



UNIVERSITAS INDONESIA

**RADIOEKOLOGI KELAUTAN DI SEMENANJUNG MURIA :
STUDI DISTRIBUSI DAN PRILAKU RADIONUKLIDA
DI PERAIRAN PESISIR**

TESIS

**WAHYU RETNO PRIHATININGSIH
0806477112**

**FAKULTAS MATEMATIKA DAN ILMU PENGETAHUAN ALAM
PROGRAM PASCA SARJANA
PROGRAM STUDI MAGISTER ILMU KELAUTAN
DEPOK
JULI 2011**



UNIVERSITAS INDONESIA

**RADIOEKOLOGI KELAUTAN DI SEMENANJUNG MURIA :
STUDI DISTRIBUSI DAN PRILAKU RADIONUKLIDA
DI PERAIRAN PESISIR**

TESIS

Diajukan sebagai salah satu syarat untuk memperoleh gelar Magister Sains

**WAHYU RETNO PRIHATININGSIH
0806477112**

**FAKULTAS MATEMATIKA DAN ILMU PENGETAHUAN ALAM
PROGRAM PASCA SARJANA
PROGRAM STUDI MAGISTER ILMU KELAUTAN
DEPOK
JULI 2011**

HALAMAN PENGESAHAN

Tesis ini diajukan oleh

Nama : Wahyu Retno Prihatiningsih
NPM : 0806477112
Program Studi : Magister Ilmu Kelautan
Judul Tesis :

Radioekologi Kelautan Di Semenanjung Muria : Studi Distribusi dan Prilaku Radionuklida di Perairan Pesisir

Telah berhasil dipertahankan di hadapan Dewan Penguji dan diterima sebagai bagian persyaratan yang diperlukan untuk memperoleh gelar Magister Sains pada Program Studi Magister Ilmu Kelautan Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Indonesia

DEWAN PENGUJI

Pembimbing : Prof. Dr. Sumi Hudiyo PWS

()

Penguji : Dr. Cuk Imawan

()

Penguji : Dr. Djoko Triyono

()

Ditetapkan di : Jakarta

Tanggal :

KATA PENGANTAR

Alhamdulillahirobbil'alamin, puji syukur dipanjatkan atas segala limpahan rahmat dan hidayah sehingga penulis dapat menyelesaikan tesis ini. Penulisan tesis ini dilakukan dalam rangka memenuhi salah satu syarat untuk mencapai gelar Magister Ilmu Kelautan, kekhususan Ilmu Hayati pada Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Indonesia. Ucapan terimakasih diberikan kepada semua pihak yang telah membantu memberi masukan, kritik, saran selama proses pengerjaan tesis ini, antara lain yaitu:

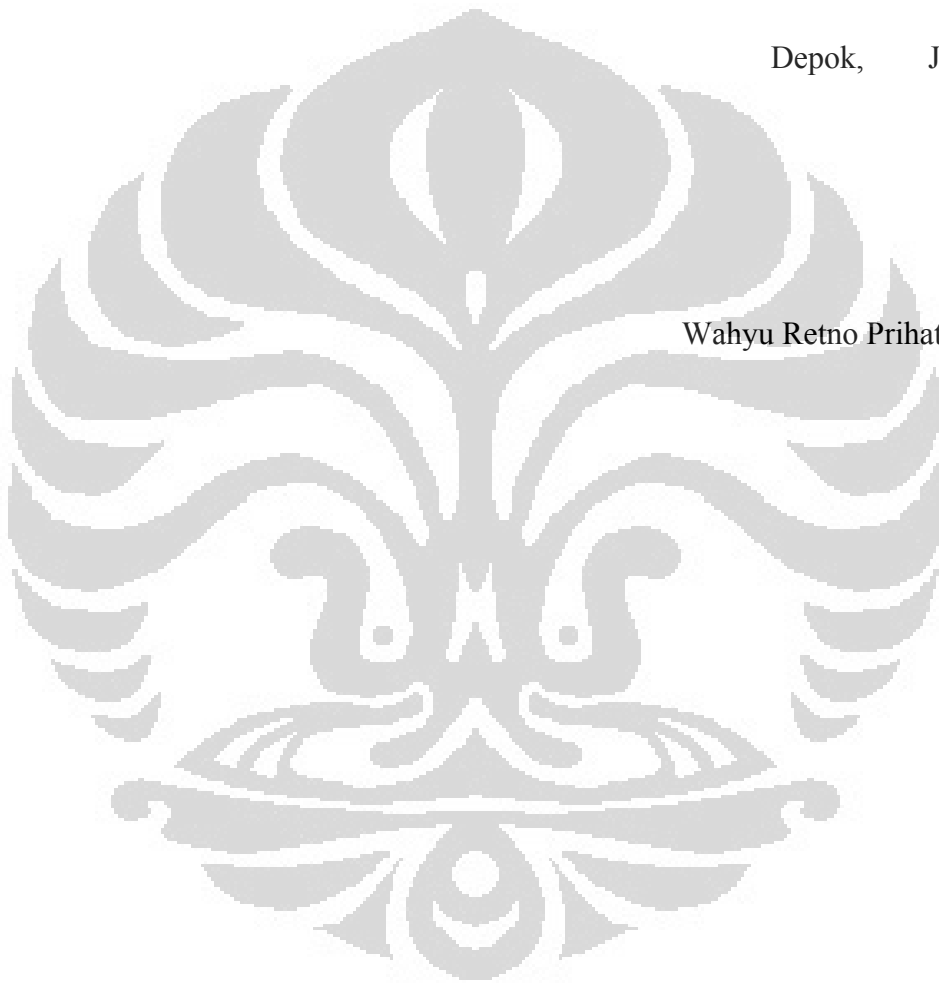
1. Drs. R. Heru Umbara (Kepala Pusat Teknologi Limbah Radioaktif) atas izin dan segala bantuan sehingga penulis dapat melanjutkan pendidikan jenjang S2 dan melaksanakan penelitian di PTLR – BATAN.
2. Dr. Heny Suseno, M.Si (Kepala Kelompok Pangkalan Data Radioekologi Kelautan) atas berbagai kesempatan, dukungan teknis, dorongan semangat yang diberikan selama penulis mengikuti pendidikan S2.
3. Prof. Dr. Sumi Hudyono PWS, selaku Dosen Pembimbing yang telah memberikan masukan teknis, diskusi dan bimbingan yang sangat berharga dalam pengerjaan tesis ini.
4. Dr. A. Harsono Soepardjo, M.Eng., selaku Ketua Program Studi Ilmu Kelautan.
5. Seluruh Staf Pengajar S2 khususnya Program Studi Ilmu Kelautan, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Indonesia.
6. Seluruh Staf Karyawan pengelola S2 khususnya Program Studi Ilmu Kelautan, Fakultas Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam, Universitas Indonesia.
7. Seluruh rekan kerja di Bidang Radioekologi Kelautan, PTLR – BATAN atas segala dukungan dan bantuannya, dan
8. Orang tua tercinta, kekasih dan sahabat yang telah memberikan dukungan dan semangat yang tiada henti.

Akhir kata, saya berharap Tuhan Yang Maha Esa berkenan membalas segala kebaikan semua pihak yang telah membantu. Semoga tesis ini membawa manfaat bagi pengembangan ilmu pengetahuan. Penulis menyadari sepenuhnya bahwa tulisan ini belumlah sempurna, untuk itu kritik dan saran guna perbaikan tulisan ini sangatlah diharapkan.

Depok, Juli 2011

Penulis

Wahyu Retno Prihatiningsih



ABSTRAK

Nama : Wahyu Retno Prihatiningsih
Program Studi : Ilmu Kelautan
Judul :
Radioekologi Kelautan Di Semenanjung Muria : Studi Distribusi Dan Prilaku Radionuklida Di Perairan Pesisir

Rencana pembangunan Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN) di Semenanjung Muria Jepara membutuhkan studi radioekologi kelautan yang merupakan salah satu tahapan praoperasional suatu reaktor nuklir. Studi radioekologi merupakan salah satu bagian dari studi tapak di calon lokasi PLTN. Studi tapak yang umum dalam lingkup radioekologi kelautan hanya terdiri dari data dasar (*base line*) radionuklida yang terkandung dalam kompartemen lingkungan laut Semenanjung Muria. Disisi lain studi radioekologi pada praoperasional fasilitas nuklir dilakukan untuk memperoleh *base line data* tingkatan radiasi dan konsentrasi radionuklida untuk penentuan sumber-sumber dampak. Pemantauan radionuklida di lingkungan laut Semenanjung Muria dalam konteks pra operasional PLTN sudah dilakukan selama lebih dari 8 tahun, namun studi radioekologi kelautan yang komprehensif meliputi: data *base line* radionuklida lengkap dan proses bioakumulasi radionuklida belum dilakukan secara terpadu. Pada penelitian ini dilakukan studi kandungan radionuklida alam seperti Ra-226, Ra-228, K-40 dan radionuklida antropogenik seperti Cs-137 serta mekanisme bioakumulasi radionuklida Cs-137 dan Co-60 pada *Perna viridis*.

Kata kunci: Radioekologi kelautan, radionuklida, PLTN dan bioakumulasi

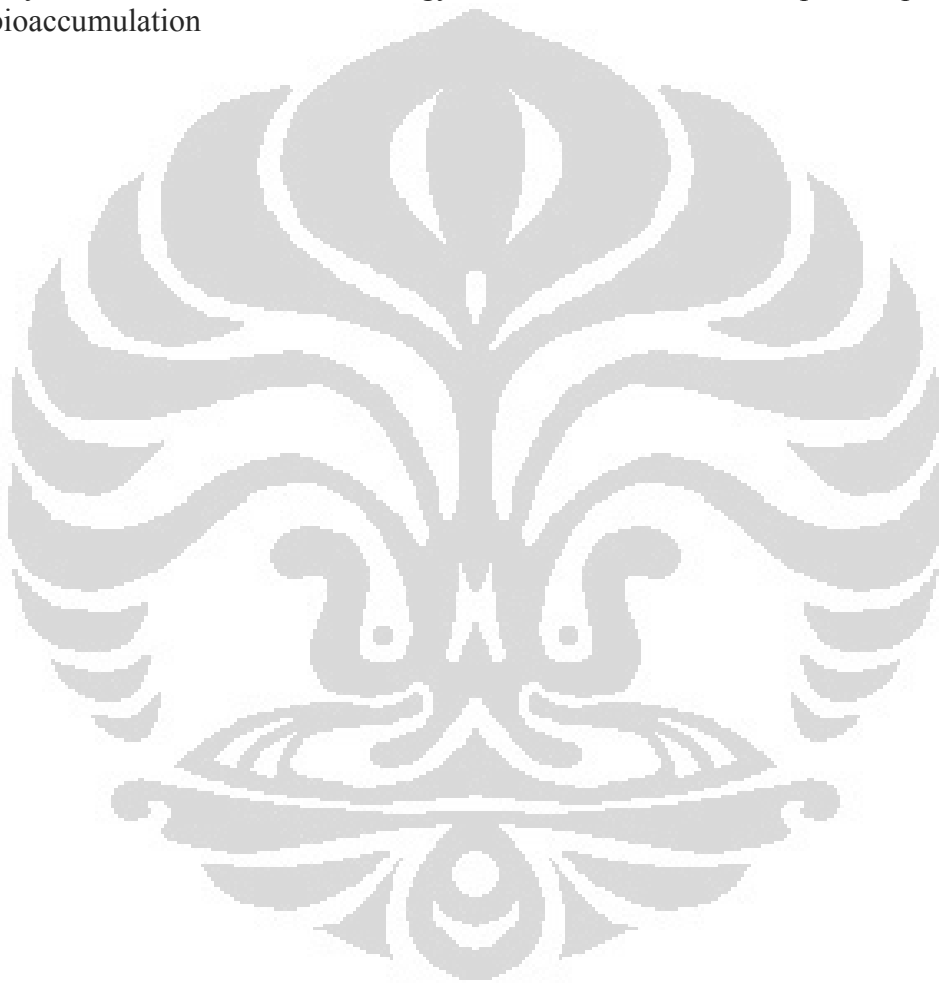
ABSTRACT

Nama : Wahyu Retno Prihatiningsih
Program Studi : Ilmu Kelautan
Judul :
Marine Radioecology At Muria Peninsula : Fate And Behaviour Study Of Radionuclides In Marine Coastal.

Development plan of Nuclear Power Plant (NPP) at Muria Peninsula Jepara require marine radioecology studies, which is one of the preoperational stage of a nuclear reactor. Study of radioecology is one part of the study site at potential location of nuclear plants. General study site marine radioecology only consist of base line data radionuclides in marine environmnetal compartement of Muria Peninsula. On the other hand study of radioecology on praoperational nuclear

facilities conduct to obtain baseline data of radiation levels and concentrations of radionuclides for the determination of the sources impact. Monitoring of radionuclides in marine environment in the context of praoperational Muria Peninsula nuclear power plant have been done for over 8 years, but a comprehensive study of marine radioecology include: complete data base of radionuclides and bioaccumulation process has not been done in an integrated manner. This study conducted a study of natural radionuclide such as Ra-226, Ra-228, K-40 and anthropogenic radionuclides such as Cs-137 and the mechanism of bioaccumulation of radionuclides Cs-137 and Co-60 in *Perna viridis*.

Key words: Marine radioecology, radionuclides, nuclear power plants and bioaccumulation



HALAMAN PERNYATAAN ORISINALITAS

Tesis ini adalah karya saya sendiri, dan semua sumber baik yang dikutip maupun dirujuk telah saya nyatakan dengan benar.

Nama : Wahyu Retno Prihatiningsih

NPM : 0806477112

Tanda Tangan : 

Tanggal : 12 Agustus 2011

HALAMAN PERNYATAAN PERSETUJUAN PUBLIKASI TUGAS AKHIR UNTUK KEPENTINGAN AKADEMIS

Sebagai sivitas akademik Universitas Indonesia, saya yang bertanda tangan di bawah ini :

Nama : Wahyu Retno Prihatiningsih
NPM : 0806477112
Program Studi : Magister Ilmu Kelautan
Fakultas : Matematika dan Ilmu Pengetahuan Alam
Jenis Karya : Tesis

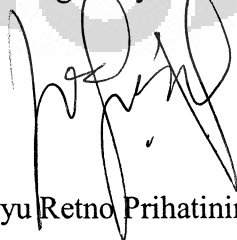
demi pengembangan ilmu pengetahuan, menyetujui untuk memberikan kepada Universitas Indonesia Hak Bebas Royalti Noneksklusif (Non-exclusive Royalty-Free Right) atas karya ilmiah saya yang berjudul: *Radioekologi Kelautan Di Semenanjung Muria : Studi Distribusi dan Prilaku Radionuklida di Perairan Pesisir*

beserta perangkat yang ada (jika diperlukan). Dengan Hak Bebas Royalti noneksklusif ini Universitas Indonesia berhak menyimpan, mengalihmedia/formatkan, mengelola dalam bentuk pangkalan data (database), merawat dan mempublikasikan tugas akhir saya tanpa meminta izin dari saya selama tetap mencantumkan nama saya sebagai penulis/pencipta dan sebagai pemilik Hak Cipta.

Demikian pernyataan ini saya buat dengan sebenarnya.

Dibuat di : Depok
Pada tanggal : 12 Agustus 2011

Yang menyatakan

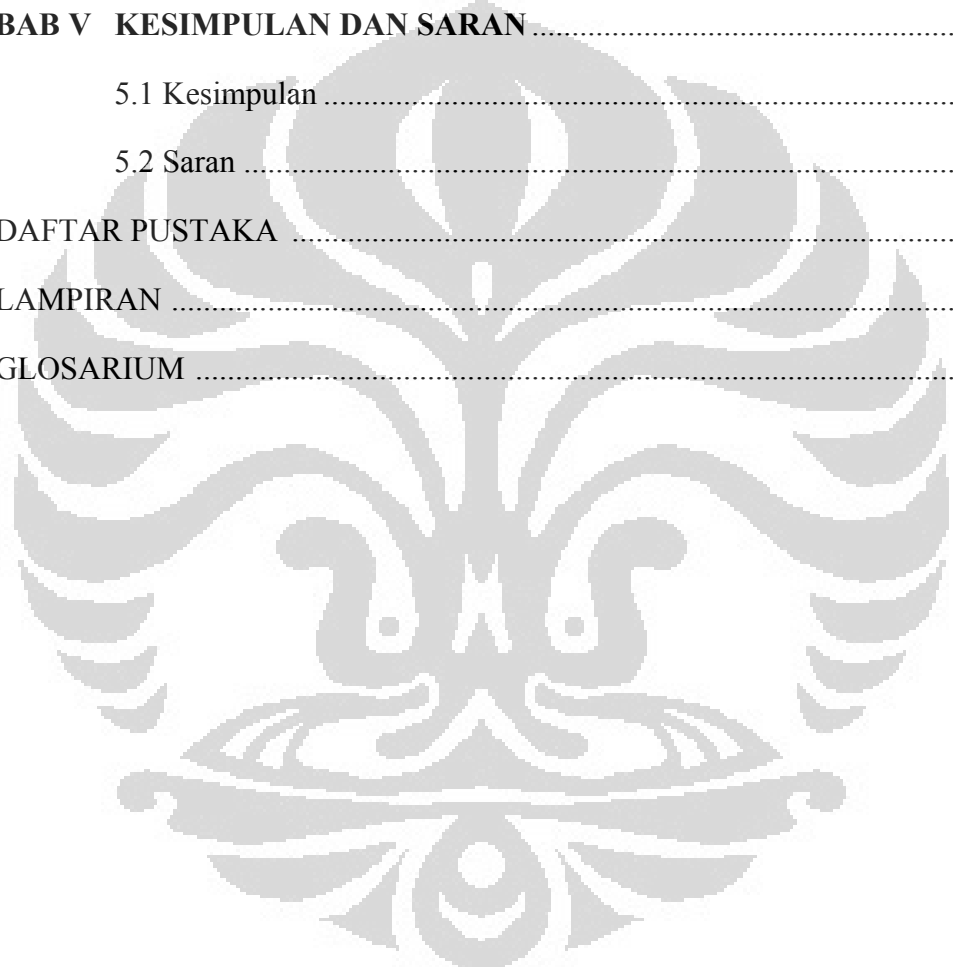


(Wahyu Retno Prihatiningsih)

DAFTAR ISI

HALAMAN PENGESAHAN	i
KATA PENGANTAR	ii
ABSTRAK	iv
HALAMAN PERNYATAAN ORISINALITAS	iv
LEMBAR PERSETUJUAN KARYA ILMIAH	vii
DAFTAR ISI	x
DAFTAR GAMBAR	xii
DAFTAR TABEL	xii
DAFTAR LAMPIRAN	xiv
BAB I PENDAHULUAN	1
1.1 Latar Belakang	1
1.2 Perumusan Masalah	3
1.3 Manfaat Penelitian	3
1.4 Hipotesis	3
BAB II TINJAUAN PUSTAKA	5
2.1 Radioekologi	5
2.2 Dispersi radionuklida di perairan pesisir	10
2.3 Radionuklida di bumi	12
2.4 Proses Bioakumulasi	17
2.5 Teknik Nuklir Untuk Mempelajari Mekanisme Bioakumulasi	20
2.6 Konsep Dasar Gamma Spektrometri	23
BAB III METODOLOGI PENELITIAN	28
3.1 Daerah Studi	28
3.2 Waktu Pelaksanaan	29

3.3 Bahan dan Peralatan Penelitian	30
3.4 Tata Kerja.....	30
BAB IV HASIL DAN PEMBAHASAN	35
4.1.Kandungan dan Pola Distribusi Sebaran Radionuklida Alam dan Buatan	35
4.2.Biokinetika Pengambilan Pelepasan Cesium dan Cobalt pada <i>Perna viridis</i>	47
BAB V KESIMPULAN DAN SARAN	57
5.1 Kesimpulan	57
5.2 Saran	57
DAFTAR PUSTAKA	58
LAMPIRAN	61
GLOSARIUM	72

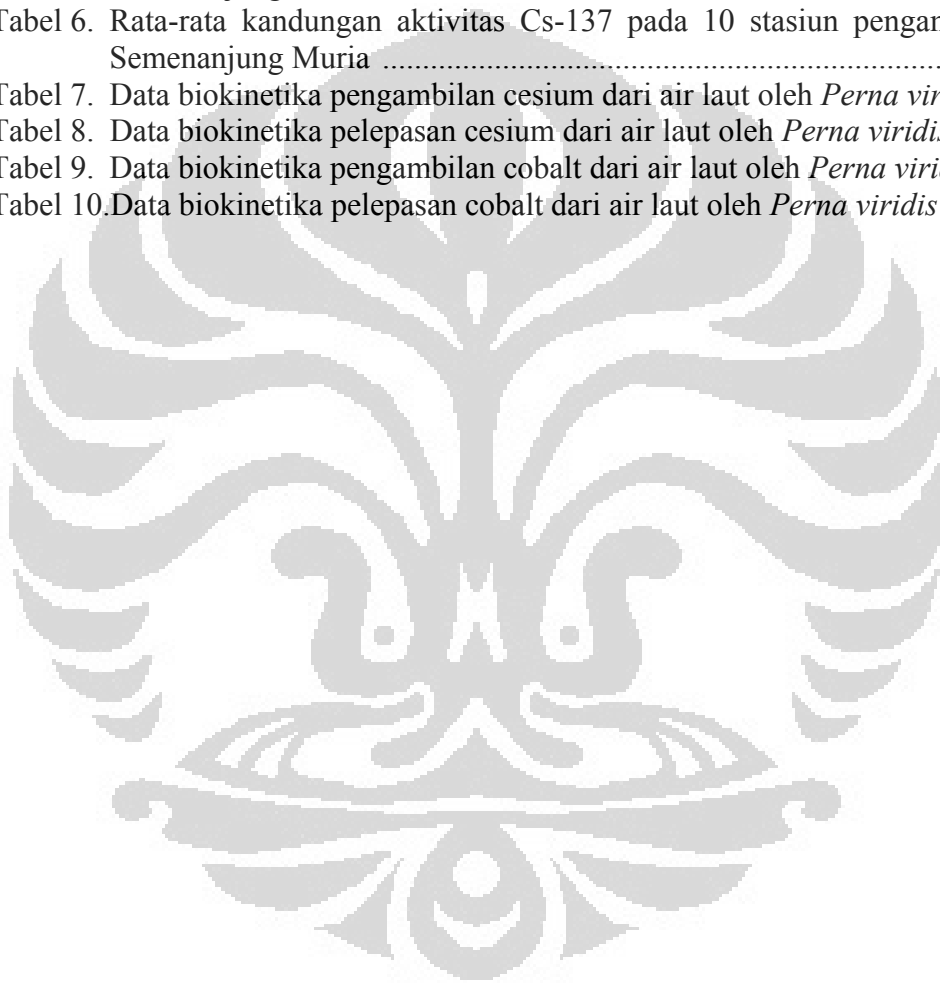


DAFTAR GAMBAR

Gambar 1. Jalur migrasi radionuklida yang berdampak pada manusia	7
Gambar 2. Jalur lepasan radionuklida pada rantai makanan	8
Gambar 3. Deret peluruhan radionuklida	13
Gambar 4. Model kompartemen tunggal	18
Gambar 5. Skenario pengambilan pencemar pada proses bioakumulasi model kompartemen tunggal	19
Gambar 6. Interaksi radiasi gamma dengan detektor NaI	25
Gambar 7. Sistem gamma spektrometer	26
Gambar 8. Daerah studi Semenanjung Muria	28
Gambar 9. Profil distribusi Ra-226 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 7 dan SM 9 Semenanjung Muria	36
Gambar 10. Profil distribusi Ra-228 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 7 dan SM 10 Semenanjung Muria	38
Gambar 11. Profil distribusi K-40 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 6 dan SM 8 Semenanjung Muria	40
Gambar 12. Profil distribusi Cs-137 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 9 dan SM 10 Semenanjung Muria	42
Gambar 13. Profil distribusi Ra-226, Ra-228 dan K-40 pada air laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	43
Gambar 14. Profil distribusi Cs-137 pada air laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	44
Gambar 15. Sirkulasi massa air laut global	46
Gambar 16. <i>Indonesian Troughflow</i>	46
Gambar 17. Biokinetika pengambilan cesium dari air laut oleh <i>Perna viridis</i>	49
Gambar 18. Biokinetika pelepasan cesium oleh <i>Perna viridis</i>	51
Gambar 19. Biokinetika pengambilan cobalt oleh <i>Perna viridis</i>	53
Gambar 20. Biokinetika pelepasan cobalt oleh <i>Perna viridis</i>	56

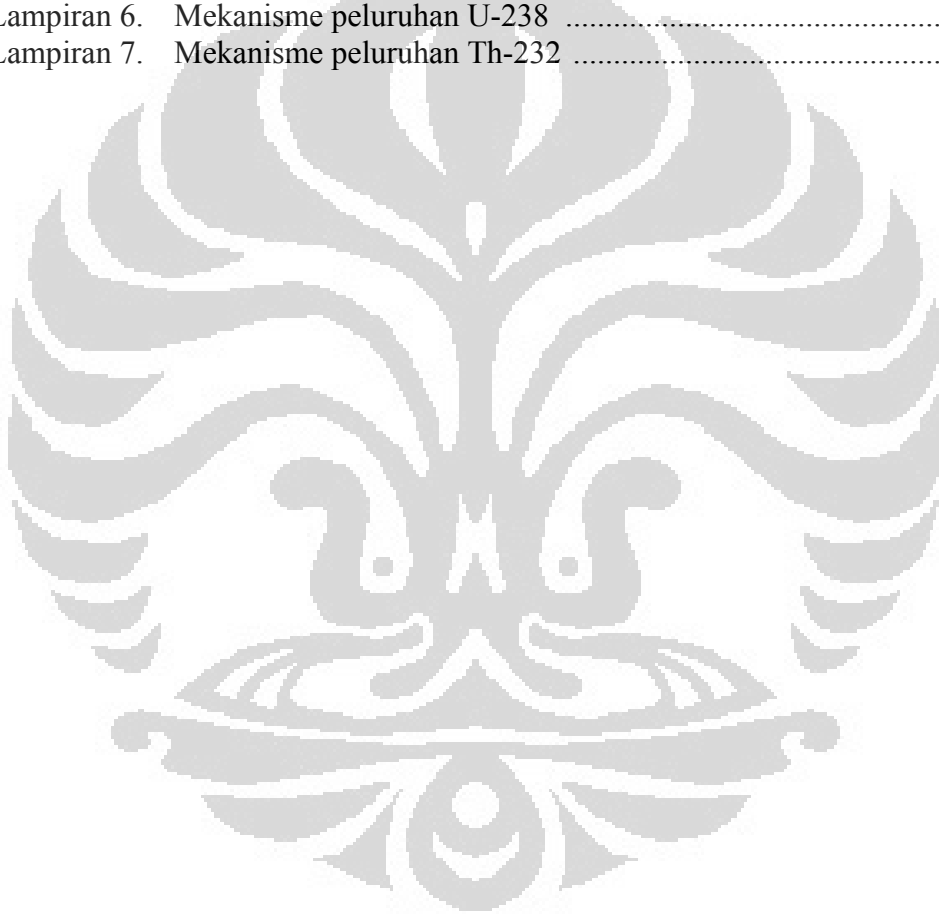
DAFTAR TABEL

Tabel 1. Dosis efektif radionuklida alam	17
Tabel 2. Koordinat lokasi pengambilan sampel	29
Tabel 3. Rata-rata kandungan aktivitas Ra-226 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria	37
Tabel 4. Rata-rata kandungan aktivitas Ra-228 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria	38
Tabel 5. Rata-rata kandungan aktivitas K-40 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria	41
Tabel 6. Rata-rata kandungan aktivitas Cs-137 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria	42
Tabel 7. Data biokinetika pengambilan cesium dari air laut oleh <i>Perna viridis</i>	48
Tabel 8. Data biokinetika pelepasan cesium dari air laut oleh <i>Perna viridis</i>	50
Tabel 9. Data biokinetika pengambilan cobalt dari air laut oleh <i>Perna viridis</i>	52
Tabel 10. Data biokinetika pelepasan cobalt dari air laut oleh <i>Perna viridis</i>	55



DAFTAR LAMPIRAN

Lampiran 1.	Profil distribusi Ra-226 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	61
Lampiran 2.	Profil distribusi Ra-228 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	63
Lampiran 3.	Profil distribusi K-40 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	65
Lampiran 4.	Profil distribusi Cs-137 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria	67
Lampiran 5.	Laju Alir Percobaan Biokinetika Akumulasi ¹³⁷ Cs dan ⁶⁰ Co	69
Lampiran 6.	Mekanisme peluruhan U-238	70
Lampiran 7.	Mekanisme peluruhan Th-232	71



BAB I

PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Kepulauan Indonesia yang terletak diantara dua samudera berpotensi mengandung cemaran bawaan dari negara-negara lain melalui gerakan massa air yang sangat besar dari samudra Pasifik ke samudra Hindia melewati perairan Indonesia. Pesisir dan laut Indonesia dikenal sebagai kawasan yang mengandung kekayaan alam potensial untuk pemenuhan kebutuhan masyarakatnya. Masuknya pencemar termasuk zat radioaktif dan energi radiasi baik dari daratan (*land base source of pollution*), dari laut (*marine base source of pollution*) maupun jatuhnya atmosferik (*global fallout*) akan bermuara dan terakumulasi ke dalam lingkungan laut termasuk daerah pesisir pantai. Pencemaran ini dapat menimbulkan akibat yang merugikan baik terhadap sumber daya alam hayati maupun non hayati dan kesehatan manusia akibat penurunan tingkat kualitas air laut dan fungsi laut itu sendiri bagi ekosistem di sekitarnya (Taftazani, 1997).

Rencana pembangunan Pembangkit Listrik Tenaga Nuklir (PLTN) di Semenanjung Muria, Jepara membutuhkan studi radioekologi kelautan sebagai kontrol terhadap kualitas radioaktivitas lingkungan baik sebelum maupun sesudah beroperasinya PLTN. Pemantauan lingkungan kelautan ini sangat penting karena studi radioekologi merupakan salah satu bagian dari studi tapak di calon lokasi PLTN. Selain itu data kualitas lingkungan yang diperoleh pada waktu studi kelayakan oleh BATAN bekerjasama dengan konsultan New Jeck pada tahun 1993 tentunya sudah banyak mengalami perubahan akibat meningkatnya aktivitas pesisir Semenanjung Muria seperti antara lain telah beroperasinya PLTU Batubara Tanjungjati dan meningkatnya pembuangan limbah dari pemukiman maupun dua kawasan industri yang mengapit wilayah Semenanjung Muria, yaitu kawasan industri Demak-

Semarang di sebelah barat dan kawasan industri Gresik-Surabaya di sebelah timur.

Perairan laut mengandung sejumlah besar radionuklida alami maupun buatan. Keberadaan PLTU batubara dan kawasan industri berkontribusi besar sebagai penghasil radioaktifitas alam atau *Naturally Occurring Radioactive Materials* (NORM) dan *Technologically-Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material* (TENORM) yang berasal dari bahan baku industri dan umumnya tidak dianggap sebagai zat radioaktif sehingga dapat dibuang ke lingkungan dalam jumlah besar, dengan begitu data dasar radioaktivitas lingkungan (baseline data) cenderung mengalami peningkatan di Semenanjung Muria. Data *base line* radionuklida buatan atau antropogenik dalam lingkungan laut Semenanjung Muria bersumber dari jatuhnya radioaktif (*global fall out*) melalui percobaan persenjataan nuklir di atmosfer dan lepasan dari kecelakaan fasilitas nuklir sipil maupun militer. Seluruh aktivitas yang ada diperkirakan telah merubah rona radioaktivitas lingkungan global, regional dan lokal perairan Semenanjung Muria (Djarot, 2003).

Pengkajian pra-operasional PLTN melalui studi radioekologi kelautan ini harus dilakukan untuk inventarisasi radionuklida yang ada sebelum PLTN beroperasi sebagai pembanding jika terjadi lepasan saat fasilitas nuklir tersebut beroperasi serta merepresentasikan pola distribusi sebaran radionuklida di tiap kompartemen laut. Selain itu studi radioekologi ini juga untuk menentukan bioindikator melalui proses bioakumulasi radionuklida dan indikator material untuk mengkaji derajat kontaminasi radionuklida pada biota atau media sampai akhirnya menginterpretasikan resiko terhadap kesehatan manusia (Friedlander, 2005).

Bertitik tolak dari latar belakang tersebut penulis mencoba untuk melakukan penelitian tentang sebaran radionuklida tertentu baik alami maupun buatan di tiap kompartemen laut Semenanjung Muria dan menentukan bioindikator potensial yang dapat digunakan untuk mengkaji derajat kontaminasi lingkungan sebagai upaya perlindungan terhadap ekosistem dan masyarakat sekitar perairan Semenanjung Muria.

Universitas Indonesia

1.2 Perumusan Masalah

1. Bagaimana pola sebaran radionuklida alam dan buatan di tiap kompartemen perairan pesisir Semenanjung Muria yang akan digunakan sebagai data baseline radionuklida sebelum beroperasinya PLTN?
2. Bagaimana mekanisme bioakumulasi radionuklida dominan (Cs-137, Co-60) pada bioindikator dan transformasinya dalam jejaring makanan?

1.3 Manfaat Penelitian

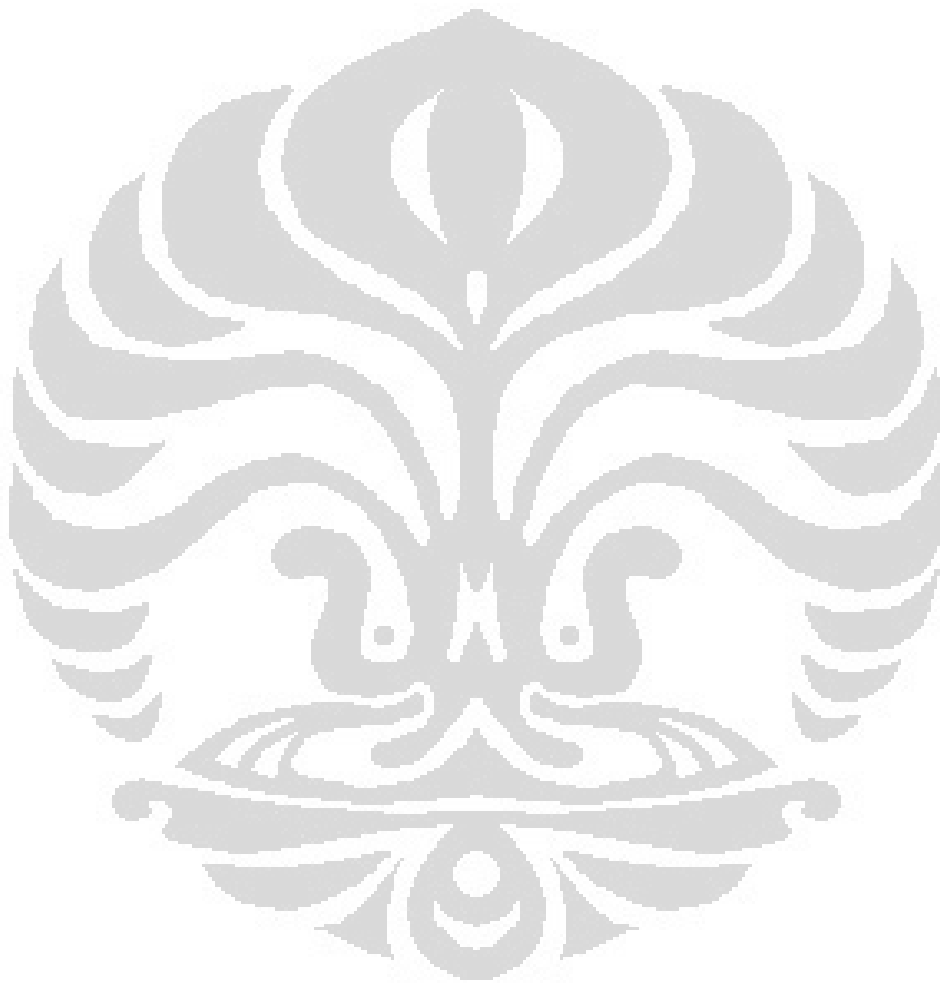
Penelitian ini diharapkan dapat memberikan manfaat yang signifikan sebagai berikut:

1. Hasil penelitian ini diharapkan mampu menambah khasanah ilmu pengetahuan khususnya bidang radioekologi kelautan sebagai bahan perbandingan dan kajian bagi peneliti lain yang melakukan penelitian sejenis atau yang lebih luas terutama penelitian yang berkaitan dengan studi radioaktivitas lingkungan laut dan pesisir.
2. Memberikan informasi berupa data *base line* radionuklida antropogenik dan prilakunya dalam berbagai kompartemen lingkungan laut Semenanjung Muria.
3. Memperoleh mekanisme bioakumulasi radionuklida dominan (¹³⁷Cs dan ⁶⁰Co) yang meliputi *uptake*, eliminasi, waktu tinggal biologis dan distribusi pada tubuh biota serta proses perpindahannya dalam kompartemen lingkungan.

1.4 Hipotesis Penelitian

1. Radionuklida alam yang meliputi Ra-226, Ra-228 dan K-40 maupun Radionuklida buatan Cs-137 terdapat dalam berbagai kompartemen lingkungan pesisir Semenanjung Muria.

2. *Perna viridis* merupakan biota yang dapat digunakan sebagai bioindikator untuk studi biakumulasi Cs dan Co yang ditunjukkan dengan berbagai parameter biokinetika



BAB II

TINJAUAN PUSTAKA

2.1 Radioekologi

Studi radioekologi kelautan telah dilakukan di berbagai negara baik yang memiliki PLTN maupun yang tidak. *International Atomic Energy Agency* (IAEA) melalui suatu riset terkoordinasi melakukan studi material-material radioaktif di laut Baltik, meliputi studi perilaku radionuklida dalam lingkungan laut dalam jangka panjang termasuk perpindahannya dalam berbagai kompartemen yang akhirnya ke manusia. Latar belakang riset terkoordinasi ini adalah sebaran radionuklida yang berasal dari kecelakaan reaktor nuklir di Chernobil (IAEA, 1995). Studi *base line* akan mengkararakteristik dan mendokumentasi kondisi lingkungan saat itu. Pengetahuan tentang *base line* lingkungan mempunyai dua alasan, yaitu: untuk membentuk dasar pengkajian dan untuk memperoleh catatan kondisi permulaan yang akan dibutuhkan pada saat fasilitas nuklir beroperasi atau habis masa operasinya (Ilus, E *et al* 2005).

Finlandia melakukan program monitoring permanen pada lingkungan kelautan untuk menunjang operasional 4 unit PLTN yang dioperasikannya. Maksud program monitoring ini adalah untuk mengkonfirmasi lepasan radionuklida apakah masih berada dalam persyaratan yang diizinkan (Ilus *et al*, 2002). Sebagai pembandingan digunakan data *base line* sebelum PLTN tersebut beroperasi yaitu data tahun 1966 di Loviisa dan tahun 1972 di Olkiluoto. Finlandia juga telah melakukan studi radioekologi di lingkungan laut sekitar pembangkit listrik tenaga nuklir Loviisa dan Olkiluoto Nuclear Power Plants selama 25 tahun. Tujuan mempelajari radioekologi tersebut adalah membandingkan indikator-indikator berharga pada berbagai kompartemen lingkungan akuatik. Sampel yang dipantau meliputi *phytoplankton*, *zooplankton*, *periphyton*, *macroalgae* dan tanaman vaskular, binatang benthik, ikan dan burung. Perhatian utama dilakukan pada berbagai

jaringan organ binatang seperti *flesh, liver, entrails, bones, milt, spawn, eggs, egg shells* dan sebagainya. Dalam studi radioekologi kelautan, Beresford et al (2005) melakukan review data yang diperoleh dari lapangan untuk mengestimasi transfer radionuklida ^{137}Cs dan ^{90}Sr pada biota.

Studi radioekologi kelautan lebih difokuskan pada lingkungan pesisir dibandingkan laut lepas. Hal ini karena perilaku radionuklida dalam wilayah pesisir berbeda dengan lautan terbuka dimana secara umum laut pada lingkungan pesisir lebih dangkal dan mengandung banyak partikulat jika dibandingkan dengan lautan terbuka. Walaupun demikian penyerapan (*scavenging*) radionuklida oleh material partikulat dan akhirnya turun menjadi lapisan-lapisan sedimen lebih intensif dalam lingkungan pesisir dibandingkan lautan terbuka. Lebih jauh masukan aliran air dan partikulat dari sungai dapat mempengaruhi inventarisasi dan distribusi radionuklida dalam lingkungan pesisir. Lapisan tanah dan sedimen mampu menahan Cs dan Pu melalui proses adsorpsi oleh mineral *clay*. Disisi lain Sr kurang teradsorpsi oleh mineral tersebut tetapi tidak dapat terpenetrasi ke lapisan dalam dan terlepas kembali oleh aliran air (Barescut, 2004). Berdasarkan hal tersebut pengkajian polusi radionuklida dalam wilayah pesisir merupakan kekhususan wilayah (*site specific*) yang harus dipertimbangkan (Nagaya, 1992).

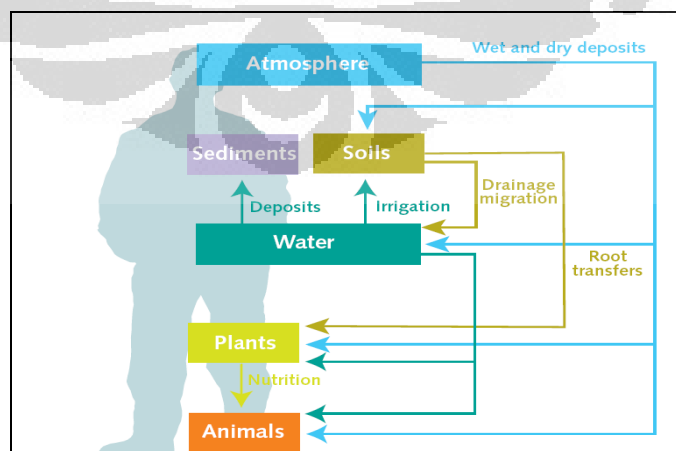
Friedlander *et al* (2005) menyatakan bahwa program pemantauan radionuklida dilingkungan laut harus ditunjang oleh kemampuan laboratorium yang cukup untuk mengukur konsentrasi dalam sampel pada konsentrasi yang mendekati latar belakang (MDA). Potensial kapasitas pengukuran dinamakan minimum zat yang dapat diukur yang merupakan fungsi dari sistem pencacahan. Harga dari MDA adalah salah satu nilai legitimasi yang menunjukkan kemampuan pengukuran dengan jaminan yang dapat dipertanggungjawabkan.

Mengacu pada *state of the art* riset radioekologi kelautan tersebut maka untuk menunjang program pembangunan dan pengoperasian PLTN di semenanjung Muria, studi radioekologi kelautan harus dilakukan. Hal ini karena kajian resiko yang timbul dari pengoperasian PLTN di Semenanjung Muria tidak dapat diselesaikan hanya menggunakan *computer code* saja.

Universitas Indonesia

Sebagai lingkungan pesisir, Semenanjung Muria mempunyai kekhasan (*site specific*) yang memberikan karakter pada perilaku radionuklida di lingkungan tersebut antara lain: dispersi, retardasi dalam sedimen, bioakumulasi dalam biota laut, *food web transfer* radionuklida yang berujung pada publik. Pengumpulan data *base line* radionuklida yang berkaitan dengan operasional PLTN (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ dan ^{60}Co) serta radionuklida lainnya dapat digunakan sebagai pembanding untuk program monitoring permanen pada saat PLTN beroperasi. Studi perilaku radionuklida yang berkaitan dengan operasional PLTN meliputi: dispersi, retardasi dalam sedimen dan bioakumulasi serta *food web transfer* sangat dibutuhkan untuk memprediksi resiko yang ditimbulkan jika terjadi kecelakaan maupun lepasan radionuklida dari PLTN.

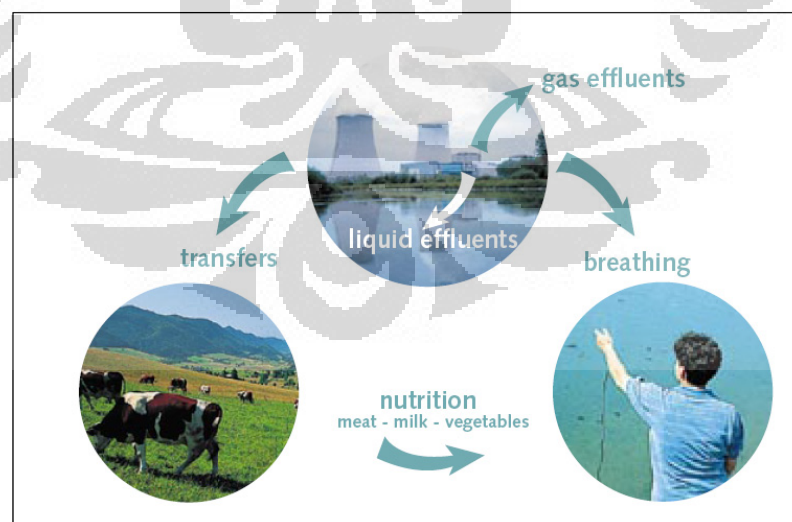
Aplikasi penggunaan energi nuklir pada kegiatan militer maupun sipil memunculkan berbagai studi mengenai produk radioaktif yang ditimbulkan dan yang lepas ke lingkungan sejak awal 1940. Radionuklida yang berasal dari sumber alami dan/atau sumber buatan manusia dapat ditemukan di lingkungan sekitar. Perhatian mendalam terhadap hal tersebut telah melahirkan ilmu ekologi khususnya radioekologi. Radioekologi berguna untuk memahami perubahan perilaku radionuklida yang terjadi di lingkungan hingga dampak radiasi yang akan diterima populasi. Jalur migrasi radionuklida yang berdampak pada manusia ditunjukkan pada Gambar 1.



Gambar 1. Jalur migrasi radionuklida yang berdampak pada manusia (Friedlander, 2005)

Perangkat radioekologi meliputi pengukuran sampel lingkungan dari lapangan melalui analisis laboratorium yang dijadikan sebagai dasar pengembangan program pengukuran dampak radiasi. Tujuan dari radioekologi itu sendiri adalah untuk mendeteksi keberadaan serta sumber asal radionuklida di lingkungan, juga untuk mengetahui proses transfer dan konsentrasinya dalam ekosistem (Frani et al 2006). Sebagai tujuan akhir adalah mengevaluasi dampak ekologi yang ditimbulkan dari adanya sumber radioaktivitas alami maupun buatan (*radioecological impact*) serta dampak radiasi terhadap populasi (*dosimetric impact*). Studi ini pada dasarnya dilakukan melalui pendekatan yang sama seperti pada studi ekologi terhadap sumber pencemar kimia.

kehadiran radionuklida menimbulkan kompleksitas di semua ekosistem terkait proses transfer dalam lingkungan. Lingkup radioekologi dalam sistem biosfer meliputi lingkungan perairan laut pesisir, perairan laut dalam dan daratan. Radionuklida yang terlepas ke lingkungan melalui jalur perairan dan udara selanjutnya terdeposisi pada sedimen dan bermigrasi melalui rantai makanan hingga pada akhirnya berdampak pada manusia yang ditunjukkan pada Gambar 2.



Gambar 2. Jalur lepasan radionuklida pada rantai makanan (Friedlander, 2005)

Lingkungan sendiri digambarkan sebagai jalur migrasi radionuklida dan radioekologi di sini mengukur berapa besar konsentrasi serta bagaimana mekanisme transfer dari radionuklida tersebut. Data radioekologi yang diperoleh dari berbagai proses pengukuran dapat digunakan sebagai data masukan untuk mengukur dampak radiasi sehingga berbagai pertanyaan publik yang timbul berkaitan dengan bahaya radiasi dari aktivitas nuklir dapat terjawab (Buske et al, 2005). Radioekologi kelautan mempelajari perubahan tingkat radioaktivitas di laut terbuka dan di daerah pesisir juga perilaku dan efek yang timbul dari limbah yang berasal dari fasilitas nuklir. Arus laut berperan dalam penyebaran radionuklida. Radionuklida akan berada dalam bentuk partikel suspensi dan terendapkan pada dasar laut membentuk sedimen dengan konsentrasi 10^2 hingga 10^6 kali lebih besar dibandingkan pada air laut. Melalui proses alami yang terjadi seperti penyaringan air, organisme laut sebagai bioindikator dapat mengakumulasi jenis radionuklida tertentu dengan konsentrasi faktor 5 sampai 100.000. Jenis bioindikator yang sering digunakan adalah algae dari spesies fucus, kerang, tiram serta kepiting atau lobster (Jerpetjon et al, 2003). Pengujian laboratorium sangat diperlukan untuk mengetahui mekanisme transfer radionuklida salah satunya yang terjadi pada bioindikator. Melalui penelitian laboratorium dapat diketahui peran berbagai parameter uji seperti pengaruh kimiawi radionuklida, penggabungan kontaminan, temperatur dan pH.

Sebelum pembangkit listrik tenaga nuklir beroperasi harus diketahui tingkat radioaktivitas di air, tanah, tumbuhan dan produk makanan pada area sejauh minimal 5 km dari fasilitas pembangkit listrik. Informasi ini digunakan sebagai data *base line* radioaktivitas sebelum mulai beroperasinya PLTN. Selanjutnya, data radioaktivitas yang secara berkala diperbaharui minimal tiap sepuluh tahun digunakan sebagai masukan untuk mengetahui dampak radioekologi yang timbul dari limbah yang dihasilkan PLTN.

Limbah radioaktif yang timbul dan terlepas ke lingkungan dengan beroperasinya PLTN tidak dapat dielakkan. Sama halnya seperti limbah radioaktif yang dilepaskan oleh industri bahan bakar nuklir mulai dari pertambangan uranium, pembuatan bahan bakar sampai pengelolaan bekas

Universitas Indonesia

bahan bakar nuklir. Juga tidak dapat dielakkan lepasan radioaktif langsung tertuju pada lingkungan sebagai tempat tinggal manusia dan biota lainnya. Dampak radiasi yang diterima manusia dari lepasan radioaktif haruslah sekecil mungkin atau berada di bawah batas yang telah ditentukan. Sampai saat ini tidak ada kriteria dosis radiasi rata-rata yang dapat diterima untuk organisme selain manusia. Batas kontrol yang dilakukan difokuskan pada perlindungan terhadap manusia, Jika manusia terlindungi dari bahaya radiasi berarti organisme lain juga terlindungi. Kerangka mendasar dari pengelolaan dan pengujian laju dosis yang diterima meliputi: lepasan radionuklida, transfer ke lingkungan, jalur paparan, laju dosis yang semuanya dibandingkan dengan standar sebagai kontrol.

Pada fase praoperasional setiap fasilitas yang memanfaatkan bahan radioaktif, dibutuhkan pendukung berupa pemodelan yang mampu menentukan paparan radiasi yang diterima manusia dan organisme lain dari lepasan radionuklida. Pemodelan yang paling tepat dapat mengilustrasikan paparan radioaktif yang mungkin terjadi. Pada fase operasional dan saat terjadi lepasan radionuklida akibat kecelakaan nuklir, kerangka pengujian dapat dipersempit sehingga diperoleh data distribusi terkini radionuklida serta konsentrasinya pada jalur lepasan. Data ini memiliki dua kegunaan, pertama dapat digunakan untuk melakukan validasi terhadap model dalam memperkirakan transfer radionuklida ke lingkungan dan prilakunya di jalur paparan, kedua dan lebih penting dapat digunakan untuk pemodelan pengukuran dosis.

Pengujian dengan model bisa jadi tidak lebih baik dibandingkan dengan pengujian di lapangan mengenai perilaku radionuklida dimana kita bisa mengevaluasi berbagai parameter percobaan yang juga menentukan model.

2.2 Dispersi radionuklida di perairan pesisir

Penentuan perilaku radionuklida dari limbah radioaktif yang lepas ke lingkungan pesisir menggunakan perunut radioaktif dilakukan untuk mengetahui proses pelarutan oleh *tidal flow* dan transportasinya oleh arus dan angin. Pendekatan ini terbatas pada area sekitar titik lepasan dan proses

transfer radionuklida skala lokal ke regional akibat *advective process*. Telah banyak contoh pemodelan buangan limbah aktivitas rendah, cairan serta buangan cair radioaktif, dengan laut sebagai tempat pembuangan. Jumlah radionuklida yang terlepas diasumsikan terdistribusi merata di tiap kompartemen lingkungan dan pada proses transpor di antara kompartemen tersebut terdapat koefisien sebagai nilai transfer jumlah radionuklida pada tiap kompartemen ke kompartemen lingkungan lainnya.

Dengan semakin meningkatnya sistem komputasi memungkinkan kompartemen lingkungan yang terlibat juga semakin beragam. Proses pengambilan (*uptake*) radionuklida oleh sedimen, termasuk di dalamnya pemodelan dengan satu atau lebih level sedimen pada kompartemen air merupakan suatu pemodelan pada sistem equilibrium dengan koefisien distribusi (K_d) tetap. Masalah yang timbul dengan adanya radionuklida jenis partikel reaktif (Pu dan Am) memerlukan model tersendiri yang mempertimbangkan material partikel suspensi (Holcombe et al 1998, Nouredine et al 2000) . Dengan begitu pengembangan model harus lebih realistis mengacu pada setiap proses yang terjadi di lingkungan, proses *uptake* radionuklida oleh partikel dan proses perpindahan sedimen.

Untuk mengetahui tiap parameter yang berpengaruh dalam pemodelan, khususnya pada penggabungan beberapa proses menjadi suatu koefisien empiris tunggal diperlukan pengembangan dan pemahaman mendasar mengenai ilmu fisika, termasuk didalamnya pemahaman mengenai proses hidrodinamik dua atau tiga dimensi dari *tidal flows* dan *wind flows*. Dimana *wind-wave model* memberikan gambaran perilaku partikel suspensi dan sedimen serta model transpor fisik untuk mensimulasikan pergerakan radionuklida terlarut dan yang terikat pada partikel.

Dibandingkan dengan persamaan pada transpor difusi untuk lepasan radioaktif di udara, model untuk lepasan radionuklida di perairan lebih kompleks dan bergantung pada masukan data dan kemampuan komputasi. Pada prakteknya semakin kompleks penggunaan parameter pengujian maka model yang dihasilkan akan semakin realistis dan dapat digunakan untuk mensimulasikan perilaku radionuklida pada waktu tertentu di area lokal

Universitas Indonesia

sampai ke area regional dan akhirnya dapat diaplikasikan ke skala yang lebih besar. Contoh terkini aplikasi differensial lepasan radionuklida adalah dari buangan limbah padat di perairan Arctic (IAEA, 2001).

Penggunaan model sirkulasi hidrodinamik untuk mensimulasikan perilaku lepasan dapat menggunakan data angin untuk kebutuhan model; memperkirakan perilaku pada lepasan yang berikutnya seperti pada pemodelan tranpor difusi di atmosfer. Data yang berkelanjutan dari pengolahan melalui model secara statistik dapat mewakili keadaan yang sebenarnya di lapangan. Prediksi melalui model dapat dilakukan dengan teknik probabilistik. Model dari dispersi radionuklida di perairan pesisir telah disesuaikan dengan data non-radioaktif, seperti salinitas, atau dengan data salah satu radionuklida seperti ^{137}Cs dan $^{239+240}\text{Pu}$ untuk diaplikasikan pada radionuklida yang lain (Hong et al, 2004). Perbandingan dari hasil pemodelan terhadap observasi lingkungan yang relevan mengenai distribusi radionuklida mampu dijadikan kesepakatan global.

2.3 Radionuklida di Bumi

Secara garis besar di bumi terdapat radionuklida alam dan radionuklida buatan. Radionuklida alam dapat dibagi menjadi radionuklida primordial, radiasi kosmik, dan radionuklida yang muncul akibat interaksi radiasi kosmik dengan unsur di udara (disebut radionuklida kosmogenik). Di pihak lain, radionuklida buatan terdiri dari berbagai radionuklida, terutama radionuklida yang diakibatkan oleh pengoperasian pembangkit listrik tenaga nuklir dan percobaan nuklir. Kuantitas radionuklida primordial dinyatakan dengan kelimpahannya. Satuan untuk radionuklida buatan yang terjadi pada tiap tahapan proses daur bahan bakar nuklir dinyatakan dengan tingkat lepasan per satu satuan listrik yang dibangkitkan, sedangkan satuan untuk Sr-90 akibat percobaan nuklir dinyatakan dalam jumlah yang jatuh dan terdeposisi di permukaan bumi tiap tahun.

Deret	Nuklida	Nama Historis	Waktu Paro	Radiasi	Deret	Nuklida	Nama Historis	Waktu Paro	Radiasi
Uranium	$^{238}_{92}\text{U}$	Uranium I	$4.51 \times 10^9\text{y}$	α	Actinium	$^{220}_{86}\text{Rn}$	Emanation Thoron(Tn)	55s	α, γ
	$^{234}_{90}\text{Th}$	Uranium X ₁	24.1d	β^-, γ		$^{216}_{84}\text{Po}$	Thorium A	0.15s	α
	$^{234m}_{91}\text{Pa}$	Uranium X ₂	1.17min	β^-, γ		$^{212}_{82}\text{Pb}$	Thorium B	10.64h	β^-, γ
	$^{234}_{91}\text{Pa}$	Uranium Z	6.75h	β^-, γ		$^{212}_{83}\text{Bi}$	Thorium C	60.6min	α, β^-, γ
	$^{234}_{92}\text{U}$	Uranium II	$24.7 \times 10^6\text{y}$	α, γ		$^{212}_{84}\text{Po}$	Thorium C'	304ns	α
	$^{230}_{90}\text{Th}$	Ionium	$8.0 \times 10^4\text{y}$	α, γ		$^{208}_{81}\text{Tl}$	Thorium C''	3.10min	β^-, γ
	$^{226}_{88}\text{Ra}$	Radium	1602y	α, γ		$^{208}_{82}\text{Pb}$	Thorium D	Stable	
	$^{222}_{86}\text{Rn}$	Emanation Radon(Ru)	3.823d	α, γ		$^{238}_{92}\text{U}$	Actinium U	$7.038 \times 10^8\text{y}$	α, γ
	$^{218}_{84}\text{Po}$	Radium A	3.05min	α, β^-		$^{231}_{90}\text{Th}$	Uranium Y	25.52h	$\beta^-, (\gamma)$
	$^{218}_{82}\text{Pb}$	Radium B	26.8min	β^-, γ		$^{231}_{91}\text{Pa}$		$3.28 \times 10^4\text{y}$	α, γ
	$^{218}_{85}\text{At}$	Astatine	$\sim 2\text{s}$	α		$^{227}_{89}\text{Ac}$		21.773y	α, β^-
	$^{214}_{83}\text{Bi}$	Radium C	19.7min	α, β^-, γ		$^{227}_{90}\text{Th}$	Rad ActiniumI	18.718d	α, γ
	$^{214}_{84}\text{Po}$	Radium C'	164 μs	α, γ		$^{223}_{87}\text{Fr}$	Actinium K	21.8m	α, β^-
	$^{214}_{81}\text{Tl}$	Radium C''	1.3min	β^-, γ		$^{223}_{88}\text{Ra}$	Actinium X	11.435d	α, γ
	$^{210}_{82}\text{Pb}$	Radium D	21y	β^-, γ		$^{219}_{85}\text{At}$		0.9m	α, β^-
	$^{210}_{83}\text{Bi}$	Radium E	5.01d	β^-		$^{219}_{86}\text{Rn}$	Actinon	3.96s	α, γ
	$^{210}_{84}\text{Po}$	Radium F	138.4d	α		$^{215}_{83}\text{Bi}$		7m	β^-
	$^{210}_{81}\text{Tl}$	Radium E''	4.19min	β^-		$^{215}_{84}\text{Po}$	Actinium A	1.78ms	α, γ
$^{206}_{82}\text{Pb}$	Radium G	Stable		$^{211}_{83}\text{Bi}$	Actinium B	36.1m	β^-, γ		
Thorium	$^{232}_{90}\text{Th}$	Thorium	$1.41 \times 10^{10}\text{y}$	α	$^{215}_{85}\text{At}$		0.10ms	α	
	$^{228}_{88}\text{Ra}$	Mesothorium I	5.8y	β^-	$^{211}_{84}\text{Po}$	Actinium C	2.15m	α, γ	
	$^{228}_{89}\text{Ac}$	Mesothorium II	6.13h	β^-, γ	$^{211}_{81}\text{Tl}$	Actinium C''	4.77m	$\beta^-, (\gamma)$	
	$^{228}_{90}\text{Th}$	Radiothorium	1.910y	α, γ	$^{211}_{82}\text{Pb}$	Actinium C'	0.516s	α, γ	
	$^{224}_{88}\text{Ra}$	Thorium X	3.64d	α, γ	$^{207}_{82}\text{Pb}$	Actinium D	Stable		

Gambar 3. Deret Peluruhan Radionuklida (Djarot, 2003)

2.3.1 Radionuklida Alam

- (1) Radionuklida primordial: Radionuklida ini ada sejak terbentuknya alam semesta, dan terdiri dari radionuklida deret uranium dengan induk uranium ($U-238$) dan ujung akhir nuklida stabil timbal ($Pb-206$), radionuklida deret Thorium dengan induk Thorium ($Th-232$) dan ujung akhir nuklida stabil timbal ($Pb-208$). Gambar 3. menunjukkan deret peluruhan, waktu paro dan jenis radiasi yang dipancarkan oleh masing-masing radionuklida. Karena uranium alam terdiri dari $U-238$ dan $U-235$ (dengan kelimpahan, berturut-turut, sekitar 99,3% dan 0,7%) maka di bumi terbentuk radionuklida dari kedua deret ini. Selain itu dalam radionuklida alam terdapat $K-40$ yang tidak membentuk deret.
- (2) Radionuklida kosmogenik: Dari reaksi antara radiasi kosmik dengan inti atom utama di lapisan atmosfer rendah seperti N, O dan Ar dihasilkan sekitar 20 radionuklida. Jumlah radionuklida yang terbentuk berbeda-beda, bergantung pada intensitas radiasi kosmik dan konsentrasi inti yang bereaksi dengan radiasi kosmik di atmosfer. Jika dilihat dalam rentang waktu yang panjang maka jumlah radionuklida yang dihasilkan akan seimbang dengan jumlah yang meluruh. Oleh karena itu kelimpahannya di alam hampir konstan.

2.3.2 Radionuklida buatan

Radionuklida buatan dihasilkan dari pemanfaatan energi nuklir untuk tujuan damai maupun militer. Di bawah ini akan dibahas jumlah radionuklida akibat pembangkitan listrik tenaga nuklir maupun percobaan nuklir.

2.3.2.1 Radionuklida dari pembangkitan listrik tenaga nuklir

Industri yang berkaitan dengan pembangkitan listrik tenaga nuklir terdiri dari penambangan uranium, pengolahan menjadi bahan bakar, fabrikasi bahan bakar, pembangkitan listrik dalam reaktor, penyimpanan dan pengolahan ulang bahan bakar bekas dan penyimpanan limbah radioaktif. Dari setiap tahapan daur bahan bakar tersebut akan dihasilkan bahan radioaktif, dengan jenis dan jumlah yang berbeda-beda. Berikut ini

Universitas Indonesia

adalah bahan-bahan radioaktif yang dihasilkan dari daur tersebut berdasarkan laporan PBB tahun 1988.

- a. Produksi listrik dari PLTN. Daya listrik yang dibangkitkan oleh PLTN di seluruh dunia pada tahun 1989 adalah 189 GWa ($1,66 \times 10^{12}$ kWh; GWa=GW tahun).
- b. Penambangan Uranium. Pada proses penambangan uranium, gas Radon-222 terlepas ke udara. Dari bahan yang mengandung 1% uranium, jumlah gas radon yang terlepas diperkirakan sebesar 1 GBq/ton. Dari bahan dengan konsentrasi U-238 0,2% di Amerika Serikat, maka akan dipancarkan sekitar 20 TBq/Gwa. Dari bahan sisa pada penambangan uranium dengan kapasitas 2000 ton/hari, dipancarkan Rn-222 kira-kira 1 - 7 TBq; U-238 1 - 4GBq; Th-230, Ra-226, Pb-210 masing-masing sekitar 0,2 - 26 Bq.
- c. Fabrikasi Bahan Bakar Uranium diperkaya yang diolah dari uranium alam diubah menjadi uranium oksida, uranium flourida atau yang lain, kemudian dibuat menjadi bahan bakar sesudah mengalami pengayaan U-235.
- d. Operasi Reaktor Nuklir Pada pengoperasian reaktor nuklir dihasilkan banyak radionuklida hasil belah akibat proses fisi. Ada juga radionuklida lain yang dihasilkan akibat reaksi neutron dengan bahan struktur reaktor, bahan kelongsong bahan bakar, dan pengotor dalam pendingin reaktor. Beberapa radionuklida dapat terlepas ke lingkungan. Radionuklida yang terlepas ke udara adalah gas mulia hasil belah (krypton, xenon), gas yang teraktivasi oleh neutron (C-14, N-16, S-35, Ar-41), tritium, yodium, dan lain-lain. Yang terlepas ke lingkungan air adalah tritium, bahan hasil belah atau bahan korosi yang teraktivasi.
- e. Penanganan limbah radioaktif padat tingkat rendah-menengah Limbah tingkat menengah (*Intermediate Level Waste/ILW*) hasil pemrosesan air pendingin atau air kolam penyimpanan bahan bakar dipadatkan dan dipadatkan dengan semen atau yang lain. Bahan proteksi yang digunakan di daerah pengendalian radiasi menjadi limbah padat tingkat

Universitas Indonesia

rendah (*Low Level waste/ LLW*). Limbah padat ini dikubur (penyimpanan dangkal), sebagian dibuang di Atlantik Timur Laut pada tahun 1949-1982.

2.3.2.2 Radionuklida dari percobaan nuklir

Percobaan nuklir pada tahun 1945-1980 dilakukan di udara, setelah itu hampir semuanya dilakukan di bawah tanah. Percobaan di udara dilakukan sebanyak 423 kali; Amerika Serikat melakukan 193 kali pada tahun 1945-1962, bekas Uni-Soviet sebanyak 142 kali pada tahun 1949-1962, Inggris sebanyak 21 kali pada tahun 1952-1953. Perancis 45 kali pada tahun 1960-1974, China 22 kali pada tahun 1964-1980. Salah satu radionuklida yang dihasilkan adalah Sr-90 (umur paro 28,6 tahun) dan Cs-137 (umur paro 30,2 tahun). Jumlah jatuhnya Sr-90 mencapai puncak pada tahun 1963, dan sesudah itu semakin berkurang. Bahan lepasan lainnya menunjukkan kecenderungan yang sama. Dosis radiasi yang diakibatkan oleh percobaan nuklir yang diterima manusia di belahan bumi utara relatif lebih besar karena lebih banyak percobaan nuklir dilakukan di kawasan tersebut.

2.3.3 Dosis yang diterima manusia

Seperti telah disebutkan sebelumnya terdapat berbagai radionuklida di alam ini, dan manusia terpapar radiasi dari radionuklida tersebut.

Tabel 1. menunjukkan dosis efektif dari radionuklida alam. Dosis rata-rata yang diterima dari radiasi alam adalah 2,4 mSv/tahun, 0,36 mSv/tahun berasal dari radiasi kosmik, 0,41 mSv/tahun dari bumi (primordial), 1,60 mSv/tahun dari radionuklida yang ada dalam tubuh (0,18 mSv/tahun dari K-40; 1,10 mSv/tahun dari Rn-222; 0,12 mSv/tahun dari Pb-210; 0,16 mSv/tahun dari Rn-220, dari U-238 dan Th-232, 0,04mSv/tahun). Sebagai perbandingan, dosis efektif perorangan penumpang atau awak pesawat udara komersial setahun rata-rata sebesar 2,5 mSv.

Tabel 1. Dosis Efektif Radionuklida Alam (Djarot, 2003)

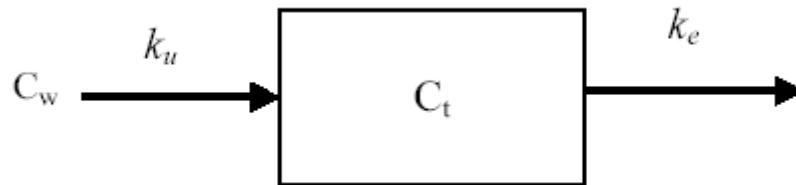
Sumber/Kegiatan	Dosis personal tahunan saat ini		Dosis kolektif	
	Rata-rata per orang (penduduk dunia)	Nilai konservatif (per orang)	1 juta orang-Sv	Jumlah tahun ekuivalen dengan background
Tahunan			Per kegiatan tahunan	
Background alam	2,4	1 – 5	11	1
Radiasi kedokteran	0,4 – 1	0,1 – 10	2 – 5	0,2 – 0,5
Radiasi okupasional	0,002	0,5 – 5	0,01	0,001
PLTN	0,0002	0,001 – 0,1	0,001 (0,03)*	0,0001 (0,004)*
1 kali			Seluruh kegiatan	
Total percobaan bom nuklir	0,01	0,01	5 (26)*	0,5 (2,4)*
Kecelakaan nuklir			0,6	

*Dosis kolektif jangka panjang untuk radon, C-14 dari PLTN dan C-14 dari percobaan bom nuklir dinyatakan dalam ()

2.4 Proses Bioakumulasi

Pengambilan dan retensi pencemar oleh makhluk hidup mengakibatkan peningkatan kepekatan yang dapat memiliki pengaruh yang merusak. Proses ini dapat terjadi oleh penyerapan langsung dari lingkungan sekeliling atau oleh penyerapan suatu pencemar melalui jalur makanan. Bioakumulasi dalam suatu organisme laut adalah langkah pertama sebelum organisme tersebut menunjukkan responsnya terhadap pencemar/kontaminan dalam siklus geokimia (Fisher 2002). Proses bioakumulasi secara umum merupakan selisih antara laju pengambilan (*uptake*) dari lingkungan kedalam tubuh biota dan laju pelepasan (*depuration*) kontaminan dari tubuh ke lingkungan. Hanya ada beberapa teori yang berusaha untuk menerangkan proses pengambilan (*uptake*) dan pelepasan (*depuration*) pencemar yang persisten (tahan lama) dalam makhluk hidup. Oleh karena itu, model kompartemental seperti yang diterapkan dalam farmakokinetika, merupakan suatu pendekatan yang berguna. Dalam model ini, sebuah kompartemen dirumuskan sebagai sejumlah pencemar yang mempunyai keseragaman

kinetika perubahan bentuk dan pengangkutan, serta yang kinetiknya lepas dari kompartemen lainnya.



Gambar 4. Model kompartemen tunggal

Pada model kompartemen tunggal, proses bioakumulasi dilihat sebagai suatu keseimbangan antara dua proses kinetika, yaitu pengambilan (*uptake*) dan pelepasan (*depuration*). Mekanisme model kompartemen tunggal dapat dilihat pada Gambar 4 (Conell, et al, 1992).

Laju perubahan konsentrasi pencemar dalam makhluk hidup direpresentasikan pada persamaan (1)

$$\frac{dC_t}{dt} = k_u C_w - k_e C_t \quad (1)$$

dimana C_t adalah konsentrasi pencemar dalam organisme pada waktu t , C_w adalah konsentrasi pencemar dalam lingkungan sekeliling, k_u adalah konstanta pengambilan (hari^{-1}), k_e adalah konstanta pelepasan (hari^{-1}) dan t adalah waktu (hari). Integrasi dari persamaan (1), dari suatu C_t awal = 0 dan $t = 0$, maka konsentrasi C_t pada waktu t adalah:

$$C_t = \frac{k_u}{k_e} C_w \left(1 - e^{-k_e t}\right) \quad (2)$$

Pada saat konsentrasi dalam biotik mendekati keadaan tunak (*steady state*) maka proses pengambilan dan depurasi akan berada dalam keadaan setimbang.

$$\frac{dC_t}{dt} = k_u C_w - k_e C_t = 0 \quad (3)$$

dan

$$k_u C_w = k_e C_t \quad (4)$$

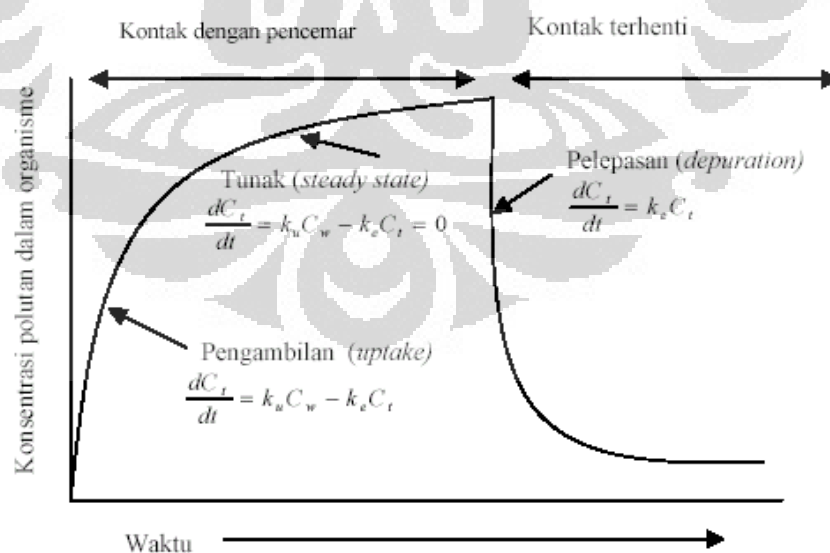
Jika kontak terhadap pencemar diakhiri, maka pengambilan berhenti dan $k_u C_w = 0$, sehingga untuk proses pelepasan pencemar dapat ditunjukkan pada persamaan (5)

$$\frac{dC_t}{dt} = -k_e C_t \quad (5)$$

Pengambilan (*uptake*) dan pelepasan (*depuration*) pencemar pada proses bioakumulasi ditunjukkan oleh Gambar 5. Waktu paro biologis ($t_{1/2b}$) pencemar dan faktor bioakumulasi (FB) di dalam makhluk hidup dapat ditentukan menggunakan persamaan (6) dan (7)

$$t_{1/2b} = \frac{0,693}{k_e} \quad (6)$$

$$FB = \frac{k_u}{k_e} \quad (7)$$



Gambar 5. Skenario pengambilan pencemar pada proses bioakumulasi model kompartemen tunggal (Fisher, 2002)

2.5 Teknik Nuklir Untuk Mempelajari Mekanisme Bioakumulasi

Kebanyakan kasus program pemantauan lingkungan pesisir tidak dirancang secara primer guna melihat perbedaan pola kontaminan dalam lingkungan. Untuk itu dibutuhkan percobaan dan observasi mendalam untuk memahami proses bioakumulasi secara komprehensif. Pengendalian eksperimen merupakan faktor dan pendekatan utama untuk mempelajari hubungan sebab akibat dan selalu menyederhanakan kondisi lingkungan. Beberapa aspek yang telah dipelajari untuk monitoring waktu lama dan telah dikarakterisasi adalah sebagai berikut (Fisher, 2002):

1. Keragaman *input* pencemar,
2. Keragaman aspek-aspek penting dari organisme yang mempengaruhi proses bioakumulasi seperti: sintesis protein, aktivitas enzimatik, siklus reproduksi dan dinamika musim dan perubahan yang diaplikasikan dalam rancangan percobaan bioakumulasi.
3. Hubungan antara bioakumulasi dan efek biologis sepanjang gradien konsentrasi dengan enzimatik, biomarker, fertilisasi dan dinamika populasi.
4. Pengukuran *flux* dalam situasi yang rumit dipelajari oleh fenomena lapangan yang diusulkan seperti perpindahan *fecal* dari organisme ke sedimen atau ke kolom air dan sebagainya.

Berpijak dari keempat kriteria tersebut maka aplikasi teknik nuklir merupakan jawaban untuk memperoleh kondisi eksperimen yang dapat disesuaikan dengan lingkungan yang sebenarnya. Radioisotop telah digunakan secara luas untuk mempelajari akumulasi pencemar dalam organisme laut. Studi bioakumulasi menggunakan perunut radioaktif mempunyai keuntungan antara lain: mudah dalam hal pengukuran dan menghasilkan data yang presisi dan akurasi, dapat digunakan untuk konsentrasi yang sangat rendah di mana konsentrasinya dapat diatur mendekati kondisi realistik terhadap lingkungan.

Eksperimen menggunakan perunut radioaktif untuk mempelajari proses bioakumulasi dilakukan dalam sistem tertutup dan dikenal dengan istilah *aquaria experiment*. Rangkaian eksperimen dimulai dengan

mengumpulkan biota laut, aklimatisasi, dan pemberian *radiotracer*. Beberapa contoh perunut yang dapat digunakan untuk percobaan bioakumulasi antara lain:

- (a) Radioisotop ^{109}Cd untuk mempelajari proses bioakumulasi kadmium
- (b) Radioisotop ^{210}Pb untuk mempelajari proses bioakumulasi timbal
- (c) Radioisotop ^{203}Hg untuk mempelajari proses bioakumulasi merkuri

Pengamatan pengambilan (*uptake*) kontaminan dilakukan dengan cara menganalisis kandungan radionuklida yang digunakan sebagai perunut radioaktif dalam periode tertentu dan dikonversikan dalam parameter biokinetik seperti terlihat dalam persamaan (8).

$$FK = \frac{\text{Konsentrasitracer}(Bq) / \text{gramorganisme}}{\text{Konsentrasitracer}(Bq) / \text{gramair}} \quad (8)$$

di mana *FK* adalah faktor konsentrasi. Selanjutnya ditentukan nilai *FK* pada keadaan setimbang pada periode tertentu merepresentasikan laju pengambilan kontaminan sama dengan laju ekresi kontaminan dalam organisme laut tersebut. Setelah diperoleh keadaan setimbang dilakukan penghentian pajanan perunut radioaktif dalam organisme laut yang digunakan sebagai hewan percobaan. Tahapan percobaan selanjutnya adalah memindahkan hewan percobaan dalam air bebas kontaminan dalam kondisi mengalir. Hal ini dilakukan untuk memperoleh laju pelepasan (*depuration*) kontaminan dalam organisme laut.

Mekanisme total akumulasi kontaminan dalam organisme laut melalui fase air dapat diekspresikan dalam persamaan (9) sampai dengan (13).

$$\frac{dC_t}{dt} = I - k_e C_t \quad (9)$$

$$I = k_u \cdot C_{ss} \quad (10)$$

$$C_{ss} = \frac{I}{t} \quad (11)$$

$$\frac{dC_t}{dt} = k_u C_{ss} - k_e C_t \quad (12)$$

$$k_e = \frac{\ln 2}{t_{1/2b}} = \frac{0,693}{t_{1/2b}} \quad (13)$$

Sebagai penyederhanaan persamaan (1) sampai dengan (13) digunakan model *linier* dan saturasi yang menjelaskan hubungan antara lama pajanan kontaminan dengan konsentrasi perunut yang digunakan dalam eksperimen. Hubungan tersebut direpresentasikan pada persamaan (14) sampai dengan (18)

a. Proses pengambilan pencemar oleh organisme

$$FK_{ss} = \frac{C_{ss}}{C_w} \quad (14)$$

$$FK_t = k_u \cdot t \quad (15)$$

$$C_t = k_u t \quad (16)$$

k_u = nilai *slope* dari Faktor konsentrasi (*FK*) terhadap waktu (*t*) (17)

$$FK_t = FK_{ss} (1 - e^{-k_e \cdot t}) \quad (18)$$

$$C_t = C_{ss} (1 - e^{-k_e \cdot t}) \quad (19)$$

di mana persamaan (15) dan (16) adalah model *linier* dan persamaan (18) dan (19) adalah model saturasi.

b. Proses pelepasan

$$A_t = A_o e^{-k_e \cdot t} \quad (20)$$

$$t_{1/2b} = \frac{0,693}{k_e} \quad (21)$$

$$FB = \frac{k_u}{k_e} \quad (22)$$

$k_e = slope$ konsentrasi (C_t) terhadap waktu (t)/bobot organisme (23)

di mana C_t adalah konsentrasi pada t pengamatan (Bq/g), C_{ss} adalah konsentrasi pada kondisi setimbang (Bq/g), I adalah laju pengambilan kontaminan, $t_{1/2b}$ adalah waktu tinggal kontaminan dalam organisme laut, A_t adalah persentase kontaminan yang terikat dalam organisme pada proses depurasi (%) dan A_o adalah total kontaminan yang terakumulasi setelah proses pengambilan (*uptake*).

Keunggulan penggunaan teknik nuklir dalam mempelajari proses bioakumulasi adalah sebagai berikut:

- Jumlah biota yang digunakan lebih sedikit dibandingkan dengan teknik konvensional. Hal ini karena analisis kontaminan dalam tubuh biota dilakukan tanpa melibatkan proses destruksi sehingga biota dapat dipertahankan hidup selama proses percobaan.
- Data yang diperoleh lebih akurat karena menggunakan kontaminan dalam jumlah yang sangat kecil.

2.6 Konsep Dasar Gamma Spektrometri

Spektrometer gamma bekerja berdasarkan berbagai interaksi radiasi gamma (energi foton) dengan bahan detektor. Interaksi yang paling umum dibicarakan pada proses ini dikenal dengan efek fotolistrik, efek compton, dan produksi pasangan (*pair production*)

1. Efek foto listrik

Efek fotolistrik terjadi saat radiasi elektromagnetik atau foton memberikan seluruh energinya untuk berinteraksi dengan elektron pada orbital tertentu suatu absorber atom (bahan detektor). Jika energi foton yang terlibat lebih besar dari energi ikatan elektron, maka elektron akan terionisasi menghasilkan pasangan ion. Foton itu sendiri akan hilang sedangkan elektron yang tereksitasi (fotoelektron) akan menjalani proses

ionisasi selanjutnya bersama atom lain. Peristiwa fotolistrik kemungkinan besar terjadi pada radiasi gamma energi rendah atau pada atom dengan nomor massa Z yang besar. Oleh karena itu detektor yang digunakan pada spektrometer gamma tersusun atas atom dengan nomor massa tinggi seperti I dalam NaI Scintillator atau Ge pada detektor semikonduktor.

2. Efek Compton

Efek Compton berlangsung pada energi intermediet suatu radiasi gamma. Proses ini menggambarkan interaksi antara radiasi elektromagnetik (foton) dengan elektron pada kristal bahan detektor yang menyebabkan arah foton dibelokkan sebesar θ (teta) dari arah aslinya. Foton yang dihasilkan memiliki energi yang lebih rendah dari foton asal. Selanjutnya, foton baru akan bertemu dengan elektron lain dengan cara yang sama sampai energinya habis. Selain dihasilkan foton baru interaksi ini juga menghasilkan pasangan ion dan elektron bebas. Elektron dari proses tersebut akan menjalani proses ionisasi sekunder atau efek fotolistrik.

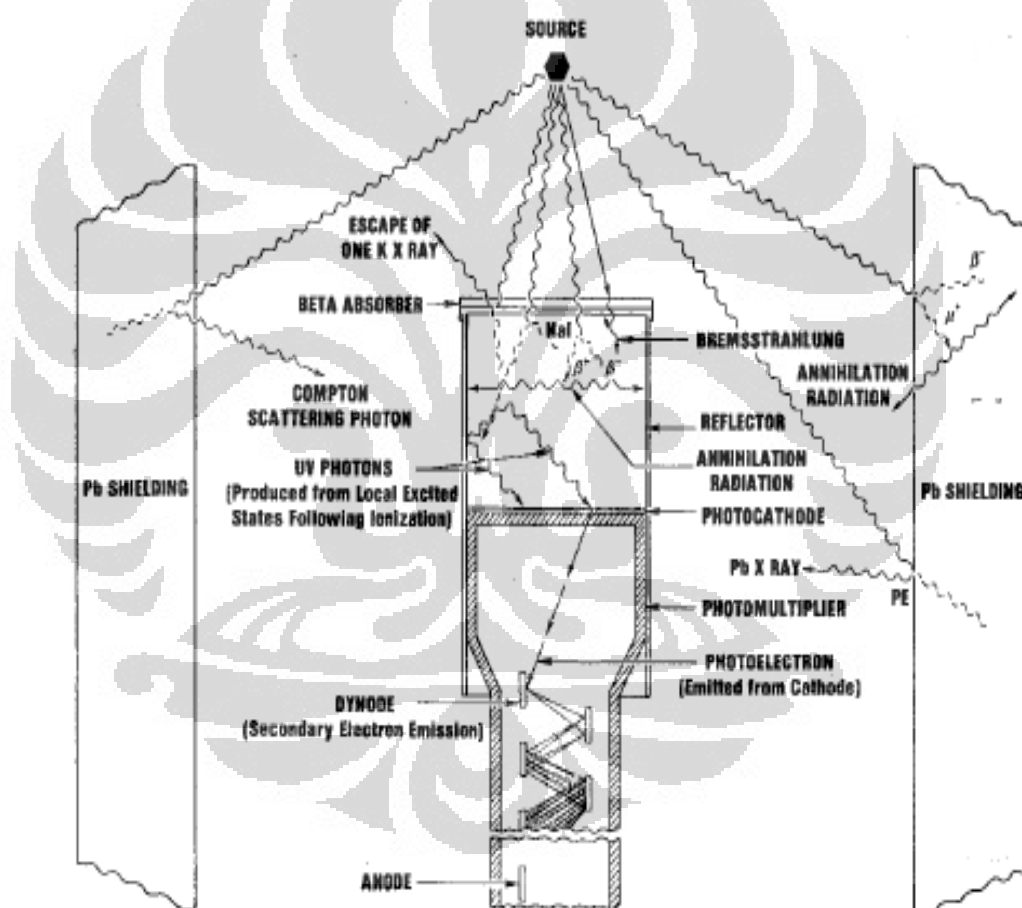
3. Produksi Pasangan

Produksi pasangan dihasilkan gamma foton berenergi tinggi ($\geq 1,02$ MeV). Dalam mekanisme ini foton yang melewati daerah inti suatu atom akan terkonversi membentuk pasangan partikel bermuatan positif dan negatif (positron dan elektron) yang masing-masing energinya setengah dari energi asalnya (0,51 MeV). Foton dengan energi di atas 1,02 MeV akan memberikan kelebihan energinya pada partikel sebagai energi kinetik. Selanjutnya, elektron akan berinteraksi dengan atom sekitar menjalani proses ionisasi sekunder sedangkan positron akan berinteraksi dengan elektron bebas menjalani proses annihilasi (kebalikan produksi pasangan). Interaksi radiasi dengan detektor gamma ditunjukkan pada gambar 5.

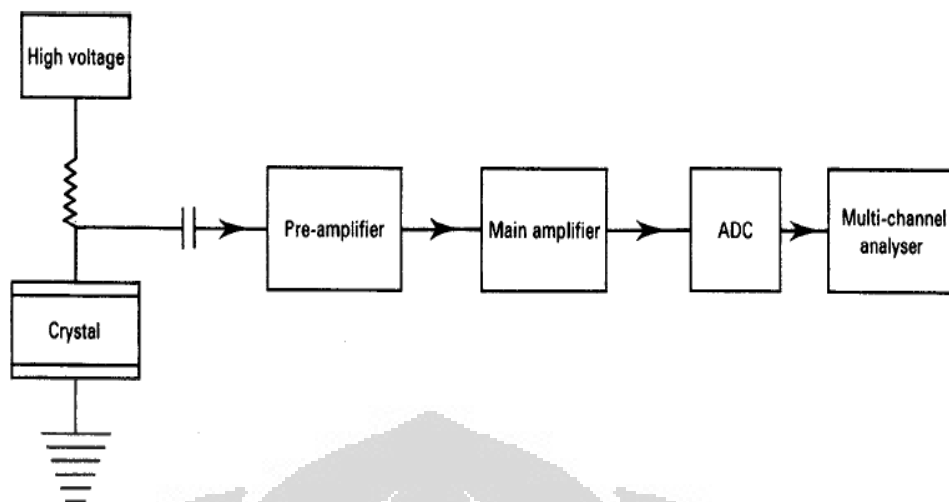
Secara umum ketiga interaksi di atas menyebabkan elektron-elektron atom bahan detektor terpental keluar sehingga berada dalam keadaan tereksitasi (*excited state*). Elektron yang tereksitasi akan kembali ke keadaan dasarnya (*ground state*) dengan memancarkan cahaya. Cahaya

Universitas Indonesia

yang dilepaskan akan diarahkan ke fotokatoda sehingga permukaan foto katoda akan melepaskan elektron yang akan dilipatgandakan oleh dinoda-dinoda yang tersusun di antara fotokatoda dan anoda. Elektron hasil pelipatgandaan inilah yang menjadi pulsa listrik sebagai keluaran detektor. Tenaga elektron yang dilepaskan bergantung pada intensitas sinar gamma yang mengenai detektor. Makin tinggi energi elektron, makin tinggi pula pulsa listrik yang dihasilkannya, sedang makin banyak elektron yang dilepaskan makin banyak pula cacahan pulsanya interaksi radiasi dengan bahan detektor ditunjukkan pada Gambar 6.



Gambar 6. Interaksi radiasi gamma dengan detektor NaI
(<http://physwiki.apps01.yorku.ca>)



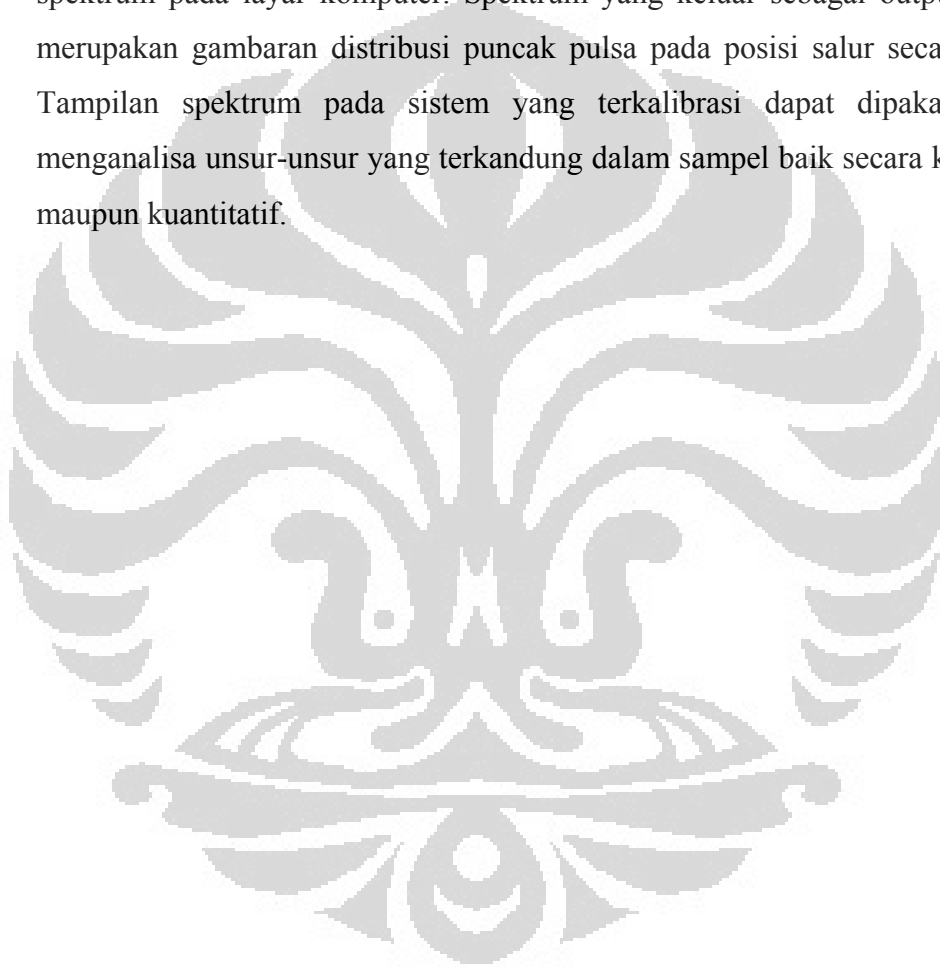
Gambar 7 . Sistem gamma spektrometer (<http://physwiki.apps01.yorku.ca>)

Perkembangan yang pesat telah terjadi pada desain spektrometer gamma. Komputer tidak hanya digunakan untuk masukan dan menyimpan data tetapi juga dituntut untuk mampu mengolah data menggunakan program perangkat lunak yang kompleks. Gambar 7. merupakan skema sistem gamma spektrometer yang tersusun atas detektor, *pre-amplifier*, *main-amplifier*, ADC dan MCA. (Sutton, 1993)

Detektor sebagai salah satu bagian penyusun sistem spektrometer gamma tidak hanya menyerap hamburan yang berasal dari sampel tetapi juga yang berasal dari lingkungan (*background radiation*) berupa radiasi kosmik dan terrestrial. Hamburan yang dikontribusikan oleh lingkungan harus diminimalkan dengan meletakkan detektor dan sampel dalam suatu perisai yang terbuat dari padatan Pb dengan ketebalan tidak kurang dari 5 cm bahkan sampai 10 cm untuk sampel aktivitas rendah. Jika dilakukan analisis terhadap nuklida dengan energi di bawah 100 KeV desain shielding Pb yang digunakan akan sedikit berbeda, Pb harus dilapisi logam cadmium dan atau tembaga. Hal ini dilakukan untuk menghindari terjadinya *X-ray Fluorescence* dan Efek Bremsstrahlung yang berasal dari interaksi foton dan Pb itu sendiri.

Detektor dapat juga diasumsikan sebagai sebuah kapasitor tempat terakumulasinya muatan (elektron). Dengan bantuan *pre-amplifier* muatan-muatan tersebut akan diintegrasikan untuk selanjutnya dipertajam dan

diperkuat membentuk pulsa semi-Gaussian oleh *main-amplifier*. *Pre-amplifier* merupakan salah satu komponen penting dari keseluruhan sistem karena *noise level* dan resolusi energi sangat bergantung pada karakteristik *pre-amplifier*. *Analogue to Digital Converter (ADC)* berfungsi untuk mengkonversi output sinyal analog dari *amplifier* menjadi bentuk digital untuk diproses lebih lanjut pada *spectral analyzer (MCA; Multi Channel Analyser)*. Memori MCA akan mengoleksi data digital sebagai data spektral untuk digambarkan membentuk spektrum pada layar komputer. Spektrum yang keluar sebagai output MCA merupakan gambaran distribusi puncak pulsa pada posisi salur secara acak. Tampilan spektrum pada sistem yang terkalibrasi dapat dipakai untuk menganalisa unsur-unsur yang terkandung dalam sampel baik secara kualitatif maupun kuantitatif.

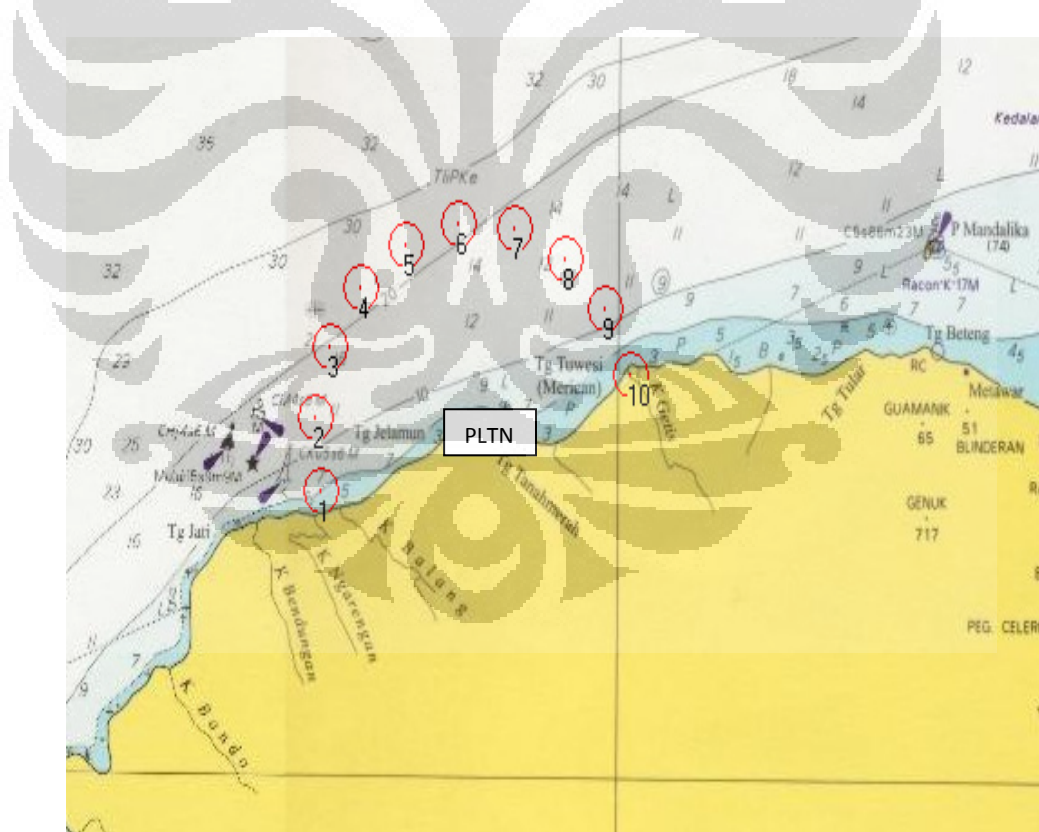


BAB III

METODE PENELITIAN

3.1 Daerah Studi

Daerah Studi dalam penelitian ini adalah perairan pesisir Semenanjung Muria, Kabupaten Jepara, Jawa Tengah. Secara astronomis daerah studi terletak pada koordinat $110^{\circ}43'34''$ BT dan $6^{\circ}27'04''$ LS. Gambar 7. menunjukkan perairan Semenanjung Muria yang menjadi daerah studi dalam penelitian. Daerah penelitian untuk inventarisasi kandungan radionuklida beserta distribusinya terletak di perairan Semenanjung Muria yang berada di jalur Pantai Utara (Pantura) Jawa. Koordinat tempat pengambilan sampel dapat dilihat pada Tabel 2.



Gambar 8. Daerah studi semenanjung muria

Tabel 2. Koordinat lokasi pengambilan sampel

Lokasi Sampling	Koordinat Stasiun	
	Latitude	Longitude
SM 01	6 ⁰ 26,28' LS	110 ⁰ 44,97' BT
SM 02	6 ⁰ 25,34' LS	110 ⁰ 44,88' BT
SM 03	6 ⁰ 24,42' LS	110 ⁰ 45,12' BT
SM 04	6 ⁰ 23,66' LS	110 ⁰ 45,64' BT
SM 05	6 ⁰ 23,11' LS	110 ⁰ 46,40' BT
SM 06	6 ⁰ 22,84' LS	110 ⁰ 47,29' BT
SM 07	6 ⁰ 22,90' LS	110 ⁰ 48,23' BT
SM 08	6 ⁰ 23,29' LS	110 ⁰ 49,09' BT
SM 09	6 ⁰ 23,93' LS	110 ⁰ 49,76' BT
SM 10	6 ⁰ 24,57' LS	110 ⁰ 50,09' BT

Penelitian studi bioakumulasi untuk menentukan berbagai parameter kinetik penyerapan dan pelepasan kontaminan oleh biota dilakukan di Laboratorium Radioekologi Kelautan dan Laboratorium Radiometrik Bidang Radioekologi Kelautan Pusat Teknologi limbah Radioaktif, Badan Tenaga Nuklir Nasional.

3.2 Waktu Pelaksanaan

Penelitian dilaksanakan selama periode bulan Juni 2010 sampai dengan April 2011. Pengambilan sampel lingkungan berupa sedimen, air laut dilakukan pada bulan Juni 2010. Percobaan bioakumulasi dan analisis sampel lingkungan dilakukan pada bulan Januari 2011 sampai dengan April 2011.

3.3 Bahan dan Peralatan Penelitian

Bahan-bahan yang digunakan dalam penelitian ini adalah berbagai macam alat survey lapangan untuk pencuplikan sampel lingkungan dan kontainer sebagai wadah penyimpanan dan tempat melakukan proses percobaan. Perangkat aquaria yang dilengkapi dengan sistem filtrasi, air laut sebagai media percobaan bioakumulasi dan biota *Perna viridis* serta Radiotracer Cs-137 dan Co-60.

Alat yang digunakan untuk pengukuran kandungan radionuklida dalam sampel lingkungan adalah Gamma Spektrometer berdetektor HPGe terhubung dengan high voltage power supply (HVPS Model 3106D), spektroskopi amplifier (model 2022) berserta sistem *Multi Channel Analyzer (MCA)* dan perangkat lunak Genie-2000 sebagai penganalisis spektrum gamma. dan alat ukur yang digunakan untuk percobaan biakumulasi adalah Spektrometer Gamma dengan detektor NaI(Tl) diameter 10 cm tinggi 40 cm produksi Bicron Corp tipe HQ 490 seri 2M2/2 yang terhubung dengan MCA terintegrasi dalam *card ASA 100*.

3.4 Tata Kerja

3.4.1 Pengambilan sampel

Kegiatan pemantauan data radioekologi dilaksanakan dalam dua daerah yaitu sepanjang pantai (muara sungai) dan di laut. Data koordinat seluruh tempat pengambilan sampel lingkungan ditentukan menggunakan personal navigator GPS. Pengambilan cuplikan air dan sedimen dilakukan pada area Semenanjung Muria dengan radius 5 Km dari lokasi dibangunnya PLTN. Cuplikan air laut diambil dari air permukaan di setiap titik pemantauan dengan jumlah 1 liter untuk analisis radionuklida natural non deret uranium maupun thorium dan 100 liter untuk radionuklida antropogenik. Cuplikan air laut ditambahkan HNO₃ pekat hingga pH < 1. Cuplikan sedimen sebanyak 1-2 kg diambil dari zona inter-tidal menggunakan *sediment corer*. Sampel dimasukkan dalam wadah plastik,

Universitas Indonesia

dirapatkan kuat dan diberi label keterangan sampel. Sampel biota yang akan digunakan sebagai bioindikator dalam bioakumulasi diambil dengan variasi ukuran tubuh biota. Sampel dibersihkan dan dimasukkan dalam aquarium plastik dengan sistem aerasi dan filtrasi yang memadai untuk dibawa ke laboratorium akuatik untuk menjalani proses aklimatisasi.

3.4.1 Pengolahan Sampel

Sedimen basah dikeringkan dalam oven bersuhu 80°C untuk menghindari lepasnya radionuklida yang mudah menguap. Sedimen kering selanjutnya dibubuk dan diayak sampai diperoleh partikel berukuran 0,5 µm. Partikel sedimen ditimbang sebanyak 200 gr dan dimasukkan ke dalam wadah plastik dengan geometri yang sesuai dengan standar. Seluruh sampel sedimen dirapatkan dan disimpan selama 40 hari untuk mencapai *secular equilibrium* ^{226}Ra , ^{228}Ra dan beberapa radionuklida anak dalam sampel lingkungan. Setelah 40 hari dapat dilakukan pengukuran aktivitas radionuklida dalam sampel menggunakan gamma spektrometer yang telah terkalibrasi.

Sampel air laut terlebih dahulu disaring dengan filter membran berukuran 0.45µm. Sampel di laboratorium disimpan dalam keadaan dingin (4-12°C). Prekonsentrasi cesium dalam air laut dilakukan menggunakan metode AMP (*ammonium phosphomolibdate*) dimana ^{137}Cs dapat terkopresipitasi dengan *ammonium molibdophosphate* setelah penambahan *Cs carrier*. Sejumlah tertentu HNO_3 pekat dimasukkan ke dalam 40 liter air laut yang telah disaring untuk mendapatkan kondisi pH 1 selanjutnya ditambahkan 1 ml *Cs carrier* 40mg/ml dan 0.5 g AMP/liter air laut dan diaduk dengan motor pengaduk selama 1 jam. Larutan dibiarkan selama satu malam untuk memperoleh endapan Cs-AMP. Setelah satu malam larutan didekantasi dan disentrifuge. Selanjutnya endapan dimasukkan dalam botol 500 mL dan dilakukan pengukuran aktivitas radionuklida dalam sampel menggunakan gamma spektrometer yang telah terkalibrasi.

3.4.2 Analisis Gamma Spektrometri

Analisis gamma spektrometri dilakukan menggunakan sistem komputer yang terintegrasi dengan detektor gamma untuk pengukuran radionuklida secara kualitatif dan kuantitatif. Detektor gamma coaxial HPGe terhubung dengan high voltage power supply (HVPS Model 3106D), spektroskopi amplifier (model 2022) dan perangkat lunak Genie-2000 sebagai penganalisis spektrum gamma. Sebelum digunakan sistem dikalibrasi menggunakan *Certified Reference Material Standart* (IAEA-381, IAEA-368, RGU-1). Kalibrasi yang dilakukan terdiri dari dua tahapan, yaitu kalibrasi energi dan kalibrasi efisiensi. *Certified Reference Material Standart* yang telah diwadahi dalam wadah geometri standar dicounting selama satu malam hingga diperoleh spektrum dengan *peak resolution* yang sempurna, selanjutnya dilakukan kalibrasi energi (energi vs channel) untuk keperluan analisis kualitatif dan kalibrasi efisiensi (efisiensi vs energi) untuk keperluan analisis kuantitatif. Setelah sistem gamma spektrometri terkalibrasi, sampel yang telah diolah sebelumnya dapat diukur aktivitas radionuklida yang terkandung didalamnya dan juga nilai MDL untuk masing-masing radionuklida. Tahapan kalibrasi dan analisis gamma dalam sampel lingkungan dilakukan menggunakan perangkat lunak Genie-2000.

3.4.3 Percobaan bioakumulasi

Aklimatisasi

Aklimatisasi bertujuan untuk menghilangkan stres hewan percobaan dalam kondisi aquarium sehingga dapat digunakan dalam percobaan bioakumulasi. Aklimatisasi untuk kerang dan ikan dilakukan dengan menempatkan masing-masing sebanyak 75 hewan percobaan dalam aquarium terpisah yang dilengkapi dengan sistem penyaringan. Pemberian pakan komersial dilakukan 2 kali sehari. Seluruh proses aklimatisasi dilakukan dengan memelihara hewan percobaan selama 2 minggu tanpa pemberian kontaminan.

Universitas Indonesia

Proses pengambilan Cs dan Co melalui jalur air laut

Setelah menjalani proses aklimatisasi, kerang dan ikan ditempatkan dalam aquarium yang berbeda. Setiap aquarium berukuran 4 liter ditempatkan masing-masing 2 ekor hewan percobaan. Masing-masing aquarium berisi air laut yang telah difiltrasi menggunakan filter 0,2 μm pada pH 8,2 (pH air laut normal) dan ditambahkan kontaminan sehingga mengandung 0,001 mg/l Cs dan ^{137}Cs sebesar 1,475 Bq/l demikian halnya dengan Co. Media air laut tersebut diganti setiap hari untuk mempertahankan konsentrasinya. Pemberian pakan dilakukan dua kali sehari. Secara periodik dianalisis kandungan ^{137}Cs dan ^{60}Co pada seluruh hewan percobaan menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pengambilan kontaminan. Pemberian kontaminan dihentikan ketika konsentrasi ^{137}Cs dan ^{60}Co dalam tubuh hewan percobaan tidak mengalami kenaikan atau berada dalam keadaan tunak (*steady state*). Seluruh hewan percobaan dipindahkan ke media air laut yang tidak mengandung kontaminan untuk menjalani proses depurasi.

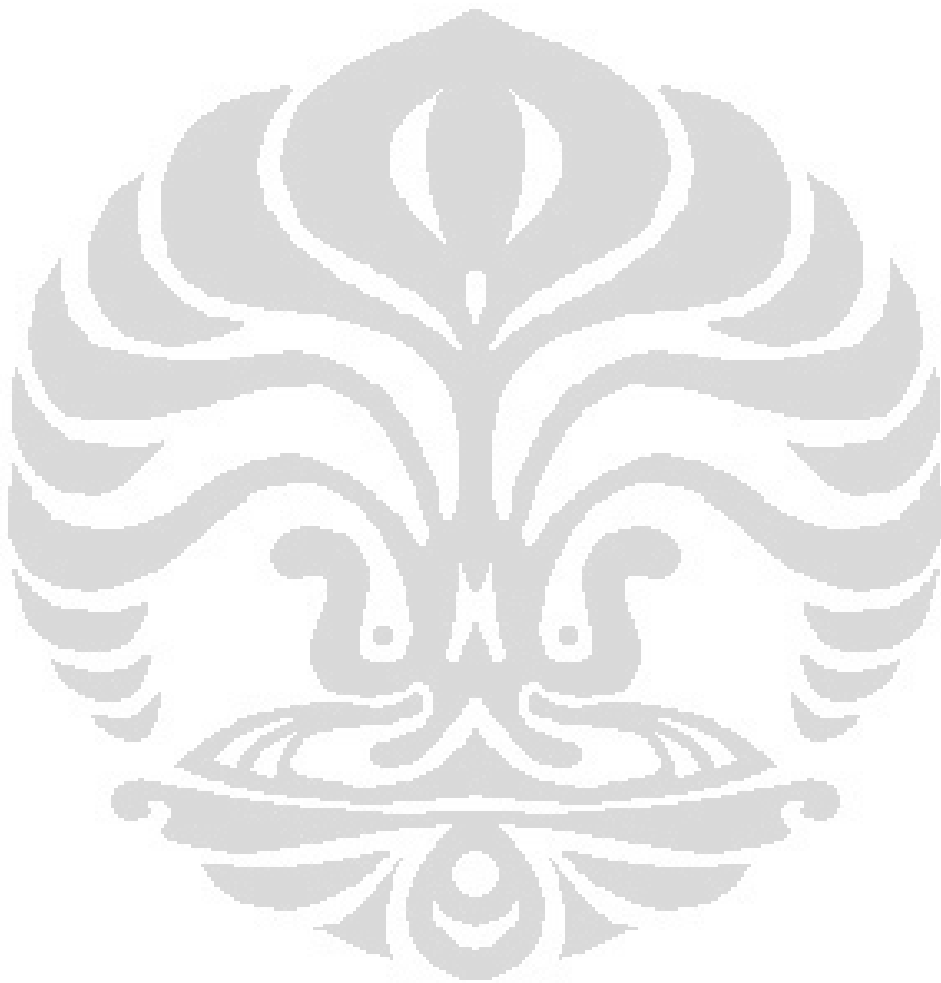
Proses Depurasi

Setelah menjalani proses bioakumulasi, seluruh hewan percobaan yang berasal dari eksperimen bioakumulasi melalui jalur air laut, makanan dan sedimen masing-masing ditempatkan dalam aquarium yang berisi media air laut bebas kontaminan dan dalam kondisi mengalir (debit 50l/jam). Pemberian pakan dilakukan 2 kali sehari. Selama proses depurasi, secara periodik seluruh hewan percobaan dianalisis kandungan ^{137}Cs dan ^{60}Co menggunakan spektrometer gamma untuk memperoleh data pelepasan kontaminan.

Perhitungan biokinetika

Setelah keseluruhan proses dilalui, ditentukan faktor konsentrasi dengan membandingkan aktivitas tracer dalam air laut dengan dalam tubuh

moluska menggunakan persamaan (8). Selain itu juga ditentukan parameter biokinetika lainnya menggunakan persamaan (14) sampai dengan (22)



BAB IV

HASIL DAN PEMBAHASAN

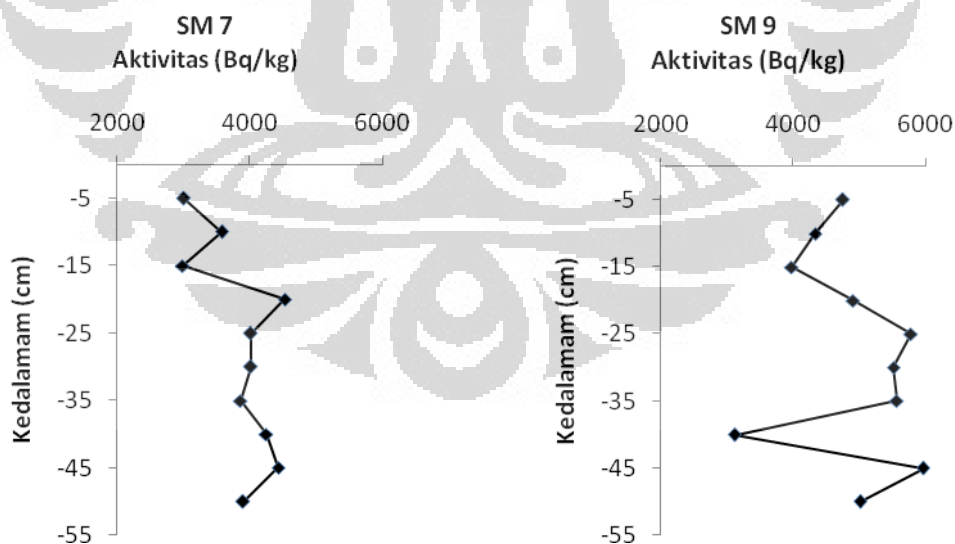
Daerah penelitian Semenanjung Muria secara fisiografis termasuk bagian paparan Pantai Utara Jawa Tengah. Secara administratif Semenanjung Muria termasuk dalam wilayah Kabupaten Jepara, Provinsi Jawa Tengah dimana Laut Jawa menjadi pembatas sebelah Barat dan Utara Semenanjung Muria sedangkan sebelah Timur dan Selatan dibatasi oleh Kabupaten Rembang dan Demak. Pantai Utara Jepara merupakan daerah yang dipilih oleh Pemerintah Pusat melalui Badan Tenaga Nuklir Nasional (BATAN) menjadi lokasi tapak Pembangunan Pembangkit Tenaga Nuklir Muria (PLTN Muria). Hingga saat ini serangkaian evaluasi terhadap calon tapak reaktor terus dilakukan, salah satu diantaranya adalah aspek studi dispersi radionuklida pada berbagai kompartemen lingkungan pesisir seperti yang dipersyaratkan pada Pedoman BAPETEN No. 03/2008 dan IAEA Safety Standard Series No. NS-G-3.2. Cakupan area monitoring lingkungan sekitar PLTN adalah wilayah berjarak 1 – 150 km dari calon tapak PLTN, pada penelitian kali ini penulis melakukan survey di *vicinity area*, yaitu area sampai jarak 5 km dari calon tapak. Lokasi ini menjadi lokasi yang beresiko paling besar terhadap dampak pendirian PLTN.

4.1 Kandungan dan Pola Distribusi Sebaran Radionuklida Alam dan Buatan

Studi radioekologi kelautan meliputi penelitian kandungan radionuklida baik natural dan antropogenik. Pengumpulan data NORM/TENORM diperlukan karena penggunaan pupuk fosfat pada kegiatan pertanian yang intensif dan operasional PLTU di Semenanjung Muria akan merubah data dasar paparan dosis radioaktif di Semenanjung Muria. Hal ini harus dilakukan mengingat jika terjadi peningkatan dosis paparan radiasi akibat kontribusi kegiatan non nuklir, masyarakat awam akan menduga hal tersebut berasal dari kegiatan nuklir. Pengumpulan data radionuklida antropogenik dilakukan mengingat di seluruh dunia termasuk di Semenanjung

Muria mengalami *global fall out* dari kegiatan nuklir dunia. Hal ini mendasari perlunya dilakukan penelitian radioekologi karena sebelum operasional PLTN kompartemen kelautan kawasan Semenanjung Muria juga mengandung radionuklida antropogenik dalam konsentrasi yang sangat kecil. Jika data-data radionuklida antropogenik dalam seluruh kompartemen lingkungan laut Semenanjung Muria diperoleh, maka pada saat operasional PLTN terjadinya peningkatan radionuklida antropogenik atau tidak dapat diketahui.

Ra-226 dan Ra-228 merupakan radionuklida yang mewakili keberadaan radionuklida alam di lingkungan. Aktivitas dan distribusi radionuklida Ra-226 pada berbagai kedalaman sedimen laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria direpresentasikan pada Lampiran 1. Kandungan maksimum dan minimum Ra-226 pada sedimen laut di tiap stasiun ditampilkan pada Tabel 3. Aktivitas Ra-226 tertinggi berada pada stasiun SM 9 dengan aktivitas maksimum sebesar 5971,95 Bq/kg dan aktivitas minimum sebesar 2989,23 Bq/kg pada stasiun SM 7. Berdasarkan rata-rata aktivitas Ra-226 pada setiap stasiun pengamatan diketahui bahwa kandungan radionuklida tersebut relatif seragam satu dengan yang lainnya.



Gambar 9. Profil distribusi Ra-226 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 7 dan SM 9 Semenanjung Muria

Tabel. 3 Rata-rata kandungan aktivitas Ra-226 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria

Stasiun	Aktivitas Ra-226 (Bq/kg)		
	Rata-Rata	Maksimum	Minimum
SM 1	3806,44	4732,29	3220,23
SM 2	4135,74	5027,27	3239,23
SM 3	4573,04	5435,32	3327,74
SM 4	4023,44	4793,52	3029,31
SM 5	3331,47	3721,84	2998,07
SM 6	4825,94	5743,50	3900,41
SM 7	3858,05	4534,21	2989,23
SM 8	4176,95	5295,91	3131,05
SM 9	4894,60	5971,95	3118,18
SM 10	4294,10	5560,44	3155,14

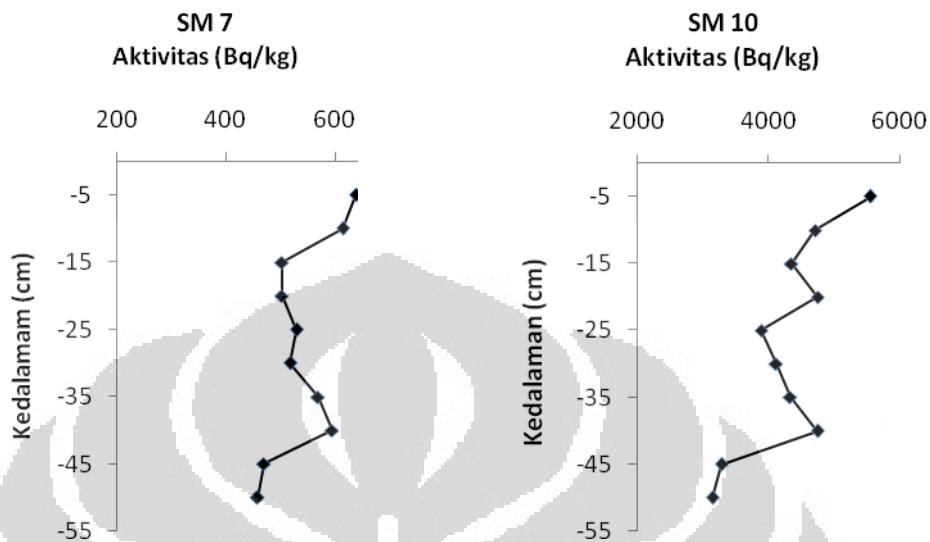
Hal ini menunjukkan bahwa karakter daerah pesisir yang cenderung dinamis mampu memberikan pengaruh terhadap seragamnya nilai kandungan Ra-226. Sifat daerah pesisir yang dikenal memiliki kecenderungan terus berubah karena merupakan daerah perbatasan antara darat dan laut menyebabkan terjadinya proses pencampuran secara alami dan terus menerus. Seperti terlihat pada Lampiran 1, dari kesepuluh stasiun yang diamati terlihat profil kandungan Ra-226 terhadap kedalaman sedimen cenderung konstan dan tidak dapat dikatakan memiliki kecendrungan meningkat atau menurun seiring dengan semakin dalamnya sedimen laut.

Radionuklida Ra-226 merupakan anak luruh dari radionuklida induk U-238 (*Uranium Series*). Mekanisme peluruhan radionuklida tersebut hingga diperoleh unsur stabil berupa Pb-206 diperlihatkan pada lampiran 7.

Profil distribusi kandungan radionuklida Ra-228 di setiap kedalaman pada sepuluh stasiun pengamatan ditunjukkan pada Lampiran 2 dan ringkasan data aktivitas maksimum serta aktivitas minimum Ra-228 ditampilkan pada Tabel 4. Dapat dilihat pada Tabel 2 bahwa aktivitas maksimum dan minimum Ra-228 dari sepuluh stasiun pengamatan berturut-

Universitas Indonesia

turut sebesar 638,27 Bq/kg pada stasiun SM 7 dan 250,15 Bq/kg pada stasiun SM 10.



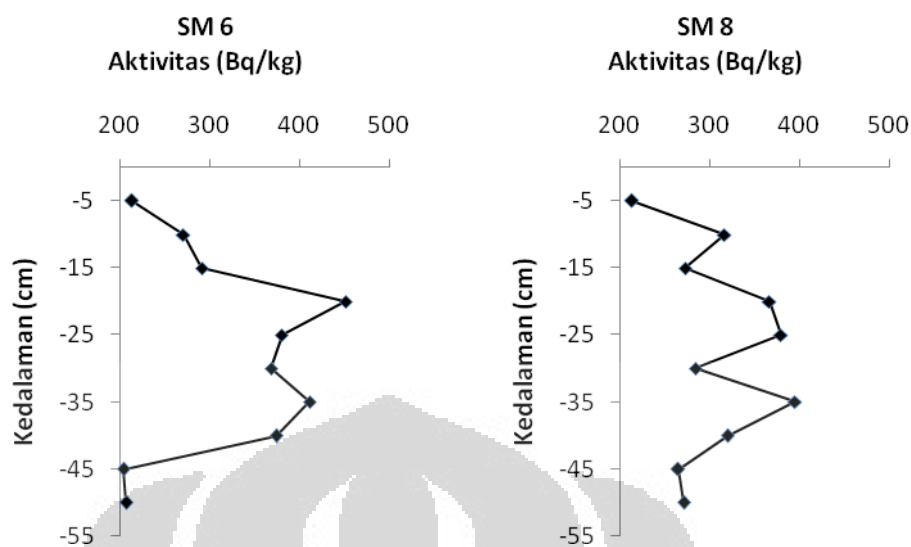
Gambar 10. Profil distribusi Ra-228 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 7 dan SM 10 Semenanjung Muria

Tabel 4. Rata-rata kandungan aktivitas Ra-228 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria

Stasiun	Aktivitas Ra-228 (Bq/kg)		
	Rata-Rata	Maksimum	Minimum
SM 1	357,76	477,83	272,67
SM 2	395,09	485,79	288,72
SM 3	329,40	384,15	266,13
SM 4	458,99	561,61	400,43
SM 5	466,69	611,10	317,79
SM 6	379,00	451,80	311,41
SM 7	539,43	638,27	457,03
SM 8	399,61	493,02	319,19
SM 9	389,11	479,55	320,18
SM 10	314,95	391,24	250,15

Seperti halnya kandungan Ra-226 di sepuluh stasiun, kandungan Ra-228 di sepuluh stasiun Semenanjung Muria juga menunjukkan nilai yang tidak bervariasi dan cenderung konstan. Berdasarkan data diketahui bahwa aktivitas Ra-226 jauh lebih besar dibandingkan Ra-228. Walaupun kedua radionuklida tersebut merupakan isotop radium tetapi Ra-226 dan Ra-228 memiliki waktu paruh yang berbeda. Waktu paruh Ra-226 adalah 1600 tahun sedangkan Ra-228 memiliki waktu paruh 5,8 tahun, 276 kali lebih kecil dibandingkan Ra-226. Radionuklida Ra-228 berasal dari peluruhan Th-232 (*Thorium Series*), mekanisme peluruhan Thorium Series ditunjukkan pada Lampiran 7.

Radionuklida Ra-226 dan Ra-228 merupakan jenis radionuklida alami yang berasal dari peluruhan radionuklida primordial atau radionuklida dengan waktu paruh ribuan tahun. Hal ini menyebabkan aktivitas Ra-226 dan Ra-228 di alam relatif stabil. Radionuklida Ra-226 dan Ra-228 biasanya ditemukan di dalam bahan dan limbah NORM/TENORM. Radionuklida tersebut merupakan komponen utama sumber paparan radiasi alami terhadap manusia dari lingkungannya. Ra-226 dan Ra-228 dari bahan NORM/TENORM dapat dijumpai dengan konsentrasi dari tak terdeteksi sampai ratusan ribu pikocurie per gram. Keberadaan TENORM berfokus pada limbah hasil proses industri, penggunaan serta daur ulang TENORM mempunyai potensi menimbulkan kontaminasi dan paparan radiasi yang tak diinginkan kepada masyarakat (Djarot, 2003). Oleh karena itu pengumpulan data dasar kandungan Ra-226 dan Ra-228 sebelum beroperasinya PLTN dibutuhkan sebagai control berbagai kegiatan industri seperti terdapatnya PLTU Tanjung Jati di sekitar calon tapak PLTN.



Gambar 11. Profil distribusi K-40 pada berbagai kedalaman sedimen laut di stasiun pengamatan SM 6 dan SM 8 Semenanjung Muria

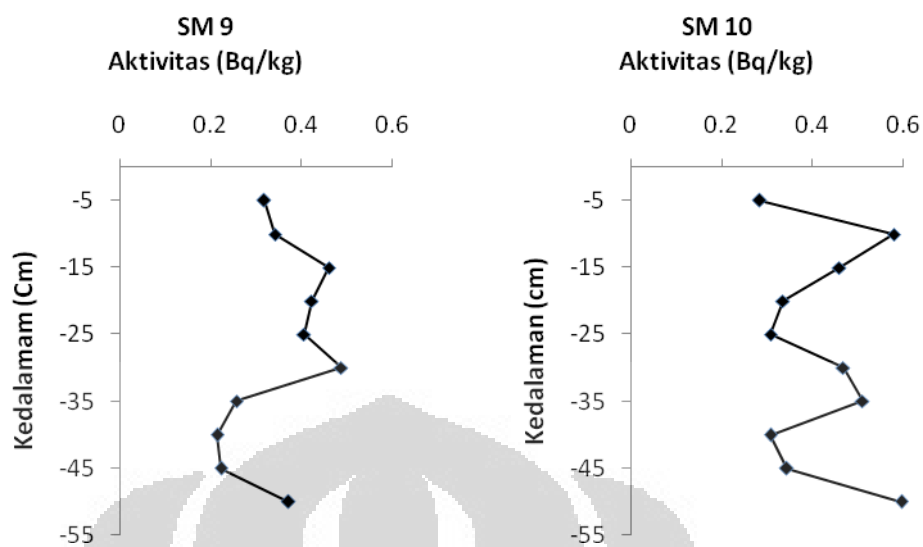
Gambar 11 merepresentasikan distribusi kandungan K-40 pada sedimen laut Semenanjung Muria mulai kedalaman 0 sampai dengan 50 cm. Berdasarkan nilai rata-rata kandungan K-40 yang ditunjukkan pada Tabel 5 diketahui bahwa keberadaan K-40 di perairan Semenanjung Muria relatif konstan. Kandungan K-40 tertinggi berada pada stasiun SM 6 sebesar 451,31 Bq/kg dan kandungan terendah pada stasiun SM 8 dengan nilai 213,43 Bq/kg.

Kalium-40 tergolong ke dalam radionuklida kosmogenik hasil reaksi antara radiasi kosmik dengan inti atom utama di lapisan atmosfer rendah. Jumlah radionuklida yang terbentuk berbeda-beda, bergantung pada intensitas radiasi kosmik dan konsentrasi inti yang bereaksi dengan radiasi kosmik di atmosfer. Jika dilihat dalam rentang waktu yang panjang maka jumlah radionuklida K-40 yang dihasilkan akan seimbang dengan jumlah yang meluruh. Oleh karena itu kelimpahannya di alam hampir konstan. Hal inilah yang menyebabkan mengapa nilai rata-rata kandungan radionuklida K-40 pada Tabel menunjukkan nilai yang relatif konstan di setiap stasiun pengamatan dengan kisaran nilai 451.31 Bq/kg sampai 213.43 Bq/kg.

Tabel 5. Rata-rata kandungan aktivitas K-40 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria

Stasiun	Aktivitas K-40 (Bq/kg)		
	Rata-Rata	Maksimum	Minimum
SM 1	287,37	345,79	254,72
SM 2	320,45	401,15	250,27
SM 3	365,73	458,45	250,13
SM 4	289,54	361,93	219,83
SM 5	325,71	420,31	237,84
SM 6	317,42	451,31	204,64
SM 7	309,29	397,94	245,76
SM 8	308,44	395,19	213,43
SM 9	326,06	443,21	243,91
SM 10	367,72	445,54	275,11

Konsentrasi radionuklida antropogenik di berbagai lokasi umumnya sangat bervariasi, bergantung dari jarak terhadap sumber radionuklida tersebut berasal. Zat radioaktif terlepas ke lingkungan dari berbagai sumber baik yang direncanakan maupun dari kecelakaan. Kontribusi utama keberadaan radionuklida antropogenik di lingkungan kelautan adalah berasal dari percobaan senjata nuklir di permukaan tanah yang dilakukan pada dekade 1950 sampai dengan 1960. Walaupun demikian beberapa daerah seperti laut Irlandia dan laut utara keberadaan radionuklida antropogenik berasal dari fasilitas reprocessing uranium di Eropa. Disisi lain laut Baltik dan laut Hitam keberadaan radionuklida tersebut dipengaruhi oleh kecelakaan Chernobyl. Konsentrasi radionuklida antropogenik di lingkungan laut sangat dinamis yang dipengaruhi oleh transportasi vertikal dan horizontal dalam kolom air, sedimentasi dan resuspensi dari sedimen, pengambilan (*uptake*) biologis dan perpindahan melalui jejaring makanan. Hasil analisis radionuklida antropogenik Cs-137 di Semenanjung Muria tersaji pada Gambar 12 dan Tabel 6.



Gambar 12. Profil distribusi Cs-137 pada berbagai kedalaman di stasiun pengamatan SM 9 dan SM 10 Semenanjung Muria

Tabel 6. Rata-rata kandungan aktivitas Cs-137 pada 10 stasiun pengamatan di Semenanjung Muria

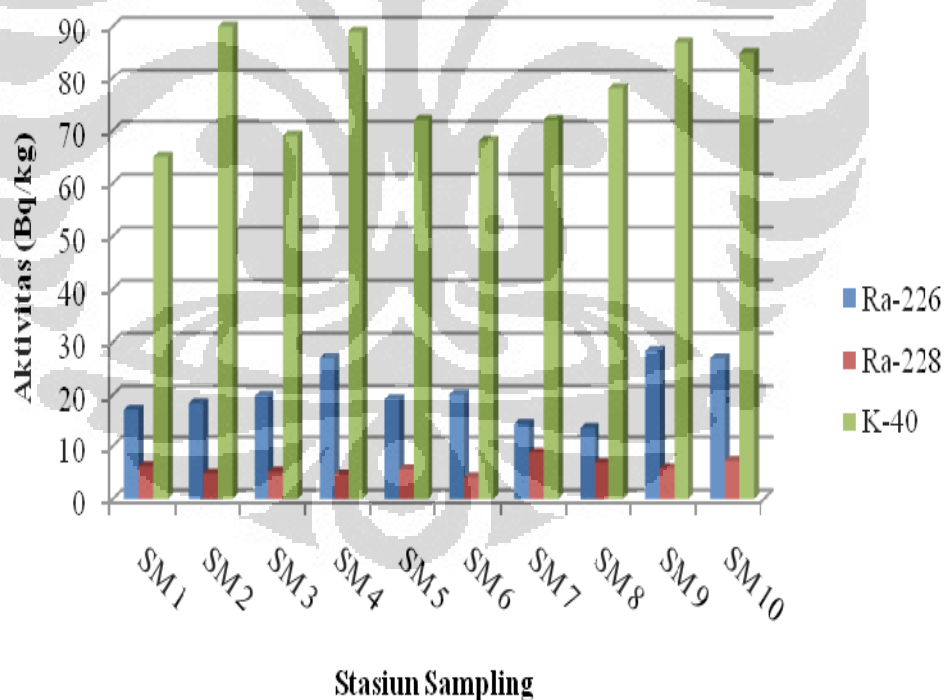
Stasiun	Aktivitas Cs-137 (Bq/kg)		
	Rata-Rata	Range	Minimum
SM 1	0,33	0,54	0,18
SM 2	0,33	0,42	0,21
SM 3	0,44	0,56	0,30
SM 4	0,33	0,56	0,11
SM 5	0,36	0,55	0,10
SM 6	0,42	0,59	0,18
SM 7	0,44	0,55	0,23
SM 8	0,29	0,56	0,10
SM 9	0,34	0,48	0,21
SM 10	0,41	0,59	0,28

Berdasarkan rata-rata kandungan Cs-137 yang disajikan pada Tabel 6 diketahui bahwa kandungan Cs-137 di lokasi pengamatan menunjukkan

Universitas Indonesia

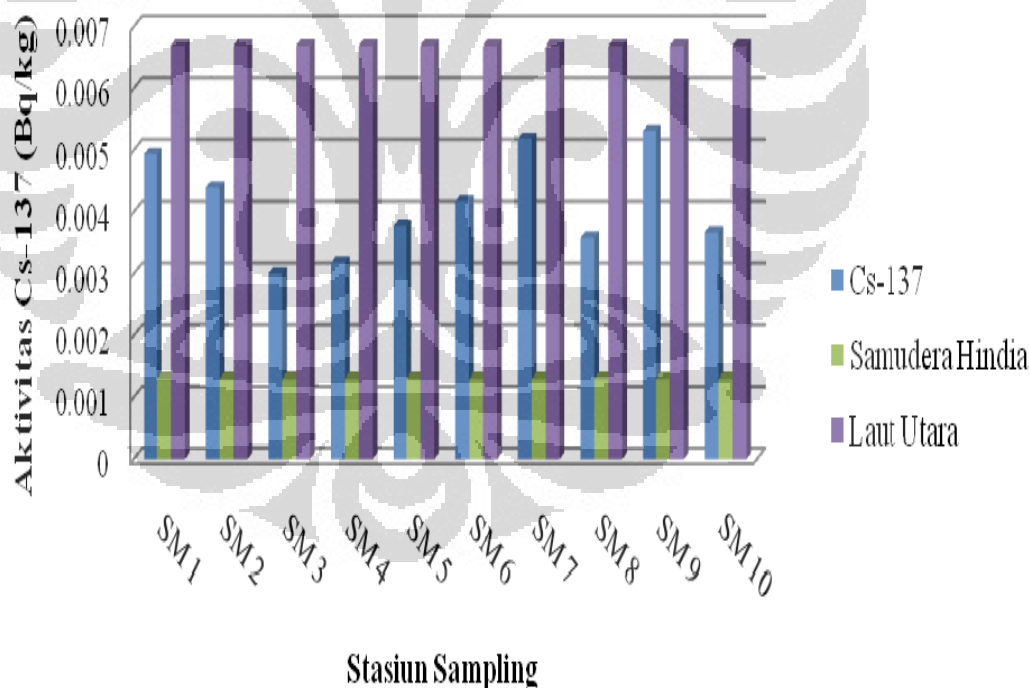
nilai yang sangat kecil dibandingkan kandungan tiga radionuklida lainnya yang tergolong radionuklida alam (Ra-226, Ra-228 dan K-40). Hal ini terjadi dikarenakan Semenanjung Muria terletak sangat jauh dari sumber masukan antropogenik yang berasal dari percobaan senjata nuklir maupun kecelakaan nuklir. Disisi lain tidak ada masukan radionuklida antropogenik yang berasal dari fasilitas nuklir yang ada di Indonesia. Kandungan tertinggi dan terendah berturut-turut dari radionuklida Cs-137 berada pada stasiun SM 10 dan SM 8 masing masing sebesar 0,59 Bq/kg dan 0,10 Bq/kg.

Profil Cs-137 terhadap kedalaman yang ditampilkan pada Lampiran 4 memberikan kesimpulan bahwa sifat Cs-137 yang mudah larut dalam air ditambah dengan lokasi pengamatan yang berada di daerah pesisir sebagai wilayah yang sangat dinamis menyebabkan keberadaan Cs-137 di berbagai kedalaman cenderung kecil dan tidak menampakkan gejala semakin menurun atau meningkat seiring dengan meningkatnya kedalaman sedimen.



Gambar 13. Profil distribusi Ra-226, Ra-228 dan K-40 pada air laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria

Gambar 13 merepresentasikan distribusi kandungan radionuklida Ra-226, Ra-228 dan K-40 pada air laut di sepuluh stasiun sampling Semenanjung Muria. Berdasarkan Gambar 13 diketahui bahwa aktivitas Ra-226 pada air laut bervariasi antara 13,40 – 28,37 Bq/kg, aktivitas terendah dan tertinggi berturut-turut berada pada stasiun SM 8 dan SM 9. Sama halnya dengan Ra-226, kandungan radionuklida Ra-228 menunjukkan nilai yang bervariasi dan relatif konstan antara satu stasiun dengan stasiun lainnya. Kandungan tertinggi Ra-228 diperoleh pada stasiun SM 7 dengan aktivitas sebesar 8,84 Bq/kg dan kandungan terendah pada stasiun 6 sebesar 4,19 Bq/kg. Kandungan K-40 dalam air laut di sepuluh stasiun pengamatan relatif lebih tinggi dibandingkan Ra-226 dan Ra-228. Kandungan terbesar K-40 dalam air laut sebesar 90,06 Bq/kg berada pada stasiun SM 2 sedangkan kandungan terkecil pada stasiun SM 1 sebesar 65,87 Bq/kg.



Gambar 14. Profil distribusi Cs-137 pada air laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria

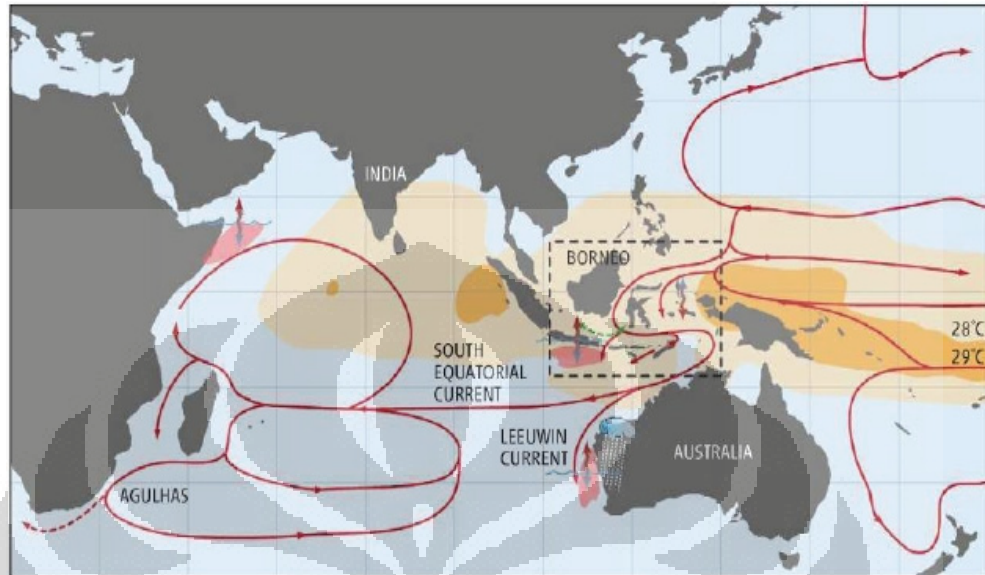
Profil distribusi kandungan Cs-137 pada air laut di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria beserta data pembanding kandungan Cs-137 di laut utara dan selatan (Samudera Hindia) ditunjukkan pada Gambar 14. Berdasarkan Gambar 14 diketahui bahwa aktivitas kandungan radionuklida Cs-137 pada air laut bervariasi antara 0,0030 – 0,0053 Bq/kg. Aktivitas minimum terdapat pada stasiun SM 4 sedangkan aktivitas maksimum pada stasiun SM 3. Nilai keempat radionuklida tersebut berada dalam batas aman yang dipersyaratkan oleh BAPETEN dalam peraturan nomor 02/Ka-BAPETEN/V-99 tentang Baku Tingkat Radioaktivitas di Lingkungan, yaitu pada badan air sebesar 700 Bq/kg.

Rata-rata kandungan Cs-137 dari kesepuluh stasiun diketahui sebesar 0,0041 Bq/kg, nilai ini berada pada kisaran data kandungan Cs-137 di laut belahan utara dan selatan yang berturut-turut memiliki rata-rata 0,0024 Bq/kg dan 0,0067 Bq/kg (Annom, 1995). Diketahui bahwa nilai rata-rata kandungan Cs-137 di Semenanjung Muria lebih kecil dibandingkan di laut belahan utara, hal ini terjadi karena berbagai aktivitas nuklir seperti percobaan bom nuklir maupun PLTN banyak terdapat di bumi belahan utara, semakin bergeser ke wilayah selatan aktivitas nuklir yang terjadi semakin menurun hal ini ditunjukkan dengan semakin rendahnya kandungan Cs-137 di laut belahan selatan (Samudera Hindia). Meskipun Indonesia jauh dari aktivitas nuklir namun global fallout memberikan pengaruh terhadap keberadaan Cs-137 di Indonesia, selain itu sifat partikel reaktif yang dimiliki oleh Cs-137 menjadikan Cs-137 mudah berikatan dengan partikulat dan terbawa oleh perpindahan massa air global yang melewati Indonesia.

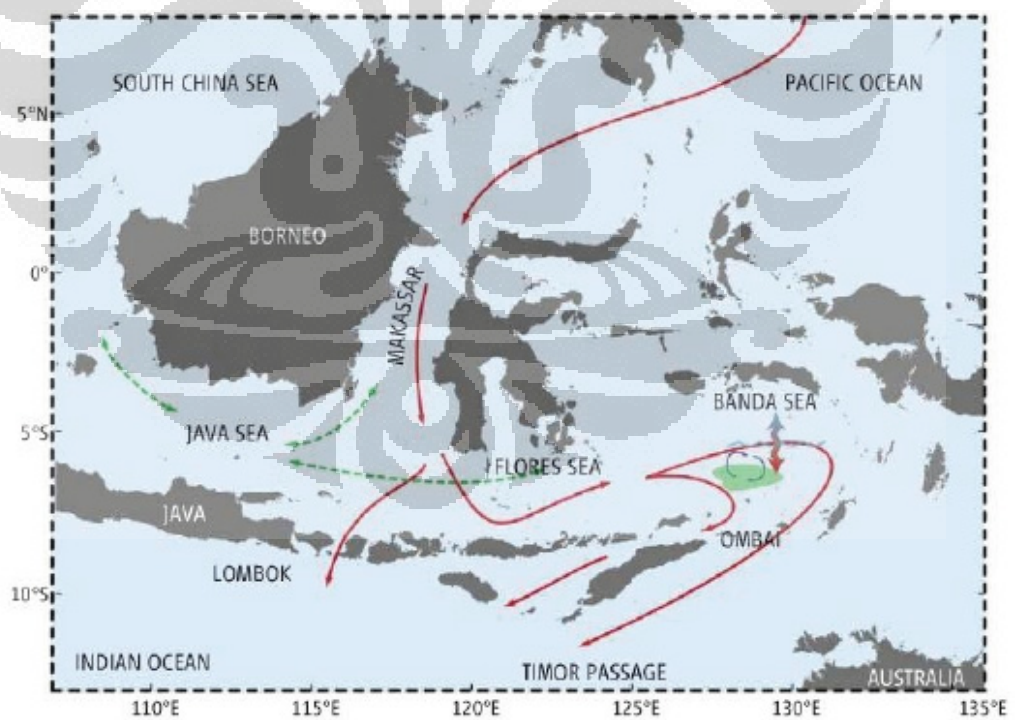
Diskusi mendalam mengenai kandungan pencemar radionuklida di perairan Semenanjung Muria tidak dapat dilepaskan dari kandungan pencemar di wilayah regional dan global. Terjadinya fenomena *global fallout* yang berasal dari berbagai aktivitas nuklir di berbagai belahan dunia memberikan kontribusi keberadaan radionuklida di perairan Indonesia termasuk kandungan radionuklida Ra-226, Ra-228, K-40 dan Cs-137 di perairan Semenanjung Muria. Hal ini berkaitan dengan terdapatnya pergerakan massa air global yang membawa cemaran radioaktif ke perairan Indonesia. Sirkulasi massa air laut

Universitas Indonesia

global ditampilkan pada Gambar 15 dan *Indonesian Troughflow* ditampilkan pada Gambar 16



Gambar 15 . Sirkulasi massa air laut global (<http://www.faktailmiah.com>)



Gambar 16 . *Indonesian Troughflow* (<http://www.faktailmiah.com>)

Sirkulasi air laut di perairan Indonesia dipengaruhi oleh sistem angin muson. Oleh karena sistem angin muson ini bertiup secara tetap maka akan tercipta suatu kondisi yang sangat baik untuk terjadinya suatu pola arus. Pada musim barat, pola arus permukaan perairan Indonesia memperlihatkan arus bergerak dari Laut Cina Selatan menuju Laut Jawa termasuk perairan pesisir Semenanjung Muria yang menjadi bagian Laut Jawa. Di Laut Jawa, arus kemudian bergerak ke Laut Flores hingga mencapai Laut Banda. Sedangkan pada saat Muson Tenggara, arah arus sepenuhnya berbalik arah menuju ke barat yang akhirnya akan menuju ke Laut Cina Selatan (Wyrski, 1961). Massa air laut di Laut Flores dan Laut Banda bercampur dengan massa air yang berasal dari Samudra Pasifik melalui Arus Lintas Indonesia (ARLINDO) menuju Samudra Hindia. Berdasarkan Gambaran tersebut diperkirakan kandungan radionuklida di perairan global akan terbawa bersama massa air yang bergerak menuju Indonesia. Hal ini semakin menguatkan pentingnya dilakukan pengumpulan data radionuklida baik alam maupun buatan di perairan Semenanjung Muria sebagai calon tapak lokasi PLTN pertama di Indonesia.

4.2 Biokinetika Pengambilan Pelepasan Cesium dan Cobalt pada *Perna viridis*

Pengambilan dan retensi pencemar oleh makhluk hidup mengakibatkan peningkatan kepekatan yang dapat memiliki pengaruh yang merusak. Proses ini dapat terjadi oleh penyerapan langsung dari lingkungan sekeliling atau oleh penyerapan suatu pencemar melalui jalur makanan. Bioakumulasi dalam organisme laut adalah langkah pertama sebelum organisme tersebut menunjukkan responnya terhadap pencemar dalam siklus biogeokimia (Fisher, 2002). Untuk menaksir efek kerusakan terhadap lingkungan dari beberapa polutan yang terdistribusi ke lingkungan dapat diuji dengan menggunakan spesies yang mewakili lingkungan yang ada di perairan tersebut. Spesies yang diuji harus dipilih atas dasar kesamaan biokemis dan fisiologis dari spesies dimana hasil percobaan digunakan. Berpijak pada hal

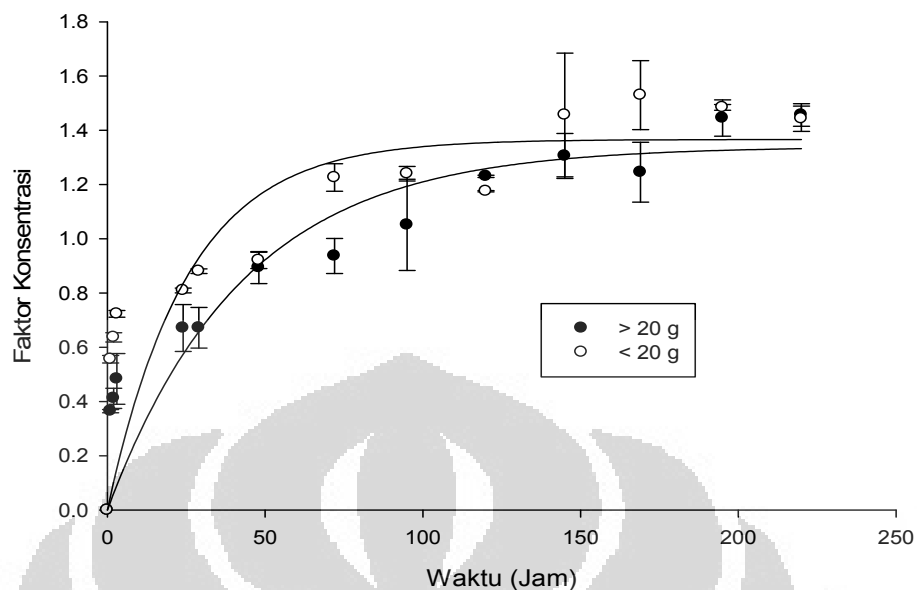
tersebut, moluska dalam hal ini *Perna viridis* merupakan jenis hewan yang tepat digunakan sebagai bioindikator.

Pada percobaan uptake cesium, kenaikan konsentrasi terhadap lamanya kontak dengan Cs-137 dalam air laut yang dipresentasikan melalui faktor konsentrasi pada dua ukuran *Perna viridis* dan faktor konsentrasi dalam keadaan tunak (FKss) ditunjukkan pada Tabel 7 dan Gambar 17

Tabel 7. Data biokinetika pengambilan cesium dari air laut oleh *Perna viridis*

Waktu (Jam)	Faktor Konsentrasi Cs-137	
	Bobot Hewan (g)	
	> 20	< 20
1	0,36	0,55
2	0,41	0,63
3	0,48	0,72
24	0,67	0,80
29	0,67	0,88
48	0,89	0,92
72	0,93	1,22
95	1,05	1,24
120	1,23	1,17
145	1,30	1,45
169	1,24	1,52
195	1,44	1,48
220	1,45	1,44

Mengacu pada Tabel 7 faktor konsentrasi pada awal percobaan pengambilan cesium oleh *Perna viridis* yaitu setelah 1 jam berkisar antara 0,36 – 0,55 dan pada akhir percobaan pengambilan cesium, yaitu setelah 220 jam berkisar 1,44 – 1,45. nilai tersebut mengindikasikan bahwa jika perairan terkontaminasi oleh cesium maka setelah 1 jam *Perna viridis* mampu mengakumulasi sebanyak 0,36 sampai 0,55 kali konsentrasi cesium yang terdapat di air laut. Polusi yang terus berlanjut sampai 220 jam akan meningkatkan akumulasi cesium dalam tubuh biota sebesar 1,44 sampai 1,45 kali dibandingkan konsentrasinya dalam air laut.



Gambar 17. Biokinetika pengambilan cesium dari air laut oleh *Perna viridis*

Gambar 17 menunjukkan keadaan tunak pengambilan Cs oleh *Perna viridis* dengan dua kelompok bobot berbeda. Keadaan tunak dicapai pada jam ke-145. Nilai faktor konsentrasi *Perna viridis* berbobot > 20 g dan < 20 g berturut-turut sebesar 1,30 dan 1,45. Berdasarkan Gambar 5 terlihat bahwa nilai faktor konsentrasi untuk biota berbobot > 20 g dan < 20 g terus meningkat dan mencapai keadaan tunak setelah 145 hari. Pencapaian kondisi tunak untuk setiap kelompok biota tidak menunjukkan perbedaan yang signifikan, berdasarkan hal tersebut dapat diketahui bahwa proses metabolisme cesium selama proses pengambilan kontaminan pada seluruh *Perna viridis* menunjukkan kesamaan.

Koefisien korelasi yang diperoleh dari grafik biokinetika pengambilan cesium oleh *Perna viridis* berbobot > 20 g adalah $C_t = 1,3404(1 - e^{-0,0233x})$. Berdasarkan persamaan tersebut diketahui nilai slope pengambilan cesium oleh *Perna viridis* berbobot > 20 g adalah sebesar 0,0233. Sedangkan untuk *Perna viridis* berbobot < 20 g diperoleh koefisien korelasi sebagai berikut $C_t = 1,3665(1 - e^{-0,0394x})$ dengan nilai slope sebesar 0,0394. Nilai slope yang diperoleh dari grafik biokinetika uptake hasil percobaan merupakan nilai

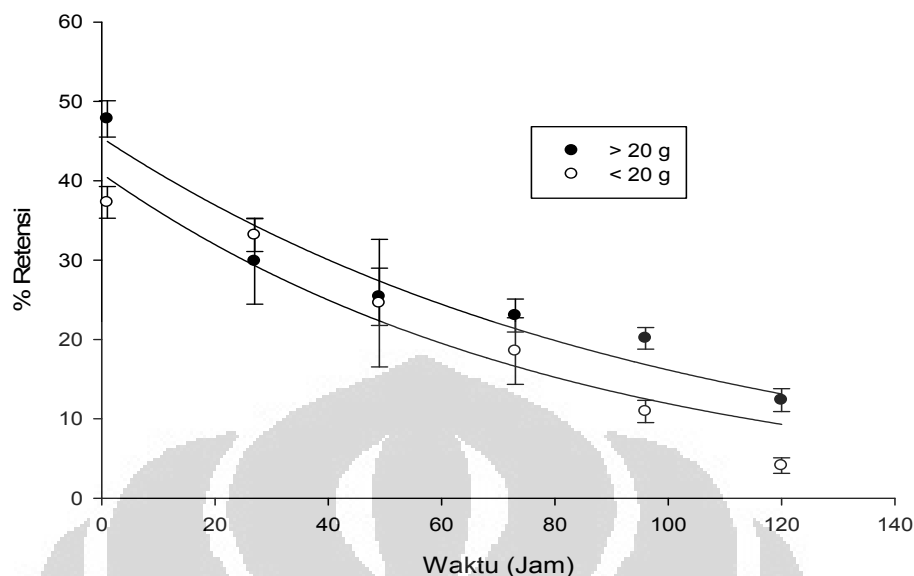
yang merepresentasikan laju pengambilan kontaminan oleh *Perna viridis*. Berdasarkan nilai slope untuk kedua kelompok biota diketahui bahwa laju pengambilan cesium oleh *Perna viridis* berbobot < 20 g lebih besar dibandingkan *Perna viridis* berbobot > 20 g dengan nilai berturut turut sebesar 0,0394 dan 0,0233. Hal ini terjadi dikarenakan walaupun bobot tubuh *Perna viridis* berukuran kecil tetapi luas permukaan dan rasio volume dan konsentrasi enzim memainkan peranan penting (Bruner, 1994).

Proses bioakumulasi selalu dihitung berdasarkan pada biokinetika pengambilan dan pelepasan. Berpijak pada hal tersebut maka mekanisme pelepasan cesium dari dalam tubuh *Perna viridis* yang direpresentasikan melalui persen retensi merupakan kajian yang juga diperlukan. Pada proses pelepasan ini dapat diketahui sampai berapa lama kontaminan dapat bertahan dalam tubuh *Perna viridis* setelah masukan kontaminan berhenti. Hasil percobaan pelepasan cesium oleh *Perna viridis* yang direpresentasikan melalui persen retensi dalam tubuh hewan percobaan ditunjukkan pada Tabel 8.

Berdasarkan data eksperimen biokinetika pelepasan cesium dari air laut oleh *Perna viridis* dapat ditentukan waktu paro biologis. Perhitungan waktu paro biologis menggunakan persamaan (21) dengan terlebih dahulu menentukan nilai slope yang diperoleh dari koefisien korelasi pelepasan kontaminan dari tubuh biota. Grafik biokinetika pelepasan cesium oleh *Perna viridis* ditunjukkan pada Gambar 18.

Tabel 8. Data biokinetika pelepasan cesium dari air laut oleh *Perna viridis*

Waktu (Jam)	% Retensi Cs-137	
	Bobot Hewan (g)	
	> 20	< 20
1	47,80	37,26
27	29,85	33,15
49	25,37	24,57
73	23,01	18,53
96	20,15	10,92
120	12,35	4,11



Gambar 18. Biokinetika pelepasan cesium oleh *Perna viridis*

Berdasarkan grafik biokinetika pelepasan cesium dari tubuh biota diperoleh persamaan pelepasan untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g dan < 20 g berturut-turut adalah $At = 45,4172e^{-0,0103x}$ dan $At = 40,8968e^{-0,0123x}$. Berdasarkan kedua persamaan tersebut diketahui nilai laju pelepasan cesium dari tubuh *Perna viridis* adalah sebesar 0,0103 untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g dan 0,0123 untuk *Perna viridis* berbobot < 20 g, dari kedua nilai laju pelepasan tersebut dapat diketahui bahwa bobot tubuh biota tidak mempengaruhi secara signifikan proses pelepasan cesium dari tubuh biota. Laju pelepasan kontaminan sangat dipengaruhi oleh besarnya volume air yang mengalir persatuan waktu di lokasi tempat terjadi kontaminasi tidak pada ukuran biota. Pada proses depurasi yang dilakukan selama percobaan berlangsung laju alir serta volume yang ditambahkan berada dalam jumlah yang sama baik untuk biota berbobot > 20 g maupun < 20 g. Hal inilah yang menyebabkan nilai laju pelepasan kedua kelompok biota tersebut tidak berbeda signifikan.

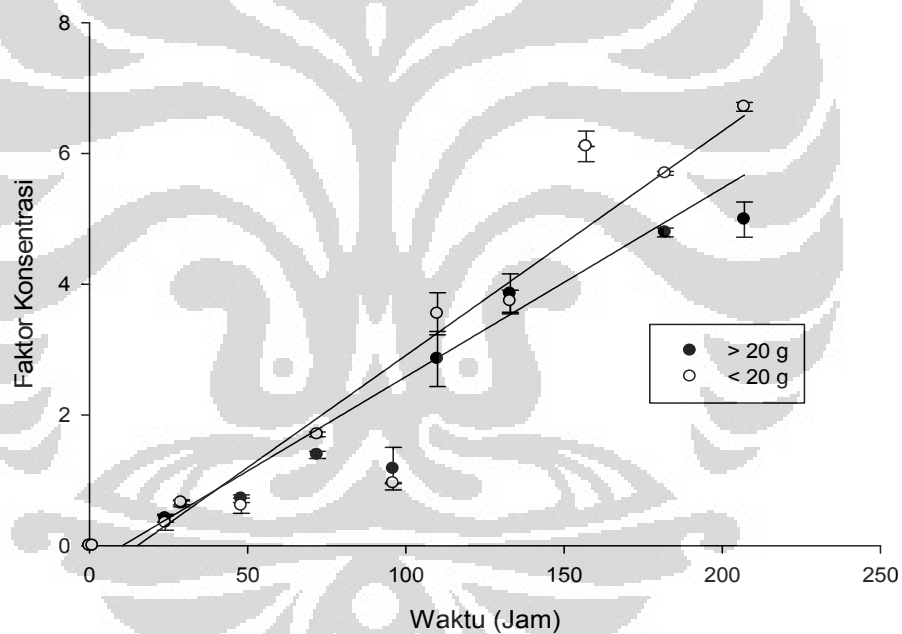
Nilai slope pelepasan cesium sebesar 0,0103 dan 0,0123 selanjutnya dapat digunakan untuk menentukan waktu paro biologis

menggunakan persamaan (21). Dari persamaan tersebut diperoleh waktu paro biologis cesium dalam tubuh *Perna viridis* berbobot > 20 g dan < 20 g berturut turut sebesar 67,28 hari dan 56,34 hari. Nilai waktu paro biologis diketahui berbeda untuk dua kelompok biota, perbedaan ini terjadi karena terdapat perbedaan nilai laju pelepasan cesium dari tubuh biota (slope pelepasan). Slope pelepasan kontaminan untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g lebih kecil dibandingkan slope pelepasan *Perna viridis* < 20 g, nilai slope pelepasan untuk *Perna viridis* > 20 g dan < 20 g berturut-turut sebesar 0,0103 dan 0,0123, hal ini mengartikan bahwa laju pelepasan biota berbobot < 20 g lebih cepat dibandingkan biota berbobot > 20 g sehingga waktu paro biologis cesium pada *Perna viridis* > 20 g lebih lama dibandingkan waktu paro biologis pada *Perna viridis* < 20 g. Arti fisis dari nilai ini adalah cesium yang terkandung dalam jaringan *Perna viridis* berkurang setengahnya setelah 56 sampai 67 hari. Dengan demikian dapat diprediksi dampak kontaminasi pencemar terhadap biota dapat hilang setelah jangka waktu tertentu, hal ini juga dapat digunakan dalam mewujudkan program ketahanan pangan dalam upaya mengurangi dampak kontaminasi terhadap manusia.

Tabel 9. Data biokinetika pengambilan cobalt dari air laut oleh *Perna viridis*

Waktu (Jam)	Faktor Konsentrasi Co-60	
	Bobot Hewan (g)	
	> 20	< 20
1	0,00	0,00
24	0,42	0,34
29	0,64	0,66
48	0,71	0,61
72	1,38	1,70
96	1,17	0,95
110	2,85	3,54
133	3,85	3,73
157	6,10	6,10
182	4,79	5,69
207	4,98	6,71

Mengacu pada Tabel 9. faktor konsentrasi di awal percobaan pengambilan cobalt oleh *Perna viridis* yaitu setelah 1 jam belum didapatkan nilai faktor konsentrasi artinya setelah 1 jam tubuh biota belum mengakumulasi cobalt dari air laut. Setelah 24 jam diketahui nilai faktor konsentrasi berkisar 0,34 – 0,42 dan pada akhir percobaan, yaitu setelah 207 jam 4,98 – 6,71. nilai tersebut mengindikasikan bahwa jika perairan terkontaminasi oleh cobalt maka setelah 24 jam *Perna viridis* mampu mengakumulasi sebanyak 0,34 sampai 0,42 kali konsentrasi cobalt yang terdapat di air laut. Polusi yang terus berlanjut sampai 207 jam akan meningkatkan akumulasi cobalt dalam tubuh biota sebesar 4,98 sampai 6,71 kali dibandingkan konsentrasinya dalam air laut.



Gambar 19. Biokinetika pengambilan cobalt oleh *Perna viridis*

Gambar 19 menunjukkan grafik pengambilan Co dari air laut oleh *Perna viridis*. Berdasarkan grafik diketahui bahwa percobaan pengambilan Co yang dilakukan selama 207 jam belum mencapai keadaan tunak baik untuk biota kelompok bobot > 20 g maupun < 20 g. Berdasarkan grafik terlihat bahwa nilai faktor konsentrasi untuk biota berbobot > 20 g dan < 20 g terus meningkat sampai akhir percobaan 207 jam. Hal ini berbeda dengan proses penyerapan Cs dimana pada akhir percobaan, yaitu setelah 220 jam sudah dicapai keadaan tunak. Hal ini mengindikasikan bahwa afinitas Co terhadap tubuh *Perna viridis* lebih lemah dibandingkan afinitas Cs terhadap tubuh *Perna viridis*, sehingga dibutuhkan waktu lebih lama bagi *Perna viridis* untuk mencapai keadaan tunak dalam penyerapan Co. Selain itu berdasarkan persamaan korelasi yang diperoleh dari grafik menunjukkan bahwa nilai slope pengambilan cobalt relatif lebih kecil dibandingkan nilai slope pengambilan cesium. Slope yang menyatakan laju pengambilan cobalt berkisar $0,0072 - 0,0098$ sedangkan laju pengambilan cesium oleh *Perna viridis* lebih besar yaitu $0,0233 - 0,0394$. Hal ini mampu menjelaskan mengapa diakhir percobaan, yaitu setelah 207 jam *Perna viridis* belum mencapai keadaan tunak.

Koefisien korelasi yang diperoleh dari grafik biokinetika pengambilan Co oleh *Perna viridis* berbobot > 20 g adalah $C_t = 0,3006 + 0,0288x$. berdasarkan persamaan tersebut diketahui nilai slope pengambilan cobalt oleh *Perna viridis* berbobot > 20 g adalah sebesar $0,0288$. Sedangkan untuk *Perna viridis* berbobot < 20 g diperoleh koefisien korelasi sebagai berikut $C_t = 0,5199 + 0,0343x$ dengan nilai slope sebesar $0,0343$. Nilai slope yang diperoleh dari grafik biokinetika uptake hasil percobaan merupakan nilai yang merepresentasikan laju pengambilan kontaminan oleh *Perna viridis*. Berdasarkan nilai slope untuk kedua kelompok biota diketahui bahwa laju pengambilan cobalt oleh *Perna viridis* berbobot < 20 g lebih besar dibandingkan *Perna viridis* berbobot > 20 g dengan nilai berturut turut sebesar $0,0343$ dan $0,0288$. Seperti halnya pada cesium, hal ini terjadi dikarenakan walaupun bobot tubuh *Perna viridis* berukuran kecil tetapi luas permukaan

dan rasio volume dan konsentrasi enzim memainkan peranan penting (Bruner, 1994).

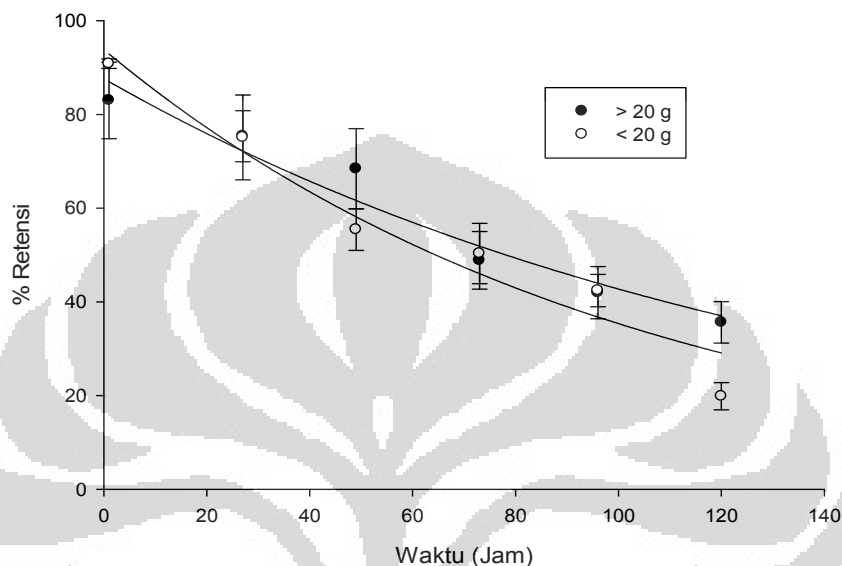
Hasil percobaan pelepasan cobalt oleh *Perna viridis* yang direpresentasikan melalui persen retensi dalam tubuh hewan percobaan ditunjukkan pada Tabel 10. Berdasarkan data eksperimen biokinetika pelepasan cobalt dari air laut oleh *Perna viridis* dapat ditentukan waktu paro biologis. Perhitungan waktu paro biologis seperti yang dilakukan pada biakumulasi cesium menggunakan persamaan (21) dengan terlebih dahulu menentukan nilai slope yang diperoleh dari koefisien korelasi pelepasan kontaminan dari tubuh biota. Grafik biokinetika pelepasan cobalt oleh *Perna viridis* ditunjukkan pada Gambar 20.

Tabel 10. Data biokinetika pelepasan cobalt dari air laut oleh *Perna viridis*

Waktu (Jam)	% Retensi Co-60	
	Bobot Hewan (g)	
	> 20	< 20
1	82,98	90,80
27	75,36	75,10
49	68,42	55,42
73	48,85	50,31
96	41,95	42,41
120	35,60	19,85

Berdasarkan grafik biokinetika pelepasan cobalt dari tubuh biota diperoleh persamaan pelepasan untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g dan < 20 g berturut-turut adalah $A_t = 87,6429(1 - e^{-0,0072x})$ dan $A_t = 93,8169(1 - e^{-0,0098x})$. Berdasarkan kedua persamaan tersebut diketahui nilai laju pelepasan cobalt dari tubuh *Perna viridis* adalah sebesar 0,0072 untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g dan 0,0098 untuk *Perna viridis* berbobot < 20 g, dari kedua nilai laju pelepasan tersebut dapat diketahui bahwa bobot tubuh biota tidak mempengaruhi secara signifikan proses pelepasan cobalt dari tubuh biota tetapi dipengaruhi oleh besarnya volume air yang mengalir persatuan waktu di lokasi tempat terjadi kontaminasi. Pada proses depurasi yang dilakukan

selama percobaan berlangsung laju alir serta volume yang ditambahkan berada dalam jumlah yang sama baik untuk biota berbobot > 20 g maupun < 20 g. Hal inilah yang menyebabkan nilai laju pelepasan kedua kelompok biota tersebut tidak berbeda signifikan.



Gambar 20. Biokinetika pelepasan cobalt oleh *Perna viridis*

Waktu paro biologis cobalt dalam tubuh *Perna viridis* berbobot > 20 g dan < 20 g berturut turut sebesar 96,25 hari dan 70,71 hari. Sama seperti pada cesium nilai waktu paro biologis diketahui berbeda untuk dua kelompok biota, perbedaan ini juga terjadi karena terdapat perbedaan nilai laju pelepasan cobalt dari tubuh biota (slope pelepasan). Slope pelepasan kontaminan untuk *Perna viridis* berbobot > 20 g lebih kecil dibandingkan slope pelepasan *Perna viridis* < 20 g, hal ini mengartikan bahwa laju pelepasan biota berbobot < 20 g lebih cepat dibandingkan biota berbobot > 20 g sehingga waktu paro biologis cesium pada *Perna viridis* > 20 g lebih lama dibandingkan waktu paro biologis pada *Perna viridis* < 20 g. Dari waktu paro biologis dapat ditentukan bahwa nilai kepekatan konsentrasi cobalt pada tubuh biota akan berkurang setengahnya setelah rentang waktu 70 sampai 96 hari.

BAB V

KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

Berdasarkan hasil analisis dapat disimpulkan sebagai berikut:

1. Secara umum pola sebaran radionuklida alam seperti Ra-226, Ra-228, K-40 dan radionuklida buatan seperti Cs-137 di sepuluh stasiun pengamatan pada kompartemen sedimen dan air laut Semenanjung Muria menunjukkan keseragaman. Rata-rata kandungan radionuklida Ra-226, Ra-228, K-40 dan Cs-137 pada sedimen dari sepuluh stasiun pengamatan berturut-turut sebesar 4191,98; 403,01; 321,77 dan 0,37 Bq/kg sedangkan rata-rata kandungan empat radionuklida tersebut dalam air laut berturut-turut sebesar 20,44; 5,91; 77,50 dan 0,0041 Bq/kg.
2. *Perna viridis* merupakan biota yang dapat digunakan sebagai bioindikator jika di masa dating terjadi lepasan cesium atau cobalt di perairan Semenanjung Muria. Faktor konsentrasi cesium saat *steady state* adalah sebesar 1,30 – 1,45 sedangkan faktor konsentrasi cobalt saat jenuh belum tercapai. Waktu paro biologis cesium dalam tubuh *Perna viridis* adalah sebesar 56,34 – 67,28 hari dan waktu paro biologis cobalt sebesar 70,71 – 96,25 hari.

5.2 Saran

Penelitian lebih lanjut perlu dilakukan untuk mengetahui secara komprehensif data dasar kandungan radionuklida sebelum beroperasinya PLTN di tiap kompartemen laut, seperti radionuklida-radionuklida pemancar alfa dan beta

DAFTAR PUSTAKA

- Annom., (1995), *Radioactivity in the Baltic Sea 1984 – 1991*, Baltic sea environment proceedings no. 6, Helsinki commission Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Barescut, J.C., Garnier-Laplace J and Gariel, J.C. (2002), *Environmental aspects of the ENVIRHOM program : first results* Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, Environment Protection Department.
- Buske, N., (2005), *Radioactive Bioaccumulation in Clams along the Hanford Reach*, The RadioActivist Campaign USA.
- Connel, D.W., (1992), *Kimia dan Ekotoksikologi Pencemaran*, UI Press.
- Djarot, S. W., (2003), *Pengelolaan Limbah NORM/TENORM dari kegiatan Industri non Nuklir*, Seminar Aspek Keselamatan Radiasi dan Lingkungan pada Industri Non Nuklir.
- Erkki, I et al., (1995) *Monitoring of Radionuclides in the Vicinities of Finnish Nuclear Power Plants in 1995 and 1996*. STUK-A192. Helsinki 105 pp.
- Fisher, N., (2002), Executive Summary Ciesm Workshop Monographs 19, *Metal and Radionuclide Bioaccumulation in Marine Organism*, 7-25 Monaco.
- Frani, Z., Petrincec. B (2006). *Marine Radioecology And Waste Management In The Adriatic*, Arh Hig Rada Toksikol 57:347-352
- Friedlander, B.R., Gochfeld, M., Burger, J., Powers, C.W., (2005) *Radionuclides In The Marine Environment*, A Cresp Science Review, Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation.

Holcombe, D(ed) (1998), *The Fitness for Purpose of Analytical Methods A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics*, EURACHEM Working Group, United Kingdom.

Hong, G. Baskaran, H, Povinec, P.P., (2004), *Artificial Radionuclides in the western North Pacific: A Review, Global Environmental change in the ocean and on Land*, Eds., M. shiyomi et al', pp' 147-172'.

<http://physwiki.apps01.yorku.ca>

http://en.wikipedia.org/wiki/Decay_chain

IAEA., (2001), *Inventory of accidents and losses at sea involving radioactive material* IAEA TECDOC-1242, Vienna.

IAEA (2005), *Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS) Radionuclide levels in oceans and seas, Final report of a coordinated research project*, IAEA-TECDOC-1429 MEL IAEA, Monaco

IAEA (2001), *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*, Safty Reports Series No. 19.

Jerpetjøn, A., Oughton, D and Skipperud, L (2003), *Seaweed, fish and Crustaceans as bioindicators for ^{99}Tc released to marine environment*. Norwegian University of Life Sciences, Department of Plant and Environmental Sciences

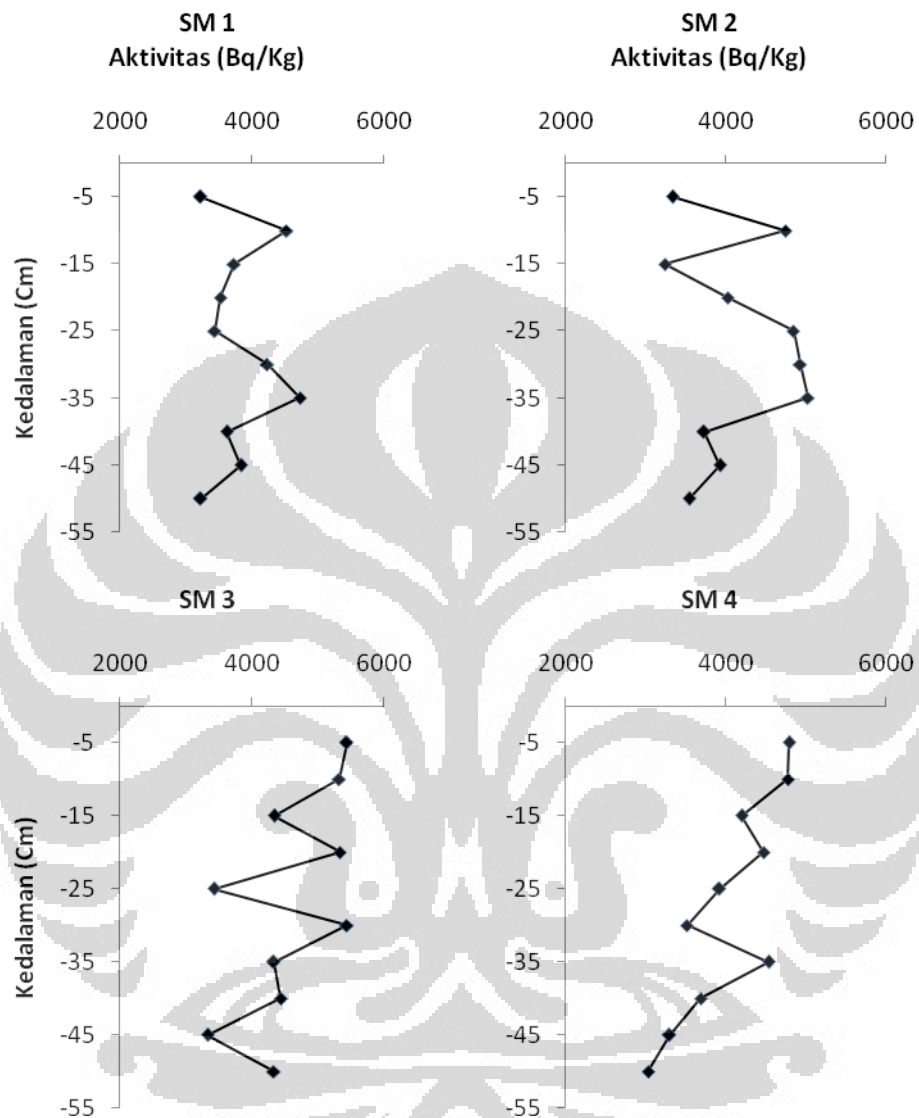
Nagaya, Y and Nakamura K (1992), $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in the East China and the Yellow Seas, *Journal of Oceanography* 48:23-35.

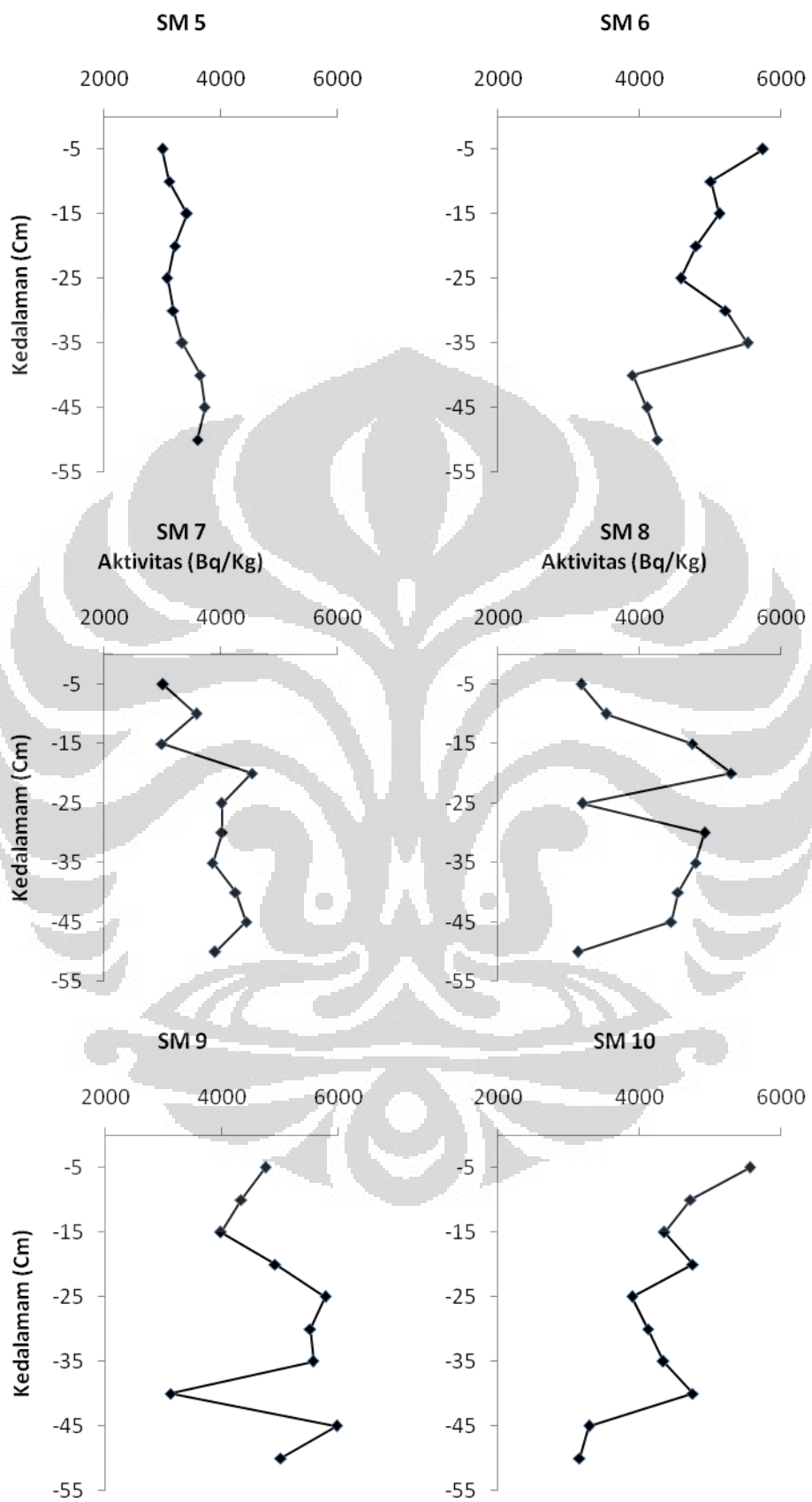
Nouredine, A., Benkrid, M., Maoui, R., Menacer, M., Boudjenoun, R (2000), *Distribution of Natural Radioactivity, ^{137}Cs , ^{90}Sr and Plutonium isotopes in a Water Column and Sediment Core Along the Algerian Coast*, Laboratoire d'Etudes d'Impact Radiologique, Division de l'environnement, de la Sûreté et des Déchets Radioactifs, Centre de Recherche Nucléaire d'Alger, Algeria.

Universitas Indonesia

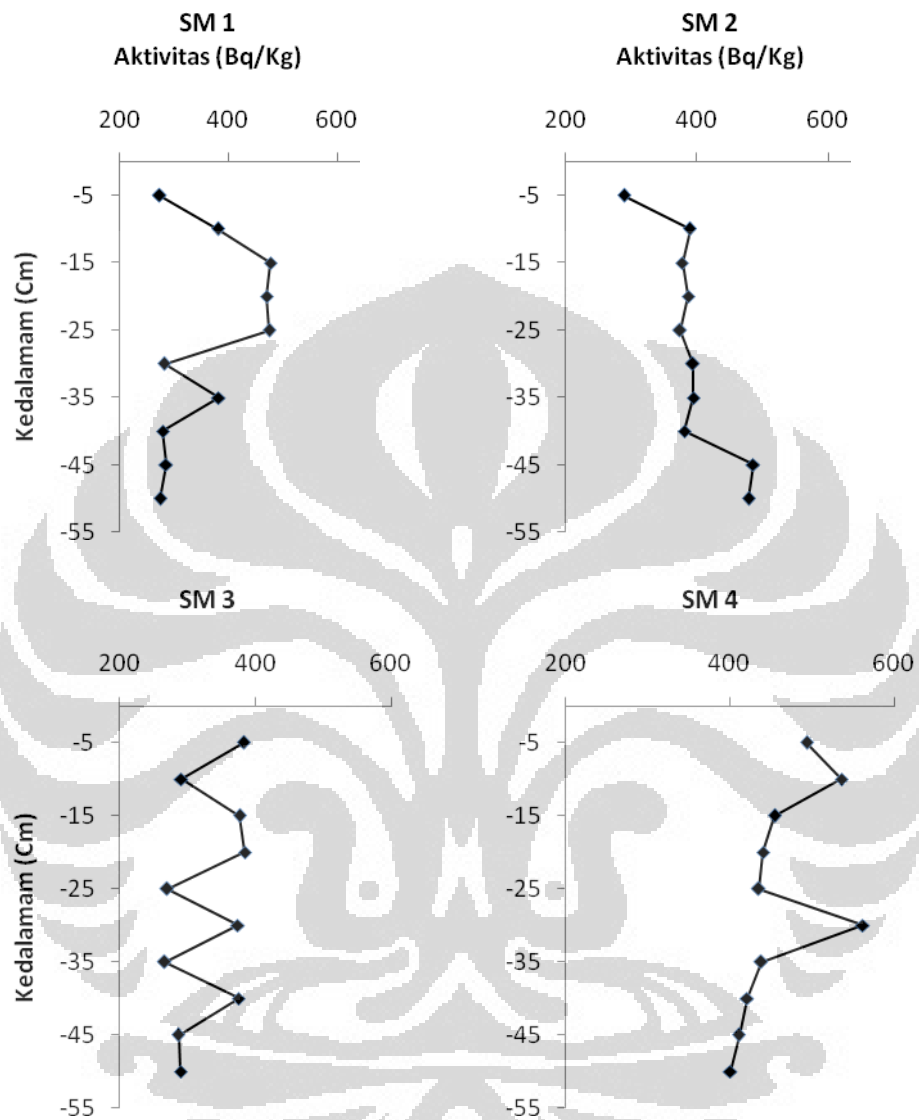
- Sazykina, T., Kryshev, A (2007), *Radioecological assessment of radionuclide permissible levels and low-level releases in the seas*, Geophysical Research Abstracts, Vol. 9, 00291.
- Sisko, S (ed.). *Research projects of STUK 2003 - 2005*. STUK-A202. Helsinki 2004. 133 pp.
- Topcuoglu, S (2000), *Black Sea Ecology Pollution Research In Turkey Of The Marine Environment* IAEA Bulletin, 42/4/2000.
- Tolley, K.A., Heldal, E.H (2002), *Inferring ecological separation from regional differences in radioactive caesium in harbour porpoises *Phocoena phocoena**, Mar Ecol Prog Ser 228: 301–309, 2002
- Ugur, A., Yener, G (2000), *Plutonium isotopes, ^{241}Am and ^{137}Cs activity concentrations in marine sediments of gökova bay aegean turkish coast*, Ege University, Institute of Nuclear Sciences, 35100 Bornova-IZMIR.

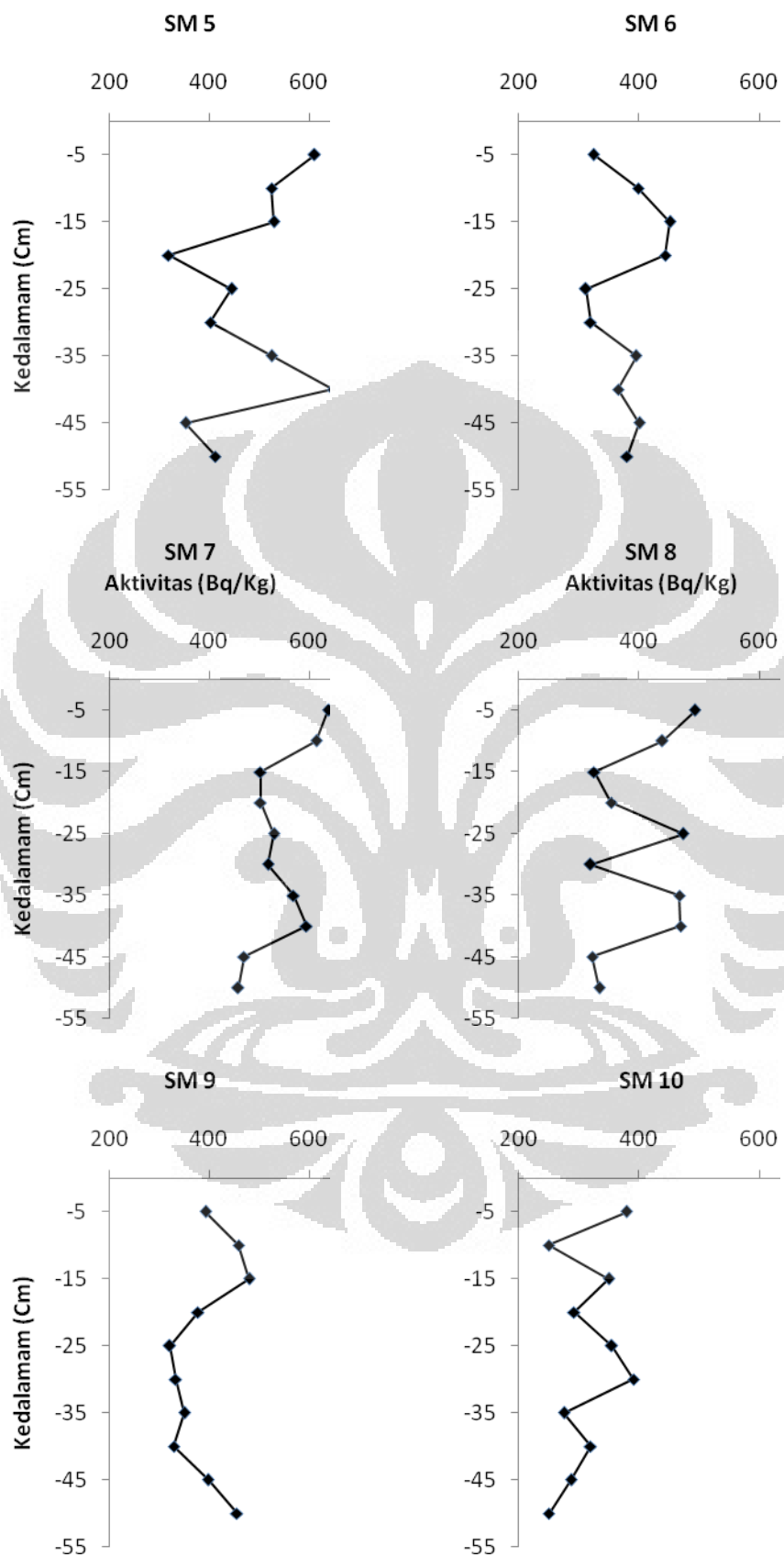
Lampiran 1. Profil distribusi Ra-226 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria



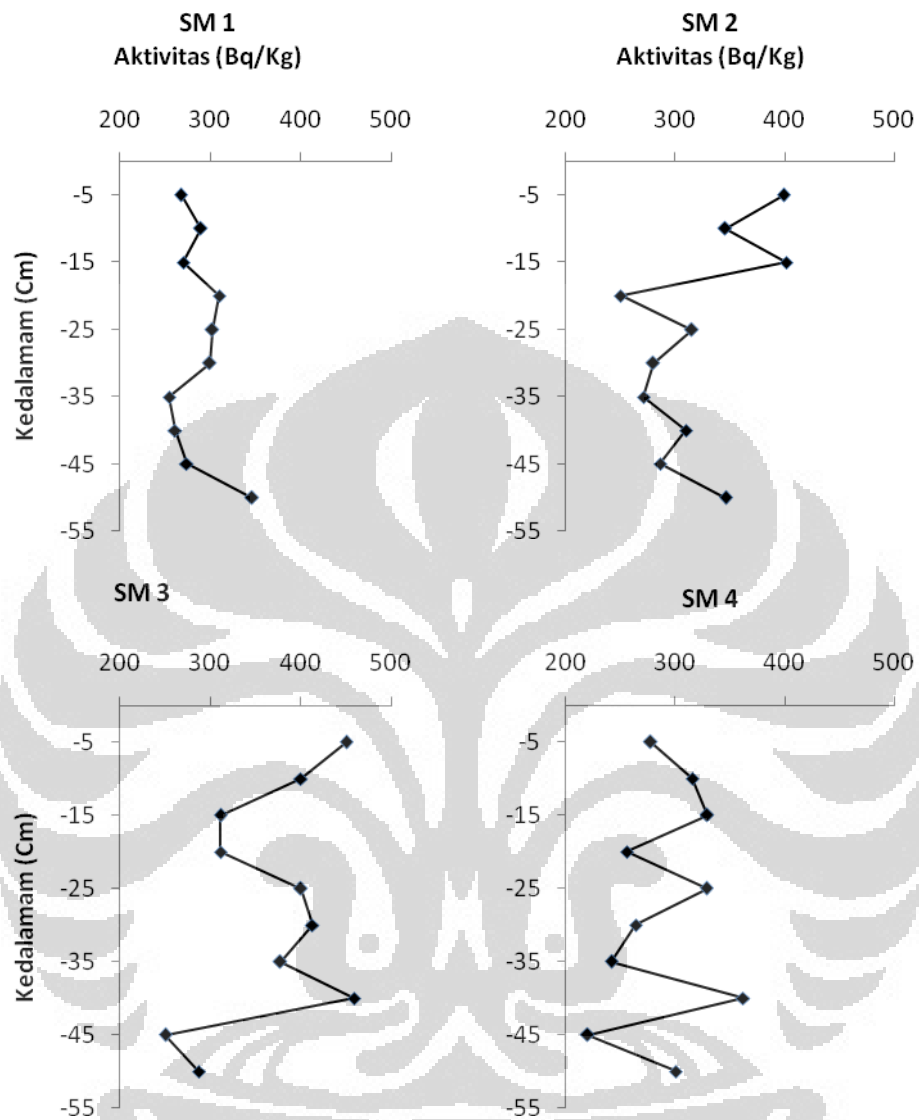


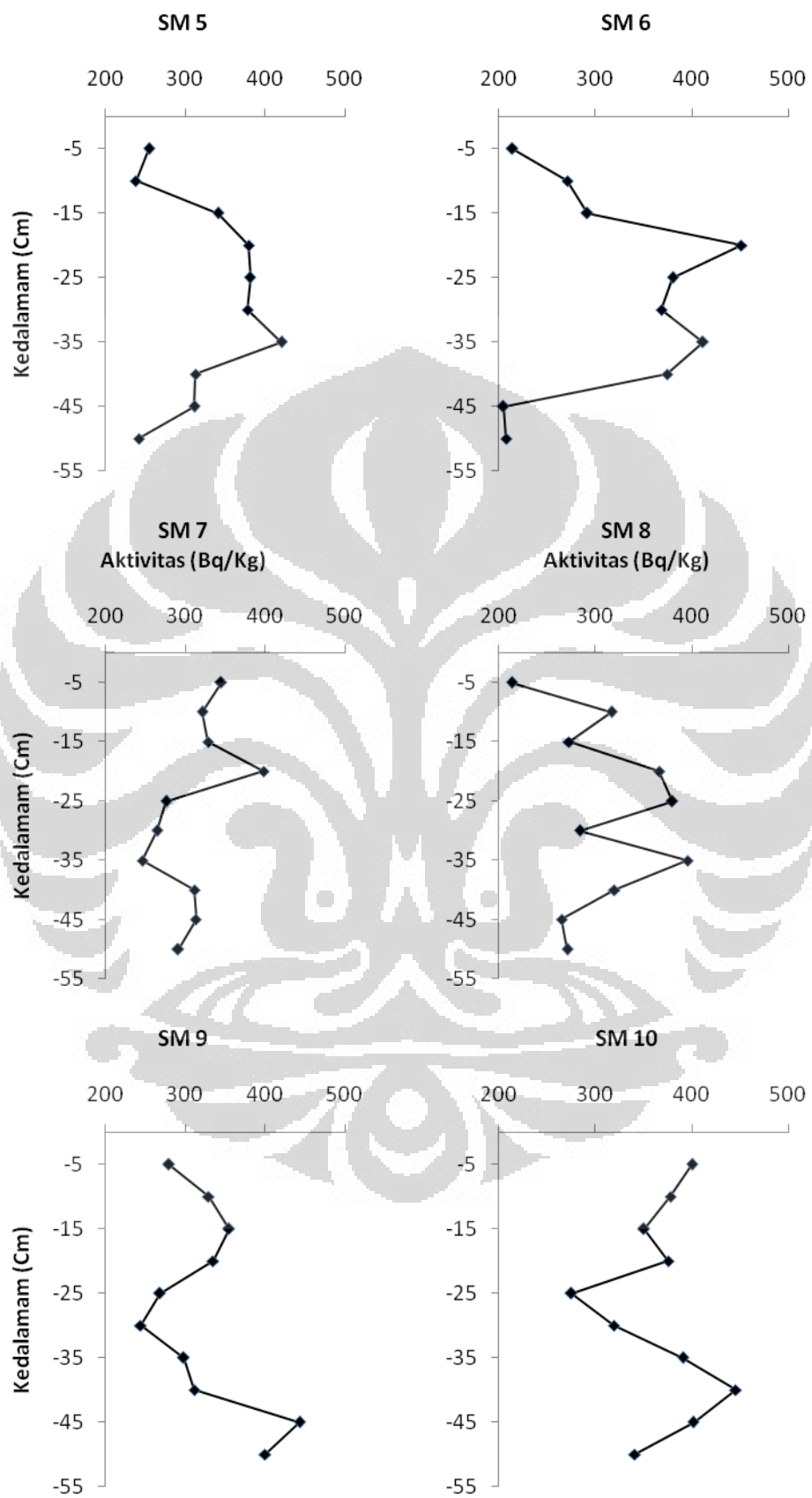
Lampiran 2. Profil distribusi Ra-228 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria



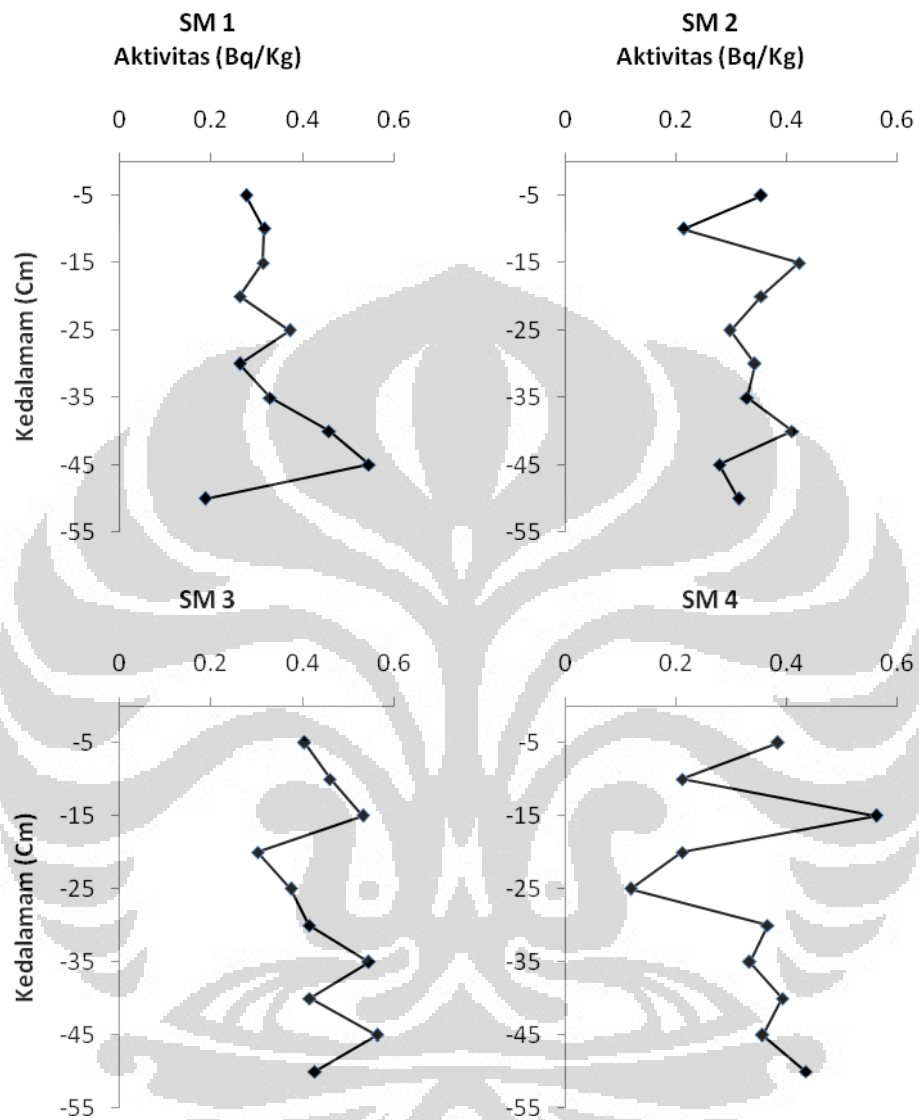


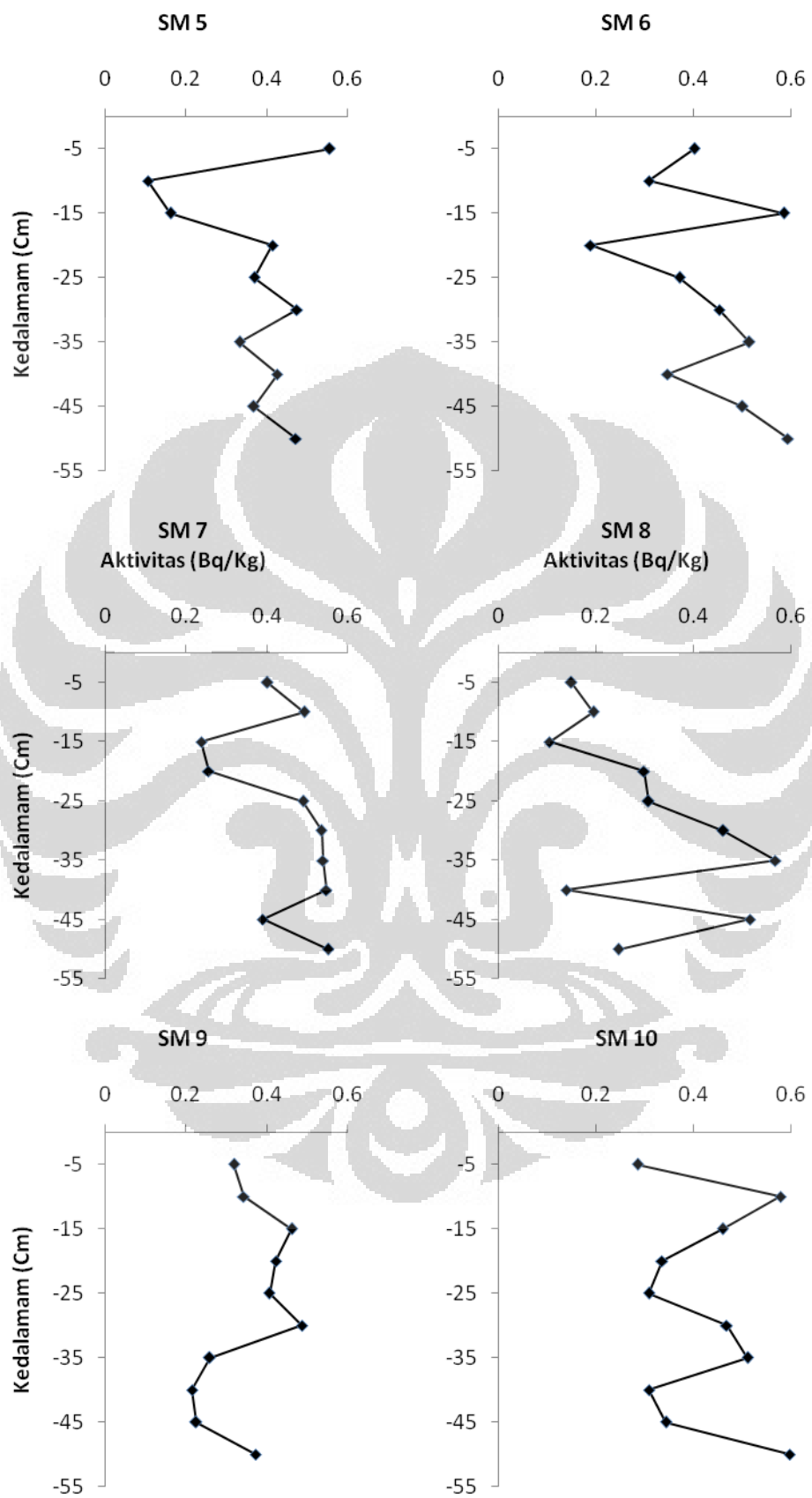
Lampiran 3. Profil distribusi K-40 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria

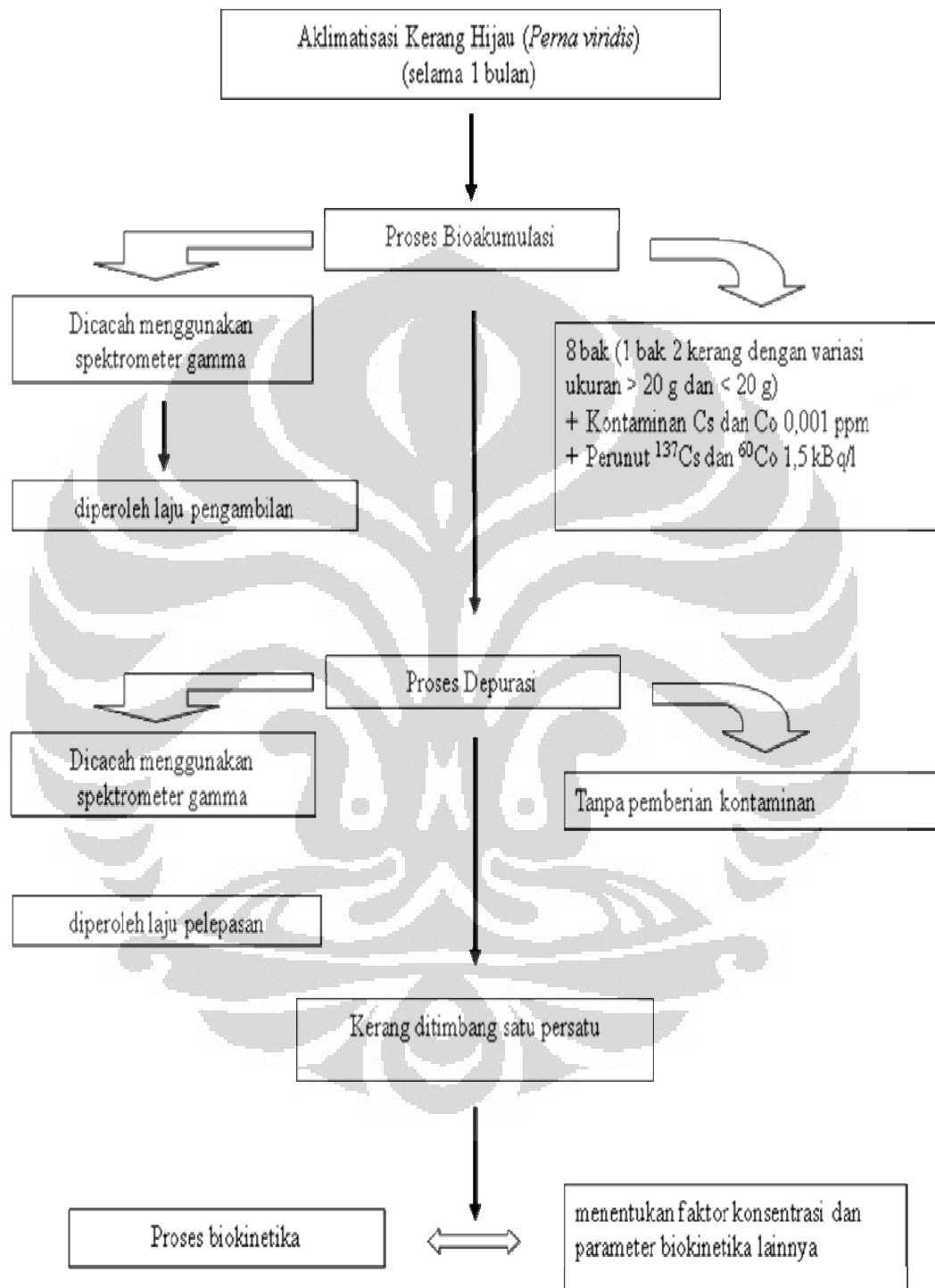




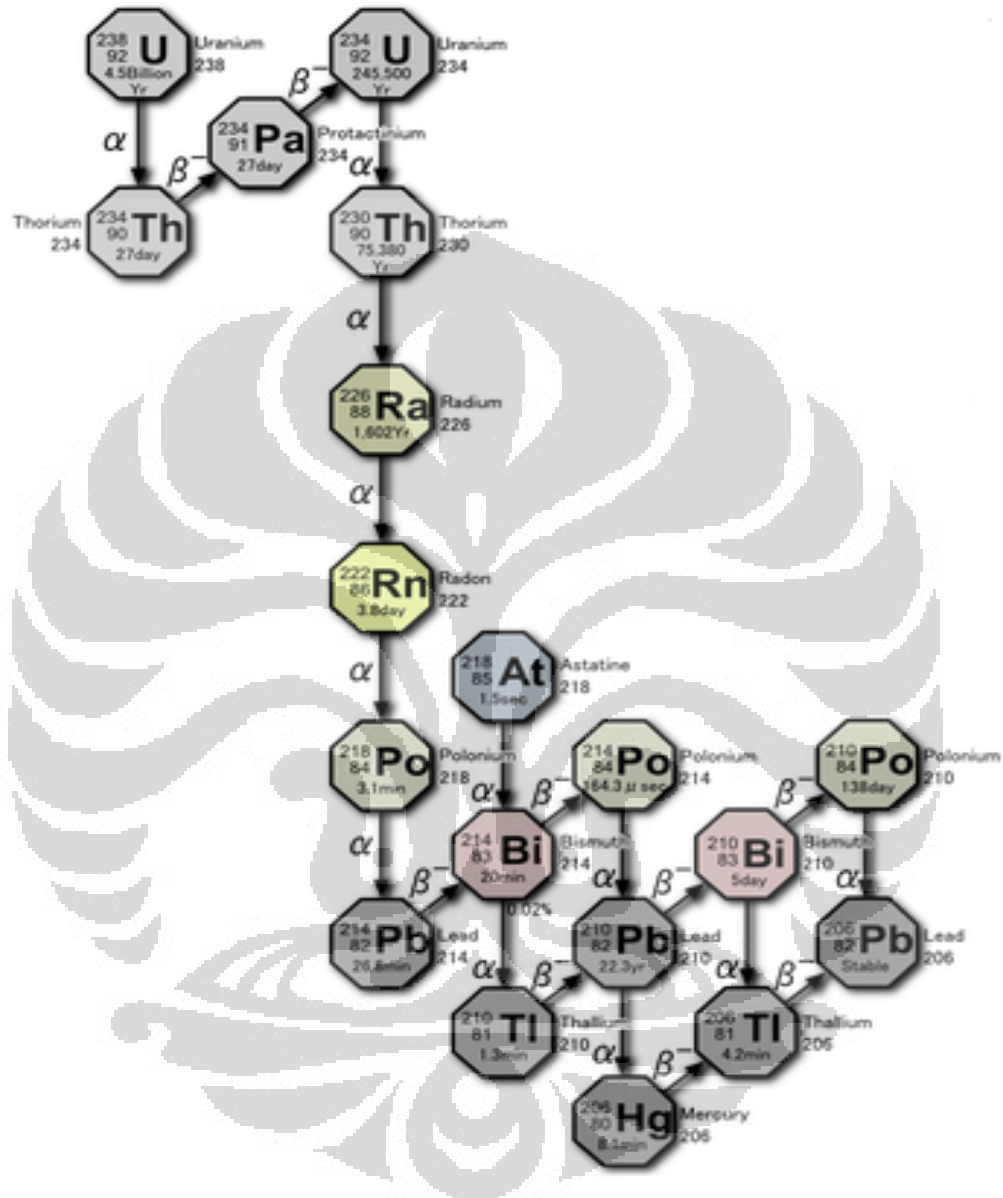
Lampiran 4. Profil distribusi Cs-137 pada tiap kedalaman sedimen di sepuluh stasiun pengamatan Semenanjung Muria





Lampiran 5. Laju Alir Percobaan Biokinetika Akumulasi ^{137}Cs dan ^{60}Co 

Lampiran 6. Mekanisme peluruhan U-238 (*Uranium Series*)
 (http://en.wikipedia.org/wiki/Decay_chain)



Lampiran 7. Mekanisme peluruhan Th-232 (*Thorium Series*)
(http://en.wikipedia.org/wiki/Decay_chain)

