dengan paparan radiasi lebih besar dari 2 rem/jam. Jenis limbah padat aktivitas tinggi ini adalah kapsul bekas sasaran uranium, dan sambungan T (*Tsection*). Limbah padat aktivitas sedang, yaitu limbah padat dengan paparan radiasi antara 0,2 – 2 rem/jam. Limbah padat aktivitas sedang ini meliputi botol bekas proses pemisahan uranium dari hasil belah, jarum, siring, dan kolom. Limbah padat aktivitas rendah yaitu limbah padat dengan paparan radiasi maksimum 5 mrem/jam. Jenis dan jumlah limbah radioaktif padat yang ditimbulkan dari PRR ditunjukkan seperti pada Tabel 2. [3].

Tabel 2. Jenis dan jumlah limbah radioaktif padat dari PRR [3].

No.	Jenis limbah	Jumlah per tahun	Paparan radiasi jarak 1 m	Tingkat aktivitas
1.	Tabung penyerap Xenon	36 tb	60 mrem	sedang
2.	Jodium trap	36 tb	400 mrem	sedang
3.	Kapsul bekas	48 tb	10 rem	tinggi
4.	Botol, siring, jarum, dsbnya	232 gl	400 mrem	sedang
5.	Generator $\text{Tc}^{99\text{m}}$	384 bh	10 mrem	sedang
6.	Limbah padat	25 drum	1 mrem	rendah

Pengolahan limbah padat logam yang terkontaminasi unsur radioaktif ada beberapa kemungkinan:

1. Jika aktivitasnya rendah, waktu paro radionuklida pendek serta bahan/alat tersebut akan digunakan kembali, maka dilakukan *delay and decay* sampai paparan radiasinya jauh di bawah batas yang diperkenankan. Jika perlu dilakukan dekontaminasi.
2. Jika aktivitasnya sedang, waktu paro radionuklidanya cukup panjang dan bahan/alat tersebut tidak akan digunakan lagi, maka limbah padat tersebut diimobilisasi dengan semen.
3. Jika aktivitasnya tinggi, waktu paro radionuklida panjang serta bahan tersebut akan di-*recovery*, maka limbah padat tersebut disimpan untuk jangka waktu tertentu selanjutnya dilakukan *melting procees*.

Proses pengolahan limbah logam yang terkontaminasi dengan cara *metal melting process* (proses peleburan logam), radionuklida akan menguap sebagai gas buangan. Gas buangan diolah dengan *off gas treatment system* yang meliputi penurunan suhu, absorpsi gas, dan filtrasi partikel-

partikel. Gas buang yang keluar diharapkan sudah memenuhi baku mutu lingkungan. Hasil peleburan adalah logam yang dapat dimanfaatkan di industri [6,7].

PEMBAHASAN

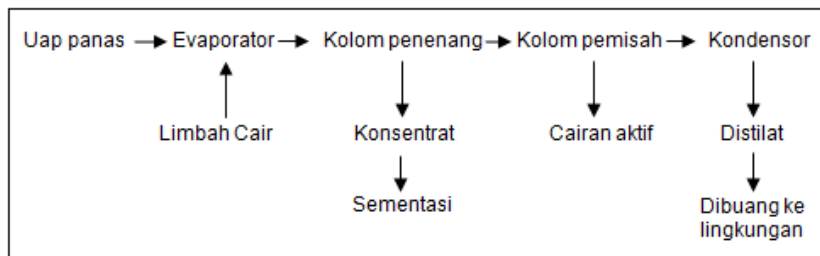
Limbah cair dari IPR yang aktivitasnya lebih kecil dari 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$ dapat diencerkan dengan air sampai aktivitasnya 10^{-7} $\mu\text{Ci/ml}$, atau dilakukan *delay and decay* dan setelah dinetralisasi dan mendapat rekomendasi dari BKL – PTLR didispersikan ke lingkungan. Pengolahan limbah dengan metode evaporasi biasanya diperuntukkan bagi limbah radioaktif cair yang mempunyai karakteristik sebagai berikut [1,8] :

- Aktivitas jenis 10^{-6} - 10^{-3} $\mu\text{Ci/ml}$
- Limbah tidak boleh asam ($\text{pH} \sim 7$)
- Kandungan ekstrak kering tidak melebihi 5 g/l.
- Tidak terdapat senyawa organik atau yang mudah meledak, seperti tributil fosfat.

Oleh karena itu limbah radioaktif cair yang akan diolah secara evaporasi harus dianalisis terlebih dahulu. Analisis yang dilakukan meliputi konduktivitas, pH, kadar ekstrak kering, kandungan radionuklida, aktivitas total, bahan-bahan organik, buih, kandungan kation-kation seperti Ca^{2+} , Mg^{2+} , dan lain-lain. Selanjutnya dilakukan proses pengolahan skala laboratorium untuk meyakinkan bahwa semua parameter yang ditentukan dan hasil analisis yang dilakukan telah memenuhi standar serta tidak membahayakan pada proses pengolahan limbah di evaporator.

Pada pengoperasian evaporator ada banyak masalah yang harus diatasi, salah satunya adalah pembentukan buih. Terjadinya buih ini disebabkan limbah yang diolah mengandung koloid, zat aktif permukaan seperti detergen, sabun, dan zat padat halus sebagai suspensi. Terjadinya buih pada proses evaporasi akan menyebabkan kenaikan jumlah cairan yang lepas bersama uap dan lebih buruk lagi apabila terjadi *carry over* zat radioaktif ke destilat, sehingga menurunkan faktor dekontaminasi. Proses *carry over* pada proses evaporasi adalah proses terikutnya unsur-unsur radioaktif dan atau garam-garam kimia ke dalam butiran uap basah, sehingga destilat terkontaminasi oleh unsur-unsur radioaktif dan atau garam-garam kimia tersebut. Limbah cair (IPR) ini berasal dari cucian peralatan proses dan laboratorium uji kualitas kemungkinan besar mengandung sabun atau detergen atau bahan pendekontaminasi yang lain. Untuk mencegah dan menekan terbentuknya buih dapat dilakukan diantaranya dengan penambahan zat pemecah buih, yaitu minyak silikon.

Pada proses evaporasi tersebut akan dihasilkan konsentrat dan distilat, yang secara skematis dapat dilihat pada Gambar 1 sebagai berikut :



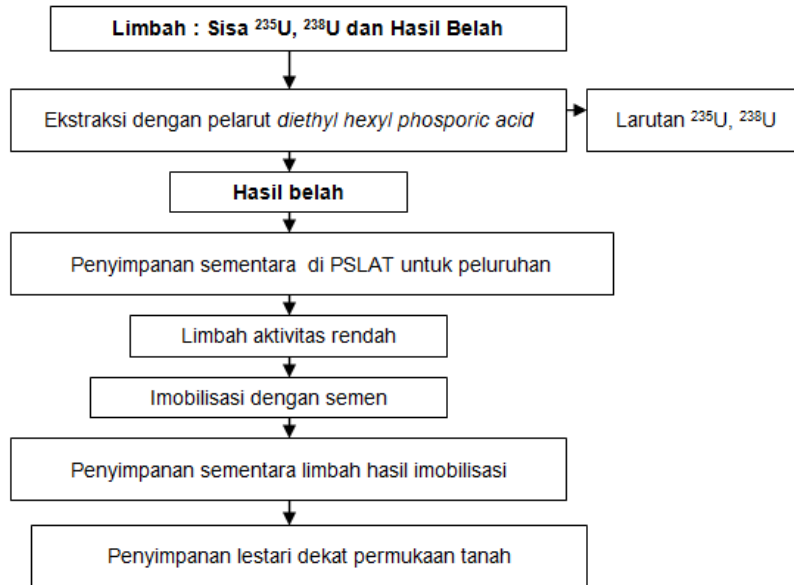
Gambar 1. Proses Evaporasi Limbah Radioaktif Cair Aktivitas Sedang dari IPR [8].

Evaporator yang ada memiliki kapasitas tampung limbah pra olah 200 m^3 dan mampu mengevaporasi limbah sebanyak $0,75 \text{ m}^3/\text{jam}$. Hasil olahan berupa konsentrat limbah radioaktif dan destilat. Apabila destilat yang dihasilkan tidak mengandung radionuklida dan konduktivitasnya rendah maka selanjutnya dapat dibuang ke lingkungan setelah terlebih dahulu mendapat rekomendasi dari BKL - PTLR. Konsentrat limbah radioaktif diimobilisasi menggunakan matriks semen dalam wadah *shell* beton 950 liter dan disimpan dalam fasilitas penyimpanan sementara. Kualitas blok semen hasil imobilisasi harus memenuhi standar yang ditetapkan IAEA [9,10] yaitu: densitas = $1,70 - 2,50 \text{ gram.cm}^{-3}$, kuat tekan = $20,0 - 50,0 \text{ N/mm}^2$, laju lindih = $1,70 \times 10^{-1} - 2,50 \times 10^{-4} \text{ gram.cm}^{-2}.\text{hari}^{-1}$, laju dosis pada permukaan lebih kecil 200 mrem/jam , laju dosis pada jarak 1 m lebih kecil 10 mrem/jam dan laju dosis di luar interim storage lebih kecil $0,50 \text{ mrem/jam}$.

Limbah cair aktivitas tinggi (LCAT) yang ditimbulkan dari IPR umumnya dalam bentuk larutan asam. Limbah tersebut ditimbulkan dari ekstraksi produksi isotop Mo^{99} . Isotop Mo^{99} dibuat

dari iradiasi target uranium pengkayaan tinggi (93 % U^{235}) dalam reaktor. Kapasitas LCAT yang ditimbulkan IPR sekitar 2 drum (120 liter) per tahun dengan aktivitas total 600 Ci. Radionuklida utama dalam LCAT ialah Ni^{95} , Ni^{63} , Fe^{55} , Fe^{59} , Co^{58} , Co^{60} , Mn^{54} dan Cr^{51} . Status terakhir berhubung adanya kendala pada pengadaan target uranium pengkayaan tinggi (93 % U^{235}), maka dikembangkan produksi Mo^{99} dengan iradiasi target uranium pengkayaan rendah (20 % U^{235}).

Secara teoritis LCAT hasil dari iradiasi target uranium pengkayaan tinggi adalah hasil belah, sisa uranium yang tidak terbakar dan sedikit sekali aktinida atau tanpa unsur transuranium. Sedangkan apabila digunakan target uranium pengkayaan rendah, maka kandungan aktinida atau transuranium dalam LCAT akan lebih tinggi. Limbah cair dari produksi Mo^{99} yang tidak mengandung unsur aktinida/transuranium, maka setelah beberapa tahun limbah aktivitas tinggi ini akan menjadi limbah aktivitas rendah dan setelah dinetralisasi atau dilakukan denitrifikasi dapat diimobilisasi dengan semen di IPLR. Skema proses pengolahan limbah cair aktivitas tinggi dari IPR ditunjukkan pada Gambar 2 [11,12].



Gambar 2. Skema proses pengolahan LCAT dari IPR [11,12].

Sisa U^{235} dan hasil belah dalam LCAT-I dipisahkan secara ekstraksi menggunakan pelarut *diethyl hexyl phosphoric acid*. Limbah yang ditimbulkan pada ekstraksi ialah LCAT-II yang hanya mengandung hasil belah. Limbah cair tersebut dimasukkan ke dalam drum baja tahan karat 100 liter, kemudian disimpan dalam sumur secara kering dengan sistem pendingin di tempat PSLAT. Fasilitas PSLAT mempunyai dimensi 6,5 m x 24 m x 6 m, tebal dinding beton 70 cm dengan massa jenis beton 3,0 ton/m³. Sumur fasilitas PSLAT mempunyai dimensi diameter 60 cm, tinggi 6 cm dan tebal 10 cm. Kapasitas penyimpanan PSLAT adalah 200 drum dengan aktivitas 60.000 Ci. Setelah penyimpanan 4 - 5 tahun di dalam PSLAT, maka LCAT-II dapat dikategorikan sebagai limbah cair aktivitas rendah, maka setelah dinetralisasi atau dilakukan denitrifikasi dapat diimobilisasi dengan semen dalam *shell* 950 liter di IPLR. Limbah cair aktivitas rendah dan sedang yang mengandung U dan TRU diimobilisasi dengan matriks polimer atau *synroc* [7]. Selanjutnya hasil olahan disimpan di tempat penyimpanan sementara.

Berdasarkan Tabel 2 limbah padat dari IPR yang berupa botol bekas proses pemisahan uranium dari hasil belah, jarum, siring, dan kolom termasuk limbah aktivitas rendah dan sedang yang mengandung U di bawah tingkat klirens (10^4 Bq/g) dapat diimobilisasi dengan semen. Limbah radioaktif padat aktivitas rendah dan sedang, sebelum diolah dilakukan penyortiran terlebih dahulu di dalam *glove box* berventilasi. Penyortiran dilakukan secara manual berdasarkan sifat fisiknya, yaitu : limbah padat terbakar, limbah padat tak terbakar tetapi terkompaksi dan limbah padat tak terbakar juga tak terkompaksi. Hasil penyortiran dimasukkan ke dalam kantong plastik volume 100 liter. Limbah padat terbakar dimasukkan ke dalam karton ukuran 50 cm x 35 cm x 30 cm (setiap pak mempunyai berat 5 – 7 kg), limbah padat tak terbakar tetapi terkompaksi dimasukkan ke dalam

drum 100 liter dan untuk limbah padat tak juga tak terkompaksi dimasukkan ke dalam drum 100 liter. Warna drum dibedakan menjadi dua, warna kuning untuk yang terkontaminasi β , γ dan warna merah hati untuk yang terkontaminasi α , β , γ .

Limbah padat terbakar diolah menggunakan insenerator pada temperatur 1100 °C. Insenerator yang ada memiliki kapasitas pembakaran 50 kg/jam, faktor reduksi volume sebesar 90 – 100 kali dan faktor reduksi berat \pm 70 %. Abu hasil pembakaran diimobilisasi dengan matriks semen di dalam wadah drum 100 liter, dengan komposisi : 15 kg abu hasil insenerasi, 8 kg koral ukuran 50 s/d 80 mm, 65 kg semen jenis CPJ 45 dan 30 liter air. Drum 100 liter yang mengandung campuran tersebut diputar di dalam mixer selama 1 jam dengan kecepatan 20 rpm sehingga terbentuk *shell* beton.

Limbah padat tak terbakar tetapi terkompaksi diolah menggunakan kompaktor. Proses kompaksi dilakukan dengan menggunakan tenaga hidrolik berkekuatan 600 kN (60 ton) dan mempunyai faktor reduksi volume \pm 5 kali. Unit kompaksi dilengkapi dengan sistem VAC off gas untuk mencegah terjadinya resiko kontaminasi, *trouly* dan pintu pemasukkan drum 200 liter dan 100 liter. Dilengkapi pula dengan jaket penahan ke-*solid*-an dari bentuk drum 100 liter yang terkompaksi dan juga berfungsi untuk membentuk rongga antara drum 200 liter dan drum 100 liter yang terkompaksi. Limbah padat yang ada dalam drum 100 liter dipersiapkan di depan pintu pemasukkan. Drum 200 liter yang bagian bawahnya berisi koral berdiameter \pm 5 cm ditempatkan di atas lori dan dimasukkan ke dalam unit kompaksi. Drum 100 liter yang berisi limbah padat satu persatu dikompaksi ke dalam drum 200 liter, sehingga setiap drum 200 liter mengandung \pm 5 – 7 drum 100 liter yang terkompaksi. Setelah proses kompaksi selesai drum 200 liter dikeluarkan, kemudian rongga antara drum 200 liter dan drum 100 liter yang terkompaksi diisi dengan batu koral berdiameter \pm 2,5 cm dan bagian atas dipasang pengunci palang anti dispersal. Kemudian dilakukan proses pemadatan di atas meja getar yang dilengkapi sungkup *off gas* menggunakan campuran semen *slurry* dengan perbandingan : 1,313 kg semen, 0,328 kg pasir, 0,437 liter air dan 0,029 aditif (larutan *melment* 20 %). Setelah proses penginjeksian *slurry* selesai, drum 200 liter dipindahkan ke dalam ruang pengeringan dan didiamkan \pm 8 jam, kemudian dilakukan preparasi dan penutupan.

Tabel 3. Radionuklida hasil aktivasi bahan SS 304 L dan waktu peluruhannya

No.	Isotop	Waktu paro	Waktu peluruhan / aktivitas dalam Ci					
			0 hari	1 bulan	1 tahun	2 tahun	5 tahun	10 tahun
1.	Ni ⁹⁵	75 x 10 ³ th	82 x 10 ⁻⁵	82 x 10 ⁻⁵	82 x 10 ⁻⁵	82 x 10 ⁻⁵	82 x 10 ⁻⁵	82 x 10 ⁻⁵
2.	Ni ⁶³	100 th	0,013	0,013	0,013	0,0128	0,0126	0,012
3.	Co ⁶⁰	5,3 th	71 x 10 ⁻⁵	70 x 10 ⁻⁵	62 x 10 ⁻⁵	55 x 10 ⁻⁵	37 x 10 ⁻⁵	19 x 10 ⁻⁵
4.	Fe ⁵⁵	2,7 th	0,99	0,97	0,76	0,59	0,27	0,076
5.	Mn ⁵⁴	312 hari	0,23	0,22	0,10	0,05	0,0035	6,9 x 10 ⁻⁵
6.	Co ⁵⁸	78,8 hari	2,6	1,9	0,075	0,004	0	0
7.	Fe ⁵⁹	44,6 hari	0,70	0,44	0,0025	0	0	0
8.	Cr ⁵¹	27,8 hari	38	18	0,0042	0	0	0

Limbah padat tak terbakar juga tak terkompaksi, seperti tabung penyerap xenon, jodium trap dan generator Tc^{99m}, maka dapat dilakukan reduksi ukuran kemudian disementasi. Limbah padat yang berupa kapsul bekas sasaran uranium dan sambungan T dengan paparan radiasi lebih besar dari 2 rem/jam termasuk limbah aktivitas tinggi. Kapsul bekas sasaran uranium terbuat dari bahan SS 304 L yang terdiri dari paduan unsur Cr 19 %, Ni 10,5 % dan Fe 70 % serta sejumlah unsur dengan kandungan yang sangat kecil seperti C, Mn, P, Co, Ta, dan Si. Huruf L menyatakan bahwa campuran tersebut mengandung kadar unsur karbon yang sangat rendah. Wadah sasaran tersebut berbentuk silinder dengan panjang 48 cm, diameter 3,125 cm dan berat 425 g. Limbah ini dapat diolah dengan proses peleburan (*metal melting procees*) [6]. *Metal melting procees* sebenarnya merupakan proses dekontaminasi atom yaitu melakukan penghancuran logam/material secara menyeluruh sehingga diperoleh dua fasa yang bisa dipisahkan dengan mudah, yaitu *metal ingot* dan *metal slag*. Fasa *metal ingot* sudah tidak aktif dan dapat dipakai kembali. Fasa *metal slag* bersifat aktif dan dapat diproses lebih lanjut dengan cara imobilisasi langsung atau dengan *microwave melting procees*. Karena alat proses peleburan belum dimiliki IPLR, maka dapat dilakukan pengolahan dengan alternatif lain yaitu, limbah padat logam tersebut dapat didinginkan dan setelah aktivitasnya mencapai tingkat rendah, diimobilisasi dengan semen.

Wadah kapsul bekas sasaran uranium yang terbuat dari SS 304 L setelah diiradiasi di

reaktor maka terbentuk beberapa radionuklida seperti pada Tabel 3. Aktivitas total setelah keluar dari reaktor secara perhitungan berkisar antara 42,53 Ci dan setelah didinginkan selama 10 tahun aktivitas total turun menjadi 0,09 Ci. Setelah limbah ini paparannya di bawah batas yang diijinkan maka dapat diimobilisasi dengan semen di IPLR.

Dari uraian dan pembahasan di atas maka limbah radioaktif yang timbul dari berbagai jenis produksi radioisotop di IPR, masih dapat dikelola dengan fasilitas peralatan pengolahan dan penyimpanan yang ada di PTLR.

KESIMPULAN

Berbagai jenis limbah radioaktif yang ditimbulkan dari Instalasi Produksi Radioisotop dapat dikelola dengan baik berdasarkan fasilitas peralatan pengolahan dan penyimpanan yang ada di PTLR. Limbah cair yang aktivitasnya kurang dari 10^{-6} $\mu\text{Ci/ml}$ (di bawah tingkat klirens) diencerkan atau dilakukan *delay and decay* dan setelah aktivitasnya mencapai 10^{-7} $\mu\text{Ci/ml}$ serta telah mendapat rekomendasi dari BKL – PTLR dapat didispersikan ke lingkungan. Limbah cair yang aktivitasnya 10^{-6} - 10^{-3} $\mu\text{Ci/ml}$ yang tidak mengandung U dan TRU serta tidak mengandung senyawa kimia (organik, asam/basa) dan pH ~ 7 (netral) diolah dengan evaporator dengan penambahan anti buih (minyak silikon) sampai aktivitas 10^{-2} $\mu\text{Ci/ml}$. Limbah cair aktivitas rendah dan sedang yang mengandung senyawa kimia dan bersifat asam diolah dengan proses kimia (proses pengendapan). Tahap selanjutnya konsentrasi hasil evaporasi atau hasil proses kimia yang tidak mengandung U dan TRU diimobilisasi dengan semen, sedang yang mengandung U dan TRU diimobilisasi dengan matriks polimer atau *synroc*. Limbah cair aktivitas tinggi, didinginkan di PSLAT, setelah menjadi limbah aktivitas rendah (yang tidak mengandung U dan TRU) diimobilisasi dengan semen di IPLR, sedang yang mengandung U dan TRU diimobilisasi dengan matriks polimer atau *synroc*. Limbah padat aktivitas rendah berupa botol bekas, jarum siring, dan kolom diimobilisasi dengan semen. Limbah aktivitas tinggi berupa kapsul bekas sasaran uranium, dan sambungan T didinginkan sampai menjadi aktivitas rendah kemudian diimobilisasi dengan semen. Limbah padat yang dapat dibakar diinsenerasi, abu hasil insenerasi diimobilisasi dengan semen.

DAFTAR PUSTAKA

- [1] IAEA,: Treatment of Low and Intermediate Level Liquid Wastes, Technical Reports Series No. 236, IAEA, Vienna, (1984).
- [2] IAEA : Standardization of Radioactive Waste Categories, Technical Reports Series No. 101, IAEA, Vienna, (1970).
- [3] TRI MURNI, ATANG : Pengelolaan Limbah Aktivitas Tinggi di Pusat Produksi Radioisotop, Prosiding Pertemuan dan Presentasi Ilmiah Teknologi Pengolahan Limbah I, PTPLR – BATAN, Serpong 10 – 11 Desember 1997, hal. 166 – 176, (1997).
- [4] SALIMIN, Z., GUNANDJAR, DEDDY H., HENDRO, SUGENG PURNOMO: Proses Kimia Pengolahan Limbah Cair Telerium dan Khrom dari Produksi Radioisotop I-131, Prosiding Seminar Nasional Teknologi Pengelolaan Limbah III, Jakarta, 15 -16 Februari 2000, (2000).
- [5] GUNANDJAR, DJAROT S.W. : Pengembangan Teknologi Proses Pemisahan Kimia Dalam Bidang Pengolahan Limbah Radioaktif, Jurnal Teknologi Pengelolaan Limbah, Vol. 6 No. 1, 1 Juni 2003, (2003).
- [6] Dechets Solides: Methode de Reduction de Volume, Cours Pour L'AIEA, INSTN Saclay, (1985).
- [7] D.M. LEVINS, A. JOSTSONS: R & D in Radioactive Waste Management at ANSTO, Regional Nuclear Coop. in Asia, The 2nd Seminar on RWM, Malaysia, (1996).
- [8] TECHNICATOME: Evaporation Unit System Note, Radioactive Waste Management, Technicatome-BATAN, Serpong, (1984)
- [9] IAEA,: Treatment of Low and Intermediate Level Solid Radioactive Wastes, Technical Reports Series No. 223, IAEA, Vienna, (1984).
- [10] ELDEN, A.D. et. all,: Process for immobilization of a radioactive waste in cement matrix, Proceeding of Symposium Conditioning of Radioactive Waste for Storage and Disposal", IAEA, Vienna, (1983).
- [11] AISYAH, HERLAN MARTONO : Pengelolaan Limbah Radioaktif Hasil Samping Produksi Radioisotop Molibdenum-99, Prosiding Seminar Teknologi Pengelolaan Limbah V, Serpong Tangerang, Pusat Teknologi Limbah Radioaktif-Batan, 26-38, (2007)
- [12] IAEA: Management of Radioactive Waste from Mo⁹⁹ Production, IAEA -TECDOC 515, Vienna, (1998).

PENENTUAN NILAI KOEFISIEN DISTRIBUSI (K_d) $^{239,240}\text{Pu}$ PADA PERAIRAN LAUT BANGKA SELATAN

Murdahayu Makmur

Pusat Teknologi Limbah Radioaktif - BATAN

ABSTRAK

PENENTUAN NILAI KOEFISIEN DISTRIBUSI (K_d) $^{239,240}\text{Pu}$ PADA PERAIRAN BANGKA SELATAN. Penentuan nilai koefisien distribusi $^{239,240}\text{Pu}$ di perairan Bangka Selatan dilakukan pada tahun 2013 untuk 6 titik sampel. Preparasi sampel dilakukan berdasarkan metoda kopresipitasi yang dimodifikasi untuk analisis air laut untuk preparasi plutonium dari sejumlah besar air laut. Sedangkan untuk preparasi sedimen dilakukan dengan metoda digesi total menggunakan microwave. Aktivitas plutonium pada air laut permukaan tidak terlalu tinggi berkisar dari $2,027 \times 10^{-4}$ Bq/l sampai $8,613 \times 10^{-4}$ Bq/l dengan nilai rata rata pada $4,69 \times 10^{-4}$ Bq/l. Aktivitas plutonium pada sedimen yang diambil pada titik yang sama berkisar antara $2,17 \times 10^{-3}$ Bq/kg sampai dengan $5,174 \times 10^{-2}$ Bq/kg dengan nilai rata rata sebesar $1,32 \times 10^{-2}$ Bq/kg. Aktivitas plutonium di sedimen ini tidak berbeda nyata dengan aktivitas plutonium dalam sedimen pada lokasi yang sama yang diukur pada tahun 2011 yaitu berkisar antara $1,49 \times 10^{-2}$ Bq/kg sampai dengan $2,045 \times 10^{-2}$ Bq/kg. Sedangkan nilai koefisien distribusi K_d berkisar dari 10,7 l/kg sampai dengan 71,2 l/kg. Nilai K_d diperlukan dalam memodelkan perpindahan radionuklida antar kompartemen yang secara tidak langsung akan memberikan risiko terhadap masyarakat.

Kata Kunci: Koefisien Distribusi, $^{239,240}\text{Pu}$, Bangka Selatan, air laut, sedimen

ABSTRACTS

DETERMINATION OF THE DISTRIBUTION COEFFICIENT VALUE (K_d) OF $^{239,240}\text{Pu}$ IN SEA WATERS SOUTH BANGKA. Determination of distribution coefficient (K_d) of $^{239,240}\text{Pu}$ in the South Bangka Sea was done in 2013 for 6 sample points. Sample preparation was performed by a modified co precipitation method for the analysis of sea water for large volume water sample for plutonium. As for plutonium analysis from sediment sample was carried out by microwave total digestion method. Activity of plutonium in surface sea water is not very high ranging from 2.027×10^{-4} Bq/l to 8.613×10^{-4} Bq/l with an average value on 4.69×10^{-4} Bq/l. Plutonium activity in sediment taken at the same point range between 2.17×10^{-3} Bq/kg to 5.174×10^{-2} Bq/kg with an average value of 1.32×10^{-2} Bq/kg. Plutonium activity in the sediment is not significantly different from the activity of plutonium in the sediments at the same location as measured in 2011 that ranged between 1.49×10^{-2} Bq/kg up to 2.045×10^{-2} Bq/kg. While the distribution coefficient (K_d) values ranged from 10.7 l/kg up to 71.2 l/kg. K_d value required in modeling the transfer of radionuclides between compartments which will indirectly pose risks to the public.

Keywords: Coefficient distribution, $^{239,240}\text{Pu}$, South Bangka, sea water, sediment.

PENDAHULUAN

Perpindahan dan penyebaran radionuklida di perairan banyak dipengaruhi oleh tingkat penyerapan partikel dan seberapa cepat terjadi akumulasi partikel di sedimen. Sedimen di dasar danau atau laut biasanya mengandung fraksi terbesar dari kandungan radionuklida dalam sistem air^[1]. Plutonium yang merupakan partikel reaktif, yang keberadaannya di perairan laut pada umumnya berasal dari uji senjata nuklir dan lepasan dari reaktor nuklir baik yang terkontrol maupun tidak. Di laut terbuka diperkirakan konsentrasi plutonium sekitar 10^{-5} Bq/kg (oleh IAEA) dimana sebagian besar (99%) akan terdeposisi ke sedimen. Sedangkan sekitar 7% akan menyebar mengikuti mekanisme migrasi perairan.^[2] Perpindahan dan penyebaran radionuklida pada akhirnya akan dipengaruhi oleh kemampuan terlepas atau tertangkapnya radionuklida tersebut di partikel sepanjang pembuangan, perpindahan dan akumulasi partikel tersebut di sedimen.

Adsorpsi partikel kedalam partikulat dan sedimen merupakan proses penting yang perlu dikontrol, seperti konsentrasi radionuklida terlarut, konsentrasi di badan air dan toksisitas ke biota termasuk perpindahan dan penyebaran radionuklida tersebut. Radionuklida yang terakumulasi di sedimen akan berpindah ke organisme benthik dan akan mentransfer kembali ke manusia melalui rantai makanan.^[1] Dengan demikian, perlu dicari hubungan antara konsentrasi plutonium di air dan sedimen dalam bentuk nilai koefisien distribusi (distribution coefficient) yang dilambangkan dengan nilai K_d untuk melihat penyebaran dan perpindahan plutonium di badan air. Nilai K_d dirumuskan sebagai berikut^[1,3]:

$$K_d = \frac{A_{Sed}}{A_{air}} \quad (1)$$

Nilai K_d digunakan dalam penghitungan faktor retardasi (R_f) yang umum digunakan dalam model transpor yang menggambarkan interaksi antara kontaminan dan bahan geologi seperti sedimen, tanah dan batuan. Termasuk menggambarkan proses seperti adsorpsi permukaan, absorpsi sampai ke dalam tanah, presipitasi dan filtrasi koloid.^[4]

Mencari nilai K_d dapat ditentukan dengan penelitian lapangan ataupun dengan percobaan di laboratorium, yang terbagi ke dalam 5 kageori penelitian, termasuk penelitian di lapangan. Makalah ini akan membahas nilai K_d yang didapat dari hasil penelitian di lapangan yang dilakukan di perairan laut Bangka bagian Selatan pada tahun 2013.

METODOLOGI

Preparasi plutonium dari air permukaan dilakukan dengan mengikuti prosedur yang dilakukan oleh Levy (2011) dari sejumlah besar air laut^[5] dan kemudian dikombinasikan dengan prosedur yang dilakukan oleh Nakano (2007) untuk kromatografi dan elektrodeposisi^[6]. Sedangkan untuk preparasi sedimen mengikuti prosedur yang dikeluarkan oleh Milestone.Inc dengan program microwave sebagai berikut^[7]:

Tahap	Waktu	Temperatur	Microwave power
1	10 menit	200°C	Sampai 1000 watt
2	20 menit	200°C	Sampai 1000 watt

Milestones.Inc, 2013

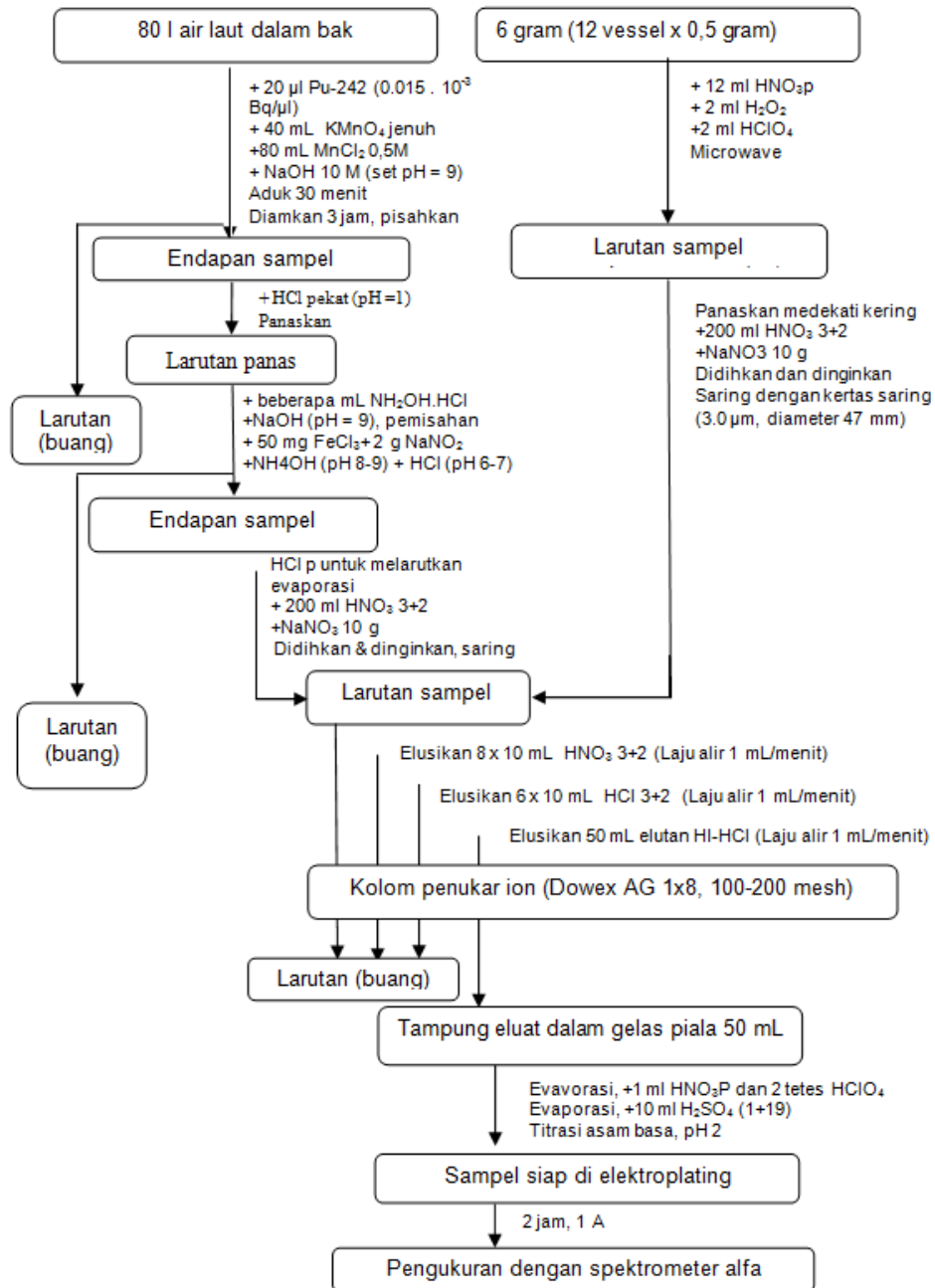
Untuk kromatografi dan elektrodeposisi setelah proses digesi total, megikuti prosedur yang digunakan oleh Nakano (2007). Pengukuran sampel yang telah terdeposisi pada plat stainless steel menggunakan spektrometer alfa selama 72 jam. Prosedur lengkap dapat dilihat pada Gambar 1.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Nilai aktivitas ^{239,240}Pu pada air permukaan dan sedimen perairan Bangka Selatan

Pengambilan sampel air dan sedimen dilakukan pada tahun 2013 di perairan Bangka bagian Selatan pada rentang koordinat 105° 47' BT 02° 35' LS sampai dengan 105° 53' BT 02° 40' LS yang berjarak tidak jauh dari salah satu kawasan tapak calon PLTN. Aktivitas plutonium pada air permukaan berkisar antara $2,027 \times 10^{-4}$ Bq/l sampai $8,613 \times 10^{-4}$ Bq/l dengan nilai rata rata pada $4,69 \times 10^{-4}$ Bq/l. Aktivitas plutonium pada sedimen yang diambil pada titik yang sama berkisar antara $2,17 \times 10^{-3}$ Bq/kg sampai dengan $5,174 \times 10^{-2}$ Bq/kg dengan nilai rata rata sebesar $1,32 \times 10^{-2}$ Bq/kg.

Aktivitas plutonium pada air permukaan di perairan Bangka Selatan tidak terlalu besar dimana tidak ada input dari daerah sekitar perairan. Aktivitas tersebut diperkirakan lepasan *global fallout* dari uji senjata nuklir pada era tahun 1945 an. Begitu juga dengan aktivitas plutonium pada sedimen di perairan tersebut. Aktivitas plutonium juga tidak terlalu tinggi dan merupakan penumpukan plutonium karena plutonium merupakan partikel reaktif yang cenderung terendap di dasar laut. Masuknya radionuklida seperti plutonium ke dalam sedimen disebabkan karena akumulasi partikel dan pencampuran partikel^[8]. Data aktivitas ^{239,240}Pu dapat dilihat pada Tabel 1.



Gambar 1. Alur preparasi sampel sedimen dan air

Dibandingkan dengan data penentuan aktivitas plutonium pada wilayah yang sama yang dilakukan pada tahun 2011, maka ditemukan bahwa nilai $^{239,240}\text{Pu}$ pada sedimen berkisar pada $1,49 \times 10^{-2}$ Bq/kg sampai dengan $2,045 \times 10^{-2}$ Bq/kg^[9] dan tidak berbeda jauh dengan data yang terukur pada tahun 2013. Dapat dikatakan tidak terjadi peningkatan yang signifikan dalam 2 tahun terakhir di wilayah tersebut karena tidak adanya input dari darat dari daerah sekitar.

Tabel 1. Konsentrasi $^{239,240}\text{Pu}$ di Sedimen dan air di Perairan Bangka Selatan

No	Titik	Tanggal Pengambilan Sampel	Aktivitas $^{239,240}\text{Pu}$	
			Air (Bq/l)	Sedimen (Bq/kg)
1	BS 03 01	20 Maret 2013	2.027E-04	2.17E-03
2	BS 03 02	20 Maret 2013	2.131E-04	3.19E-03
3	BS 03 03	20 Maret 2013	4.229E-04	7.05E-03
4	BS 03 04	20 Maret 2013	7.263E-04	5.17E-02
5	BS 03 05	17 April 2013	3.885E-04	1.16E-02
6	BS 03 06	17 April 2013	8.613E-04	3.64E-03

Sumber: Primer 2013

Koefisien Distribusi $^{239,240}\text{Pu}$ pada perairan Bangka Selatan

Nilai Koefisien distribusi diperlukan untuk melihat seberapa besar perpindahan bahan radioaktif plutonium dari air laut ke sedimen dibawahnya. Nilai Koefisien distribusi (K_d) berkisar dari 10,7 l/kg sampai dengan 71,2 l/kg dan dapat dilihat pada Tabel 2 berikut

Tabel 2. Nilai Koefisien distribusi K_d pada perairan Bangka Selatan

No	Titik	Koefisien difusi (l/kg)
1	BS 03 01	10,7
2	BS 03 02	15,0
3	BS 03 03	16,7
4	BS 03 04	71,2
5	BS 03 05	29,9
6	BS 03 06	10,7

Sumber: Primer, 2013, diolah

Dari berbagai penelitian yang dihimpun oleh EPA (1999) ditemukan bahwa beberapa faktor yang sangat berpengaruh terhadap adsorpsi plutonium pada tanah dan sedimen antara lain bilangan oksidasi plutonium dalam larutan. Di alam, dengan konsentrasi karbon organik sekitar 10 mg/kg, maka biasanya plutonium berada dalam kesetimbangan redoks +3 dan +4. Jika konsentrasi plutonium 10^{-7} M atau lebih, maka nilai K_d yang terukur merupakan hasil dari reaksi pengendapan dan bukan reaksi adsorpsi. Beberapa penelitian yang dihimpun oleh EPA (1999) menyebutkan bahwa proses pengendapan lebih mempunyai peranan dalam perpindahan plutonium dari air ke sedimen karena plutonium termasuk partikel reaktif^[4].

Jenis tanah atau sedimen perairan juga sangat berpengaruh terhadap nilai K_d plutonium. Penelitian laboratorium yang dilakukan oleh Rodgers (1976) mengenai adsorpsi plutonium pada tanah jenis *clay* dan *silt* menemukan nilai K_d sekitar 50–166,7 l/kg, dimana nilai K_d tertinggi ditemukan pada pH 5-6^[4]. Perairan Bangka Selatan, mempunyai sedimen berjenis lempung (*clay*), dengan butiran yang halus^[10], mempunyai nilai K_d terukur berkisar antara 10,7–71,2 l/kg. Dapat dikatakan bahwa hasil yang ditemukan tidak berbeda jauh dengan hasil penelitian yang dilakukan oleh Rodgers. Sedangkan penelitian yang dilakukan oleh Noshkin & Wong (1980) pada air permukaan pasifik tengah menemukan nilai K_d sekitar 0,5–5,2 x $10^{5[3]}$.

Perairan laut Bangka selatan mempunyai rata rata pH sekitar 7-8 yang diukur pada saat pengambilan sampel. Data pH air laut pada setiap titik sampel seperti pada tabel 3 berikut ini.

Tabel 3. pH air laut permukaan di Perairan Bangka Selatan

No	Titik	Tanggal pengambilan sampel	pH
1	BS 03 01	20 Maret 2013	8,03
2	BS 03 02	20 Maret 2013	7,89
3	BS 03 03	20 Maret 2013	7,96
4	BS 03 04	20 Maret 2013	7,99
5	BS 03 05	17 April 2013	7,87
6	BS 03 06	17 April 2013	7,90

Sumber: Primer 2013

Hasil penelitian yang dilakukan oleh Rodger yang menyebutkan bahwa nilai K_d tertinggi ditemukan pada pH larutan 5-6, sedangkan pH perairan Bangka Selatan mempunyai pH pada kisaran 7-8. Dengan demikian, nilai K_d yang terukur lebih rendah dibandingkan dengan hasil penelitian Rodger tersebut walaupun jenis sedimen pada lokasi penelitian sama, yaitu berjenis tanah lempung. K_d hasil penelitian Rodger didapatkan nilai maksimal sebesar 166,7 l/kg yang dibandingkan dengan nilai K_d terbesar dari hasil penelitian ini sekitar 71,2 l/kg.

Sejumlah penelitian yang dilakukan dalam mengukur besaran K_d plutonium yang teradsorpsi pada sedimen sungai, danau dan laut berkisar pada rentang 1×10^{-3} sampai dengan 1×10^{-6} l/kg. Penelitian Duursma (1973) menemukan nilai K_d untuk sedimen laut sekitar 1×10^{-4} l/kg. Sedangkan studi yang dilakukan oleh Mo & Lowman (1975) yang meneliti nilai K_d untuk sedimen yang berkapur dalam media air yang diareasi dan anoksi menghasilkan nilai K_d sekitar 1.64×10^4 sampai dengan 3.85×10^5 l/kg. Sedangkan penelitian oleh Nelson (1987) yang menghitung nilai K_d untuk plutonium pada partikel tersuspensi dalam air laut untuk untuk plutonium dengan bilangan oksidasi +5 dan +6, nilai K_d adalah sekitar 2.5×10^3 l/kg, dan 2.8×10^6 l/kg^[4].

KESIMPULAN

Aktivitas plutonium pada air laut permukaan berkisar dari $2,027 \times 10^{-4}$ Bq/l sampai $8,613 \times 10^{-4}$ Bq/l dengan nilai rata-rata pada $4,69 \times 10^{-4}$ Bq/l. Aktivitas plutonium pada sedimen yang diambil pada titik yang sama berkisar antara $2,17 \times 10^{-3}$ Bq/kg sampai dengan $5,174 \times 10^{-2}$ Bq/kg dengan nilai rata-rata sebesar $1,32 \times 10^{-2}$ Bq/kg. Aktivitas plutonium di sedimen ini tidak berbeda nyata dengan aktivitas plutonium dalam sedimen pada lokasi yang sama yang diukur pada tahun 2011 yaitu berkisar antara $1,49 \times 10^{-2}$ Bq/kg sampai dengan $2,045 \times 10^{-2}$ Bq/kg. Nilai koefisien distribusi K_d berkisar dari $1,07 \times 10^{+1}$ l/kg sampai dengan $7,12 \times 10^{+1}$ l/kg yang diperlukan dalam memodelkan perpindahan radionuklida antar kompartemen yang secara tidak langsung akan memberikan risiko terhadap masyarakat

DAFTAR PUSTAKA

- [1]. Szymczak, R. 2008. Design for sediment K_d radiotracer experiment. Module of IAEA/RCA Training Course on establishment of transfer factors and dose assessment for marine organisms from contaminants released from nuclear activities. Cheju, Republic of Korea. 18-29 February 2008.
- [2]. Chopin, G.R & Wong, P.J. 1998. The chemistry of actinide behavior in marine system. *Aquatic Geochemistry* 4: 77-101.
- [3]. Noshkin, V.E., Wong, K.M., Jokela, T. A, Brunk, J.L & Eagle, R.J. 1987. Chapter 14: Plutonium and Americium Behavior in Coral Atoll Environments in *Oceanic Processes in Marine Pollution*. T.P. Corner, W.V. Burt & I.A. Duedall (eds), Vol 2. 1987. Pp. 159 – 174.
- [4]. Environmental Protection Agency (EPA). 1999. Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d Values, Volume II: Review of Geochemistry and Available K_d Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium and Uranium. EPA 402-R-99-004B. US- Environmental Protection Agency, Washington DC.
- [5]. 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.
- [6]. Nakano, M. (2007). *Manual of standard procedures for analysis of marine samples*. Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, JAEA. Pg. 10-16.
- [7]. Milestone. 2013. Digestion Application Note DG-EN-34: Sea Sediment. www.milestonesrl.com.

- [8]. Nagaya, Y. & Nakamura, K. 1992. $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the East China and the Yellow Seas, *Journal of Oceanography*. Vol. 48, pp. 23 to 35.
- [9]. Makmur, M. 2013. Analisis plutonium di sedimen perairan Laut Bangka. Prosiding Seminar Keselamatan Nuklir, Bapeten. Jakarta, Juni 2013 (in progress)
- [10]. Cahyana, C. 2012. Penentuan Nilai Koefisien Distribusi (K_d) Cs-137 pada Sedimen Laut. Prosiding Hasil Penelitian PTLR Tahun 2012.