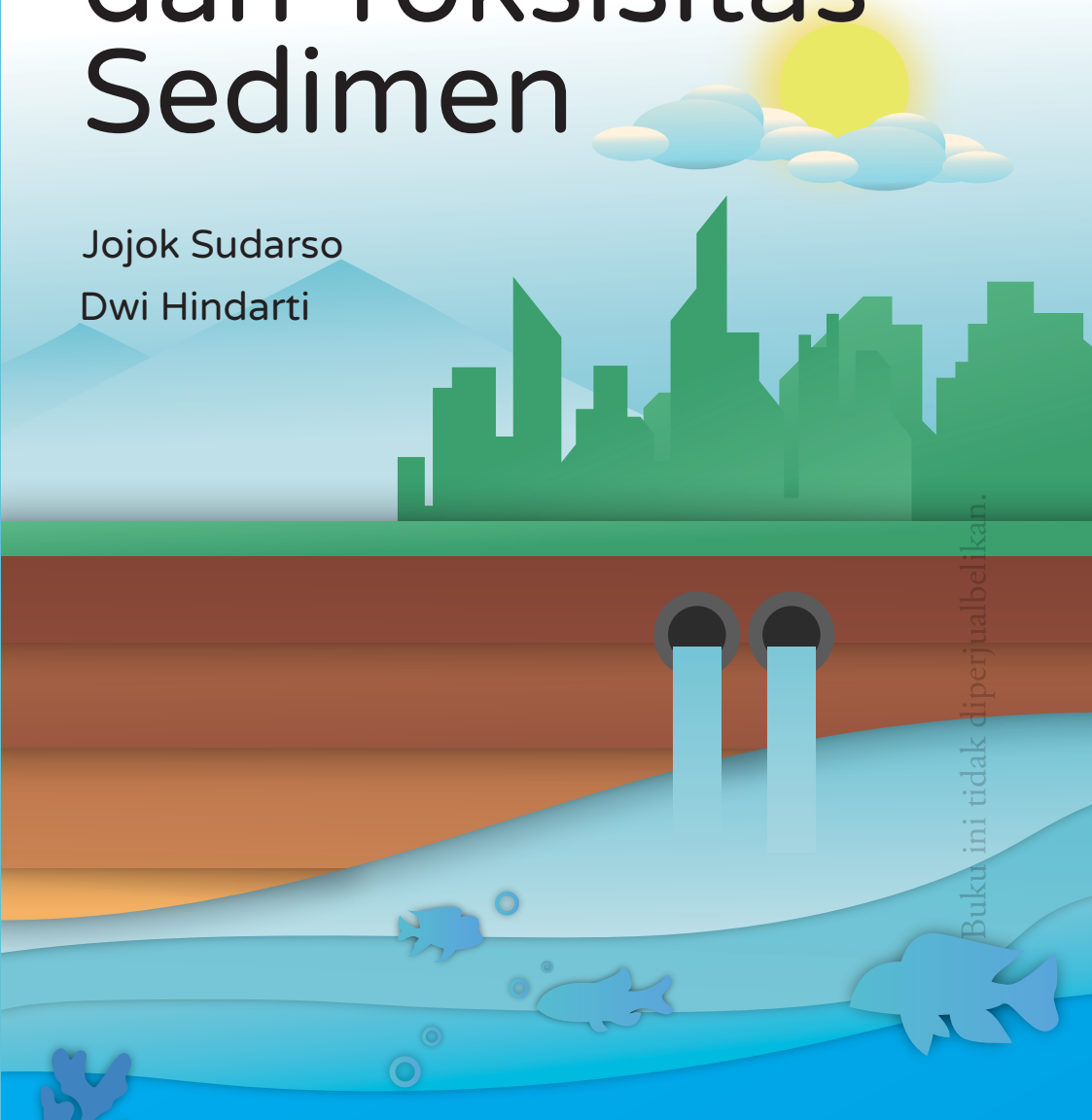




Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen

Jojob Sudarso
Dwi Hindarti



Buku ini tidak diperjualbelikan.

Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Dilarang mereproduksi atau memperbanyak seluruh atau sebagian dari buku ini dalam bentuk atau cara apa pun tanpa izin tertulis dari penerbit.

© Hak cipta dilindungi oleh Undang-Undang No. 28 Tahun 2014

All Rights Reserved

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen

Jojok Sudarso

Dwi Hindarti

LIPI Press

Buku ini tidak diperjualbelikan.

© 2021 Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia (LIPI)
Pusat Penelitian Limnologi

Katalog dalam Terbitan (KDT)

Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen/Jojo Sudarso & Dwi Hindarti–Jakarta: LIPI Press, 2021.

xviii hlm. + 124 hlm.; 14,8 × 21 cm

ISBN 978-602-496-243-2 (cetak)
978-602-496-244-9 (e-book)

1. Toksisitas
3. Polutan

2. Sedimen

552.5

Copy editor : Akbar Malik Adi Nugraha
Proofreader : Sonny Heru Kusuma dan Martinus Helmiawan
Penata isi : Vidia Cahyani Ayuningtyas dan Meita Safitri
Desainer sampul : Dhevi E. I. R. Mahelingga

Cetakan pertama : September 2021



Diterbitkan oleh:
LIPI Press, anggota Ikapi
Gedung PDDI LIPI, Lantai 6
Jln. Jend. Gatot Subroto 10, Jakarta 12710
Telp.: (021) 573 3465
e-mail: press@mail.lipi.go.id
website: lipipress.lipi.go.id

 LIPI Press
 @lipi_press
 lipi.press

Buku ini tidak diperjualbelikan.

DAFTAR ISI

Daftar Gambar.....	vii
Daftar Tabel	ix
Pengantar Penerbit	xi
Kata Pengantar	xiii
Prakata	xv
BAB I PENGERTIAN DAN PERAN SEDIMEN DALAM EKOSISTEM AKUATIK.....	1
BAB II DAMPAK SEDIMENTASI BAGI BIOTA AKUATIK	7
A. Jalur Paparan Polutan dari Sedimen ke Makhluk Hidup	8
B. Dampak Sedimentasi bagi Organisme Makrozoobentos	11
C. Dampak Sedimentasi bagi Ikan	13
BAB III FAKTOR YANG MEMENGARUHI BIOAVAILABILITAS POLUTAN DI SEDIMEN	17
BAB IV STRATEGI <i>SAMPLING</i> DAN PENGUKURAN KUALITAS SEDIMEN	27
BAB V UJI TOKSISITAS SEDIMEN	41
A. Uji Toksisitas	42
B. Uji Toksisitas Sedimen.....	44
C. Pengaruh Geokimia Sedimen terhadap Uji Toksisitas Sedimen	57
D. Penyimpanan Sedimen	58
E. Identifikasi dan Evaluasi Toksisitas (<i>Toxicity Identification and Evaluation/TIE</i>)	59

Buku ini tidak diperjualbelikan.

BAB VI	EVALUASI KUALITAS DAN BIOAVAILABILITAS POLUTAN DI SEDIMEN	69
A.	Kimia sedimen	73
B.	Struktur Komunitas Makrozoobentos.....	78
C.	Residu dalam Jaringan (Bioakumulasi)	89
D.	Kualitas Sedimen Triad (SQT).....	95
E.	Ekstraksi Sequential (Fraksinasi) untuk Kontaminan Logam	107
F.	Normalisasi Logam oleh <i>Acid Volatile Sulfide</i> (AVS)	113
G.	Keseimbangan Partisi (<i>Equilibrium partitioning</i> / EqP) untuk kontaminan organik persisten	116
H.	Ambang Batas Efek Terjelas (<i>Apparent Effect Threshold</i> / AET)	127
I.	Seleksi Tingkat Konsentrasi Kontaminan (SLC)	129
J.	Pendekatan Kisaran Efek (<i>Effect Range Approach</i> /ERA)	134
BAB VII	PEDOMAN KUALITAS SEDIMEN	137
BAB VIII	PENILAIAN STATUS KONTAMINASI POLUTAN DI SEDIMEN	153
BAB IX	PENGEMBANGAN PENILAIAN KUALITAS SEDIMEN ..	165
	Daftar Pustaka.....	173
	Glosarium	191
	Indeks	197
	Biografi Penulis	203
	Lampiran	205

DAFTAR GAMBAR

Gambar 1. Proses bioavailabilitas polutan di sedimen.	9
Gambar 2. Proses gangguan oleh toksisitas logam pada seluruh tingkatan organisasi biologi dari tingkat terendah (seluler) hingga yang lebih tinggi (populasi).....	10
Gambar 3. Pengaruh sedimen halus dalam memengaruhi kehidupan makrozoobentos.....	12
Gambar 4. Skema jalur pengambilan logam ke biota akuatik:1. Dari sedimen, 2. Dari air pori, 3. Dari air <i>overlying</i> , dan 4. Dari makanan.	25
Gambar 5. Contoh Perbedaan Tipe Desain <i>Grid Sampling</i>	32
Gambar 6. a) Alat Birge Ekman <i>Grab Sampler</i> ; dan b) <i>Core</i>	33
Gambar 7. <i>Chamber</i> yang digunakan untuk pengujian toksisitas sedimen secara <i>in-situ</i>	57
Gambar 8. Diagram Alir Proses Karakterisasi TIE Fase I	62
Gambar 9. Diagram Alir Pelaksanaan TIE Fase II.a	65
Gambar 10. Diagram alir penilaian kualitas sedimen dengan menggunakan pendekatan analisis kimia.....	72
Gambar 11. Kerangka kerja dari ANZECC untuk menilai kontaminasi logam di sedimen.	73
Gambar 12. Kerangka kerja dari ANZECC untuk menilai kontaminasi organik di sedimen.....	74
Gambar 13. Kurva ABC beserta intepretasinya.....	84
Gambar 14. Intepretasi dari kurva distribusi kelimpahan spesies.....	85
Gambar 15. Elaborasi dari komponen triad dan informasi yang dihasilkan dari setiap indikator.	92

Gambar 16. Gabungan dari komponen <i>triad</i> yang digambarkan dalam grafik radar. Abjad B merupakan <i>rangking</i> dari indek biotik gabungan dari komunitas bentuk makrovertebrata, L merupakan nilai <i>rangking</i> kontaminasi logam gabungan (total) di sedimen, T merupakan nilai <i>rangking</i> uji toksisitas air pori sedimen pada hewan <i>Hydra</i> sp.	96
Gambar 17. Contoh penentuan nilai AET untuk logam Pb di sedimen selama uji toksisitas. Nilai kualitas sedimen untuk logam Pb berdasarkan pendekatan AET adalah 700 ppm.....	123
Gambar 18. Diagram alir untuk prediksi mudah lepasnya unsur P dari sedimen.....	156

DAFTAR TABEL

Tabel 1. Ringkasan potensi gangguan dan jalur paparan polutan yang ditimbulkan oleh sedimen	4
Tabel 2. Pengaruh sedimentasi pada kehidupan ikan dalam jangka pendek, menengah dan panjang.....	14
Tabel 3. Usulan konsentrasi sedimen tersuspensi (mg/L) guna melindungi kehidupan ikan.....	15
Tabel 4. Volume dan Kemasan Sampel Sedimen yang Dibutuhkan untuk Analisis.....	36
Tabel 5. Contoh data yang digunakan untuk menghasilkan nilai kualitas sedimen pada air <i>interstitial</i>	53
Tabel 6. Kriteria bahaya akut yang dihasilkan dari penggabungan uji toksisitas sedimen.....	55
Tabel 7. Indikator kualitas sedimen beserta target reseptornya	68
Tabel 8. Contoh perhitungan nilai TBP untuk PCBs.....	90
Tabel 9. Intepretasi data bioavailabilitas sedimen dengan menggunakan konsep <i>Triad</i> dalam bentuk matrik tabulasi	93
Tabel 10. Sistem <i>rangking</i> masing-masing bukti kejadian pada pendekatan triad	98
Tabel 11. Sistem rangking pada masing-masing bahan bukti	99
Tabel 12. Intepretasi bobot bukti dari masing-masing bahan bukti	100
Tabel 13. Ringkasan reagen yang digunakan dalam metode ekstraksi sequential di tanah dan sedimen	105
Tabel 14. Contoh Penghitungan SEM	109
Tabel 15. Contoh untuk menghitung konsentrasi komponen PAH yang sudah dinormalisasi	115

Tabel 16. Contoh perhitungan untuk menghitung Unit Toksik ESB ..	116
Tabel 17. Perhitungan untuk menghasilkan potensi toksisitas pada kimia organik non-ion.....	118
Tabel 18. Pedoman kualitas sedimen untuk daerah Ontario Canada....	135
Tabel 19. Kriteria kualitas sedimen yang diijinkan pada materi hasil pengerukan	138
Tabel 20. Pedoman nilai ambang batas kualitas sedimen untuk logam berat (mg/kg).....	138
Tabel 21. Pedoman kualitas sedimen pada kisaran sedang untuk logam berat (mg/kg).....	139
Tabel 22. Pedoman kualitas sedimen pada kondisi ekstrim untuk logam berat (mg/kg)	140
Tabel 23. Pedoman nilai ambang batas kualitas sedimen untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	141
Tabel 24. Pedoman kualitas sedimen pada kisaran sedang untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	143
Tabel 25. Pedoman kualitas sedimen pada kondisi ekstrim untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$).....	145
Tabel 26. Klasifikasi indeks geoakumulasi	150
Tabel 27. Klasifikasi nilai faktor kontaminasi dan tingkat kontaminasi elemen.....	155
Tabel 28. Kriteria potensi risiko ekologi dari kontaminasi logam toksik	156
Tabel 29. Kelebihan dan Keterbatasan Metode Penilaian Bioavailabilitas Polutan di Sedimen.....	161



PENGANTAR PENERBIT

Sebagai penerbit ilmiah, LIPI Press mempunyai tanggung jawab untuk terus berupaya menyediakan terbitan ilmiah yang berkualitas. Upaya tersebut merupakan salah satu perwujudan tugas LIPI Press untuk turut serta membangun sumber daya manusia unggul dan mencerdaskan kehidupan bangsa sebagaimana yang diamanatkan dalam pembukaan UUD 1945.

Buku ini mengulas dasar-dasar pengetahuan mengenai sedimen, dampak sedimen, serta teknik pengambilan sampel sedimen. Sedimen merupakan kumpulan matriks heterogen yang tersusun dari bahan detritus organik maupun anorganik yang terendapkan di dasar perairan. Sedimen juga berfungsi untuk menyediakan tempat untuk mendapatkan makanan maupun perlindungan bagi sebagian biota akuatik. Namun, sedimen toksik atau beracun dapat menghasilkan masalah lingkungan hampir di seluruh dunia.

Buku ini diharapkan dapat menambah wawasan tentang teknik untuk menilai kualitas dan bioavailabilitas polutan yang terikat dan terendapkan pada sedimen. Selain itu, buku ini juga diharapkan mampu memperkaya pengetahuan tentang teknik menilai kualitas sedimen.

Akhir kata, kami mengucapkan terima kasih kepada semua pihak yang telah membantu proses penerbitan buku ini.

LIPI Press

Buku ini tidak diperjualbelikan.

KATA PENGANTAR

Puji syukur kita panjatkan ke hadirat Allah Swt. yang telah melimpahkan karunia, nikmat, dan rahmat-Nya bagi kita semua.

Penilaian kualitas sedimen menarik untuk disimak dan dicermati secara saksama karena dampak negatif yang ditimbulkan polutan yang terikat di sedimen berdampak pada ekosistem perairan. Sejalan dengan peningkatan aktivitas antropogenik di sekitar daerah aliran sungai (DAS) maupun badan air lainnya seperti danau, maka sejumlah bahan kimia akan dilepaskan ke lingkungan dan berpotensi mencemari ekosistem perairan. Oleh sebab itu, perlu tindakan pengawasan, pemantauan, dan evaluasi terhadap keberadaan polutan di sedimen serta kajian bio-availabilitas biota akuatik untuk meminimalisasi dampak negatif yang ditimbulkan.

Meskipun demikian, sejumlah kendala yang masih dihadapi terkait dengan penilaian kualitas sedimen ini, seperti literatur yang mudah dipahami bagi yang awam tentang evaluasi dan toksikologi sedimen masih terbatas. Perkembangan ilmu toksikologi sedimen memang relatif baru dibandingkan toksikologi dengan media air. Untuk itu, kehadiran buku ini dipandang layak digunakan sebagai fondasi dalam program pengelolaan sedimen toksik maupun remediasinya.

Buku ini sudah cukup memadai sebagai modal dasar bagi para pelajar, peneliti, maupun praktisi di bidang lingkungan yang tertarik dan ingin mendalami toksikologi sedimen. Isinya menjelaskan tentang pengetahuan dasar sedimen dan dampak sedimentasi bagi biota akuatik, strategi *sampling*, uji toksisitas sedimen, evaluasi dan bioavailabilitas

Buku ini tidak diperjualbelikan.

polutan di sedimen, serta beberapa pedoman kualitas sedimen yang sudah tersedia di luar negeri. Buku ini diharapkan mampu meningkatkan pengetahuan pembaca tentang peran penting sedimen sebagai media sumber pencemar sekunder ke perairan, termasuk potensi risiko yang ditimbulkan polutan dari sedimen.

Mengingat negara Indonesia yang kaya sumber daya ekosistem lentik dan lotik dengan berbagai macam status gangguan yang ada, kehadiran buku ini juga diharapkan dapat menjadi cikal bakal proses penyusunan panduan kualitas sedimen di Indonesia guna melindungi kehidupan biota akuatik maupun keamanan pada manusia.

Kepala Pusat Penelitian Limnologi-LIPI

Dr. Ir. Fauzan Ali, M.Sc

Buku ini tidak diperjualbelikan.



PRAKATA

Puji syukur kami panjatkan kepada Allah Swt. yang telah mengaruniakan nikmat-Nya kepada penulis untuk menyelesaikan buku yang berjudul *Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen*. Tak lupa penulis juga mengucapkan terima kasih kepada semua pihak yang telah memberikan dorongan semangat, saran, kritik, maupun fasilitas lainnya guna menyelesaikan buku ini. Penulis menyadari dalam buku ini masih banyak kekurangan dan ketidaksempurnaan, karena itu penulis mengharapkan saran maupun kritik yang konstruktif guna penyempurnaan di masa mendatang.

Tema kualitas sedimen memang menarik untuk dikaji. Hal ini sejalan dengan semakin berkembangnya ilmu pengetahuan, khususnya yang berkaitan dengan metode untuk menilai kualitas maupun toksisitas sedimen. Perhatian pada kualitas sedimen di Indonesia memang masih relatif baru, jika dibandingkan dengan media air. Sekitar tahun 1980-an kajian mengenai kualitas maupun toksisitas sedimen mulai marak dilakukan dan dikembangkan oleh para peneliti maupun para agensi lingkungan guna mengetahui bioavailabilitas polutan terendapkan di sedimen. Penggunaan sedimen sebagai objek kajian memiliki keunggulan tersendiri dalam mencerminkan kondisi kualitas suatu perairan. Hal ini karena sedimen memiliki kemampuan dalam merekam kejadian dari masa lampau hingga sekarang yang tidak dimiliki oleh media air yang hanya mencerminkan kondisi kualitas air sesaat. Di samping itu, media sedimen juga berfungsi sebagai sumber kontaminan sekunder ke badan air sehingga perlu dilakukan pemantauan secara rutin seperti halnya pada air.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Perkembangan teknik penilaian kualitas dan toksisitas sedimen di Indonesia masih belum banyak mendapat perhatian, khususnya bagi instansi pemerintah, akademisi, maupun para peneliti. Keterbatasan pemahaman mengenai metode untuk menilai kualitas dan toksisitas sedimen maupun sarana dan prasarana yang dimiliki dapat menghambat kemajuan di bidang toksikologi sedimen. Kondisi ini dapat menyulitkan proses penyusunan baku mutu kualitas sedimen guna mendukung dan melindungi kehidupan biota akuatik maupun untuk tujuan lainnya (misalnya pariwisata dan estetika). Adanya buku ini diharapkan mampu memperkaya pengetahuan tentang teknik menilai kualitas sedimen maupun sebagai bahan acuan bagi akademisi, peneliti, mahasiswa, maupun agensi lingkungan yang mendalami kualitas, bioavailabilitas, dan toksisitas polutan di sedimen.

Penulis menyadari bahwa dalam buku ini masih belum mencakup metode teknis analisis secara detail sehingga harus merujuk pada buku standar lainnya, seperti pada US-EPA maupun ASTM. Di masa mendatang masih banyak kesempatan dalam mengembangkan pedoman kualitas dan toksisitas sedimen yang bersifat adaptif guna diterapkan sesuai dengan kondisi lokal beriklim tropis seperti di Indonesia.

Bogor, 18 Agustus 2018

Penulis

Buku ini tidak diperjualbelikan.

BAB I

PENGERTIAN DAN PERAN SEDIMEN DALAM EKOSISTEM AKUATIK

Pembangunan sering dikaitkan dengan sejumlah aktivitas manusia guna memajukan kesejahteraan maupun peradabannya di muka bumi ini. Namun, sering tanpa kita sadari dalam proses memajukan kesejahteraannya, manusia telah melibatkan dan melepaskan sejumlah senyawa kimia ke lingkungan baik secara sadar maupun tidak. Kurang lebih sekitar 100.000 jenis substansi kimia sintesis yang telah teridentifikasi digunakan setiap hari dan mungkin jumlahnya meningkat secara kontinu (Sormunen, 2008). Substansi kimia tersebut di alam dapat mudah terurai ataupun sulit, namun untuk substansi yang sulit terurai sering kali berbahaya bagi lingkungan maupun ke biota akuatik. Di ekosistem akuatik telah menyediakan media guna mengurai maupun menyimpan substansi kimia tersebut sehingga seluruh proses yang terjadi di muka bumi ini dapat terekam dengan baik. Apakah media perekam tersebut? Itulah sedimen.

Sedimen merupakan kumpulan matriks heterogen yang tersusun dari bahan detritus organik maupun anorganik yang terendapkan di dasar perairan. Komposisi matriks sedimen ini mungkin berupa batuan, serpihan cangkang Moluska, mineral lempung, detritus organik, ekskresi hewan, karbonat, kuarsa, *feldspar*, maupun substansi lainnya

dari aktivitas antropogenik (Birch, 2011; Maher dkk., 1999; Power & Chapman, 1992). Kandungan air *interstitial* dapat menyusun hingga 32% dari volume sedimen itu sendiri. Berdasarkan ukuran partikelnya, sedimen secara umum tersusun atas: mineral liat (*clay*), lempung (*silt*), pasir, hingga batuan. Fraksi partikel sedimen halus umumnya dihasilkan dari proses erosi aliran sungai yang tersuspensi maupun hanyut terbawa oleh arus air. Partikel sedimen yang tersuspensi memiliki kemampuan untuk mengadsorpsi berbagai macam kontaminan (organik maupun anorganik) dari badan air yang kemudian terendapkan di dasar perairan. Fraksi partikel lumpur dan lempung memiliki gaya kohesif yang lebih besar, sehingga mampu mengadsorpsi berbagai macam kontaminan dari kolom air. Kemampuan adsorpsi dari sedimen tersebut sangat dipengaruhi oleh parameter lingkungan, seperti pH, salinitas, dan geokimia permukaan partikel itu sendiri (Maher dkk., 1999).

Sedimen merupakan bagian penting, integral, dan dinamis dari sistem hidrologi. Secara alami sedimen dihasilkan dari proses pelapukan dan erosi dari bahan mineral, organik, tanah di bagian hulu, maupun erosi di bagian pinggir sungai. Pada sistem sungai ketika terjadi penurunan kecepatan aliran air di bagian dataran rendah, transpor sedimen dapat terendapkan di dasar maupun pinggir sungai melalui proses sedimentasi. Karena sedimen dapat bertindak sebagai penampung sejumlah kontaminan kimia maupun biologi dari buangan limbah aktivitas antropogenik di seluruh tipe badan air dan memiliki potensi menimbulkan gangguan ekologi dan kesehatan manusia, banyak negara memberi perhatian khusus pada penanganan sedimen dari sisi kuantitas maupun kualitasnya (Apitz dkk., 2005).

Secara ekologis, keberadaan sedimen merupakan komponen penting penyusun habitat biota akuatik dan berfungsi penampung alami berbagai macam kontaminan maupun nutrisi (Luoma & Ho, 1993). Sedimen memiliki kapasitas alami guna menurunkan toksisitas dari bahan polutan melalui mekanisme pembentukan ligan pada air *interstitial*, absorpsi, maupun presipitasi. Kontaminan organik yang kurang polar dan elemen renik (*trace element*) toksik akan berikatan dengan bahan partikulat dan terakumulasi di sedimen, sehingga tidak mengherankan jika konsentrasi

polutan di sedimen jauh lebih tinggi dibandingkan bentuk terlarutnya di kolom air. Oleh karena itu, kontaminan yang terakumulasi pada sedimen dapat berfungsi sebagai sumber kontaminan sekunder di kolom air maupun air *interstitial* melalui proses kesetimbangan selama proses absorpsi dan desorpsi (pelepasan kembali) (Bastami dkk., 2012).

Sedimen juga berfungsi untuk menyediakan tempat untuk mendapatkan makanan maupun perlindungan bagi sebagian biota akuatik. Berbagai macam biota akuatik dapat mudah terpapar kontaminan di sedimen secara langsung maupun tidak. Kontaminasi polutan di biota akuatik mungkin berasal dari proses mencerna detritus sebagai makanannya, rantai makanan, maupun kontak langsung dengan sedimen. Keberadaan biota akuatik terutama organisme makrozoobentos dapat meningkatkan resuspensi polutan ke kolom air melalui mekanisme bioturbasi selama aktivitas menggali lubang maupun mendapatkan makanan (Zhao dkk., 2014). Karena itu, keberadaan polutan di sedimen dapat mengalami perpindahan dari satu kompartemen ke kompartemen lainnya yang akan menentukan nasib polutan tersebut di perairan. Hewan predator mungkin memiliki potensi tertinggi untuk terpapar kontaminan dari sedimen, karena memiliki tingkatan trofik paling tinggi dalam rantai makanan (Luoma & Ho, 1993; Novotny & Olem, 1994).

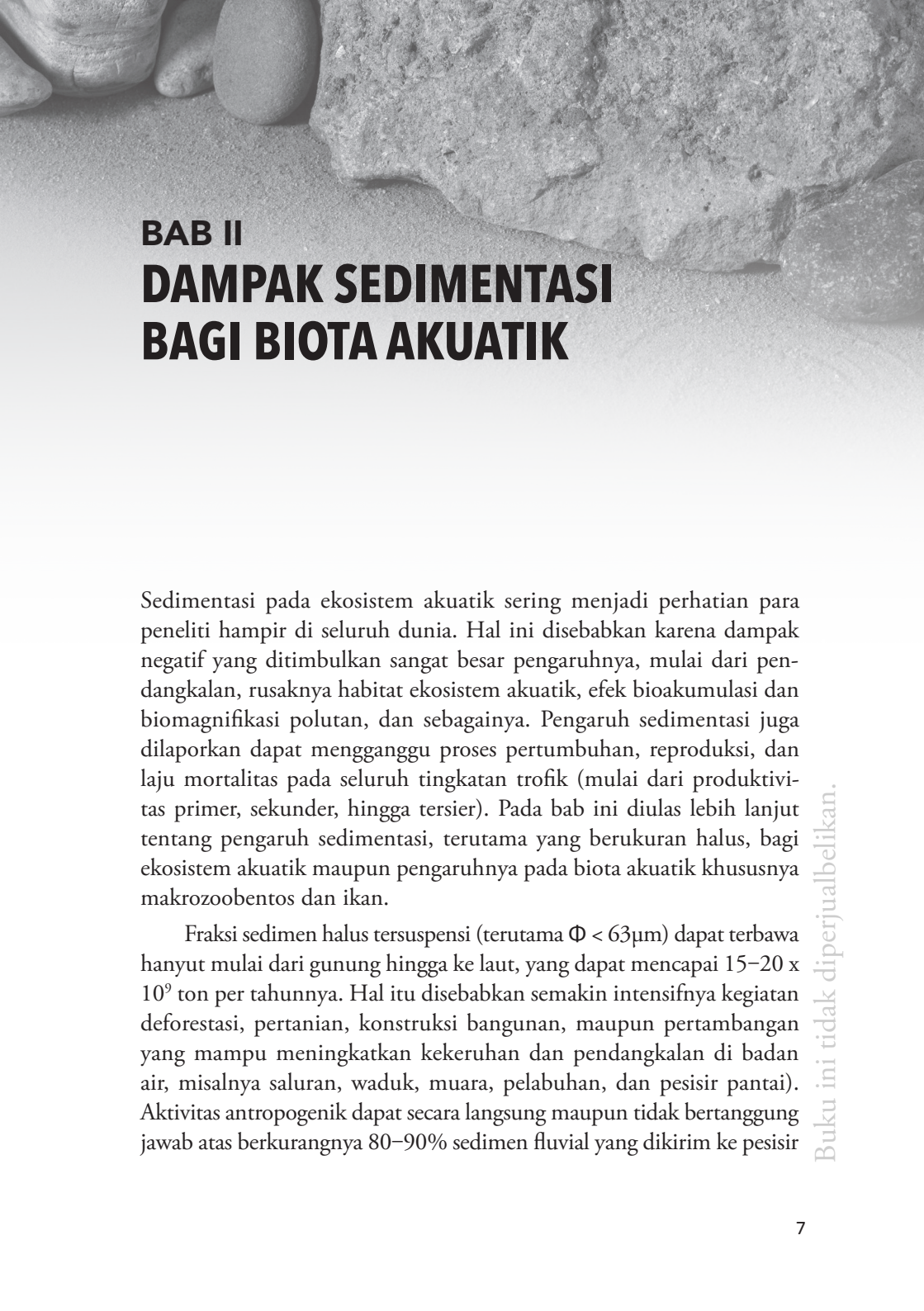
Sedimen toksik atau beracun dapat menghasilkan masalah lingkungan hampir di seluruh dunia. Bagi biota akuatik efek negatif yang mungkin timbul antara lain: a). Punahnya populasi ikan maupun biota komersial lainnya seperti: remis, kepiting, dan udang. b). Biomagnifikasi polutan melalui jalur rantai makanan. c). Menurunnya tingkat kelulushidupan biota (*survival*), d). Menghambat pertumbuhan maupun terganggunya siklus reproduksi, e). Meningkatnya frekuensi kejadian tumor maupun kanker pada ikan, dan f). Terjadinya pergeseran struktur komunitas biota akuatik dari kompleks menjadi sederhana (adanya dominasi spesies oportunistik dan toleran terhadap pencemaran) (Kemp dkk., 2011). Mac Donald dan Ingersoll (2010) lebih lanjut telah merinci jalur paparan polutan di sedimen sehingga mampu menimbulkan gangguan atau masalah bagi biota maupun lingkungan seperti yang tercantum dalam Tabel 1.

Tabel 1. Ringkasan potensi gangguan dan jalur paparan polutan yang ditimbulkan oleh sedimen

Tipe Gangguan/perusakan	Jalur paparan kontaminan di sedimen
Terbatasnya konsumsi ikan maupun biota liar lainnya	Pengambilan kontaminan melalui kontak dengan sedimen maupun jalur rantai makanan.
Degradasi populasi ikan dan satwa liar	Degradasi kontaminan pada habitat Pengaruh kontaminan melalui kontak sedimen secara langsung Pengambilan kontaminan melalui jaring makanan
Tumor pada ikan dan kecacatan lainnya	Transfer kontaminan melalui kontak dengan sedimen atau melalui jaring makanan Kemungkinan memetabolisme senyawa karsinogenik
Kecacatan atau masalah dalam reproduksi dari burung atau satwa liar	Degradasi kontaminan pada habitat. Pengaruh kontaminan melalui kontak langsung dengan sedimen. Pengambilan polutan melalui jaring makanan
Degradasi pada organisme bentos	Kontak secara langsung Mencerna kontaminan toksik Pengkayaan nutrisi yang memicu pergeseran komposisi spesies dan strukturnya akibat rendahnya oksigen
Pembatasan aktivitas pengerukan	Pembatasan pembuangan di perairan terbuka karena keberadaan kontaminan, nutrisi, dan potensi dampaknya terhadap biota.
Eutrofikasi atau tumbuhnya alga yang tidak diinginkan.	Siklus nutrisi yang terendapkan sementara di dalam sedimen (contoh: pelepasan fosfor dari sedimen).
Degradasi estetika	Resuspensi padatan dan meningkatnya turbiditas. Bau yang berhubungan dengan gas seperti sulfida, amonia, metana, dan sebagainya
Penambahan biaya untuk pertanian atau industri	Resuspensi padatan Keberadaan substansi toksik dan nutrisi
Degradasi pada populasi fitoplankton dan zooplankton	Dilepaskannya kontaminan Resuspensi padatan, absorpsi kontaminan dan konsumsi
Hilangnya ikan dan habitat satwa liar	Toksitasitas pada stadium awal kehidupan yang kritis. Degradasi tempat pemijahan dan pengasuhan akibat <i>siltasi</i> .

Sumber: Mac Donald dan Ingersoll (2010)

Sedimentasi di bagian muara sungai atau laut sering kali menjadi masalah lingkungan tersendiri. Beberapa kapal harus datang lebih awal dengan beban muatan yang lebih ringan karena laut mengalami pendangkalan. Untuk menanggulangi permasalahan tersebut, biasanya dilakukan pekerjaan pengerukan sedimen. Sedimen sering kali mengandung berbagai senyawa toksik yang berbahaya bagi lingkungan maupun kesehatan manusia, sehingga pembuangan tidak bisa dilakukan secara langsung ke lingkungan, namun harus diolah terlebih dahulu ke instalasi pengolahan limbah bahan berbahaya dan beracun. Kondisi ini dapat menghasilkan peningkatan besaran biaya yang harus dikeluarkan oleh pemerintah maupun industri guna transportasi maupun pemulihan sedimen agar bisa dibuang ke tempat pembuangan akhir. Karena alasan keterbatasan biaya dan sulitnya mendapatkan lokasi yang cocok untuk pembuangan akhir, maka biasanya sedimen dibiarkan saja pada tempatnya sehingga menyulitkan navigasi kapal untuk berlabuh melalui kanal maupun pelabuhan (Ireland, 2007).



BAB II

DAMPAK SEDIMENTASI BAGI BIOTA AKUATIK

Sedimentasi pada ekosistem akuatik sering menjadi perhatian para peneliti hampir di seluruh dunia. Hal ini disebabkan karena dampak negatif yang ditimbulkan sangat besar pengaruhnya, mulai dari pendangkalan, rusaknya habitat ekosistem akuatik, efek bioakumulasi dan biomagnifikasi polutan, dan sebagainya. Pengaruh sedimentasi juga dilaporkan dapat mengganggu proses pertumbuhan, reproduksi, dan laju mortalitas pada seluruh tingkatan trofik (mulai dari produktivitas primer, sekunder, hingga tersier). Pada bab ini diulas lebih lanjut tentang pengaruh sedimentasi, terutama yang berukuran halus, bagi ekosistem akuatik maupun pengaruhnya pada biota akuatik khususnya makrozoobentos dan ikan.

Fraksi sedimen halus tersuspensi (terutama $\Phi < 63\mu\text{m}$) dapat terbawa hanyut mulai dari gunung hingga ke laut, yang dapat mencapai $15\text{--}20 \times 10^9$ ton per tahunnya. Hal itu disebabkan semakin intensifnya kegiatan deforestasi, pertanian, konstruksi bangunan, maupun pertambangan yang mampu meningkatkan kekeruhan dan pendangkalan di badan air, misalnya saluran, waduk, muara, pelabuhan, dan pesisir pantai). Aktivitas antropogenik dapat secara langsung maupun tidak bertanggung jawab atas berkurangnya 80–90% sedimen fluvial yang dikirim ke pesisir

Buku ini tidak diperjualbelikan.

laut melalui sungai. Sedimen halus tersuspensi dapat terbawa oleh arus air di ekosistem akuatik yang berkontribusi penting dalam mengatur fungsi hidrologi, geomorfologi, dan biologi terutama pada perubahan kualitas habitat maupun kuantitasnya, misalnya terciptanya endapan sedimen maupun gosong di sungai (Owens dkk., 2005).

Pengaruh perusakan yang ditimbulkan oleh *input* sedimen halus pada sungai secara umum dapat dilihat dari dua sisi, yaitu kuantitas dan kualitasnya. Secara fisik, peningkatan kuantitas partikel halus tersuspensi akan meningkatkan kekeruhan di kolom air yang memicu pembentukan sedimen di badan air, yang pada akhirnya dapat mengubah morfologi dan perilaku saluran air dan navigasi. Pengaruh perusakan lainnya pada habitat adalah tertutupnya batuan, karang, maupun ruang *interstitial* oleh partikel sedimen yang biasa dimanfaatkan oleh ikan maupun makrozoobentos untuk memijah, mencari makan, maupun pengasuhan (Owens dkk., 2005). Akibat yang ditimbulkan dari tertutupnya ruang *interstitial* substrat tersebut, yaitu berkurangnya suplai oksigen terlarut yang dibutuhkan oleh makhluk hidup. Defisit oksigen terlarut akibat dari tertutupnya ruang *interstitial* dapat mengganggu perkembangan telur dan embrio, menurunkan berat dan panjang larva, perubahan adaptasi morfologi (perluasan dari kantung telur), maupun hipoksia (Kemp dkk., 2011).

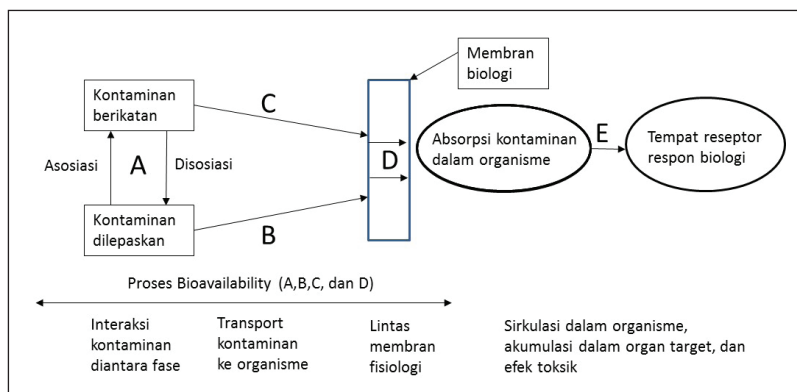
Ditinjau dari sisi kualitas, pengaruh sedimentasi bagi biota akuatik tidak terlepas dari toksisitas bahan polutan maupun nutrisi yang terkandung pada bahan partikulat tersebut. Konsentrasi bahan polutan di sedimen sering kali mendekati atau melebihi baku mutu yang telah ditetapkan. Bahan polutan yang semula tersimpan dalam sedimen pada saat-saat tertentu akan dilepaskan kembali ke kolom air yang kadang kala bersifat *bioavailable* ke makhluk hidup hingga menimbulkan akumulasi maupun gejala toksisitas (Burton & Johnston, 2010).

A. Jalur Paparan Polutan dari Sedimen ke Makhluk Hidup

Proses bioavailabilitas kontaminan ke makhluk hidup diawali dengan asosiasi maupun disosiasi partikulat di badan air. Proses asosiasi menunjukkan kemampuan interaksi kontaminan dari fase cair untuk berikatan

dengan fase padat (partikulat). Adapun sebaliknya proses disosiasi menunjukkan dilepaskannya kembali kontaminan dari fase padat ke fase cair. Kedua proses tersebut dapat mengalami transpor ke organisme hidup secara langsung (kontak langsung) maupun tidak (ikut tercerna dalam makanan). Adanya afinitas kontaminan terhadap lemak maupun protein pada membran fisiologi (seluler) menyebabkan kontaminan tersebut dapat masuk terabsorpsi dalam organisme dan memengaruhi reseptor biologi sehingga terdistribusi dalam sel maupun organ. Adanya distribusi kontaminan tersebut dalam tubuh, dapat menimbulkan akumulasi maupun efek toksik bagi makhluk hidup (Simpson dkk., 2016a; NRC, 2003). Gambar 1 menunjukkan proses bioavailabilitas kontaminan hingga masuk ke dalam tubuh organisme.

Luoma (1995) menunjukkan contoh dari jalur paparan logam ke tubuh organisme hingga mampu berpengaruh pada seluruh tingkat organisasi biologi dari rendah (seluler) hingga tinggi (populasi). Gambar 2 merupakan salah satu contoh rute paparan kontaminan yang dalam hal ini diwakili oleh logam berat yang mampu memengaruhi seluruh tingkatan organisasi biologi hingga tingkat populasi. Mekanisme toksisitas melibatkan reaksi penggantian maupun kegagalan interaksi dari

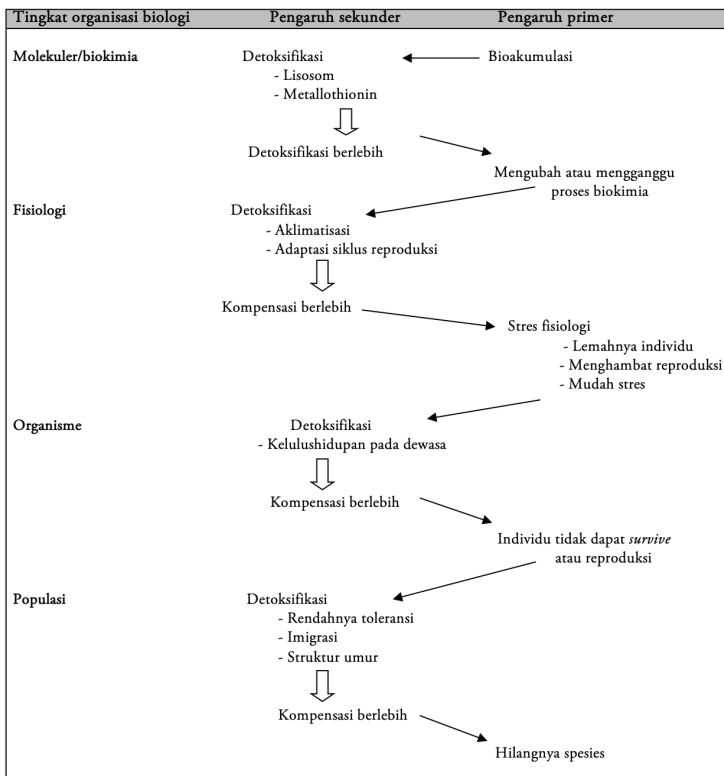


Keterangan: Proses A, B, dan C dapat terjadi di bagian internal tubuh, misalnya dalam lumen usus.

Sumber: NRC (2003)

Gambar 1. Proses bioavailabilitas polutan di sedimen.

mekanisme yang lebih kompleks. Proses detoksifikasi dan kompensasi terjadi pada masing-masing tingkat organisasi biologi. Efek merugikan dari logam terjadi ketika mekanisme kompensasi dan detoksifikasi berlebih pada pengaruh sekunder yang ditimbulkan. Pada gambar tersebut juga menunjukkan semakin besar konsentrasi paparan oleh logam, maka semakin panjang reaksi pada bagian bawah bagan yang akan diproses. Respons dari reaksi kontaminasi logam spesifik paling mudah diidentifikasi dari tingkat seluler dibandingkan dengan tingkat populasi yang lebih kompleks.



Sumber: Luoma (1995)

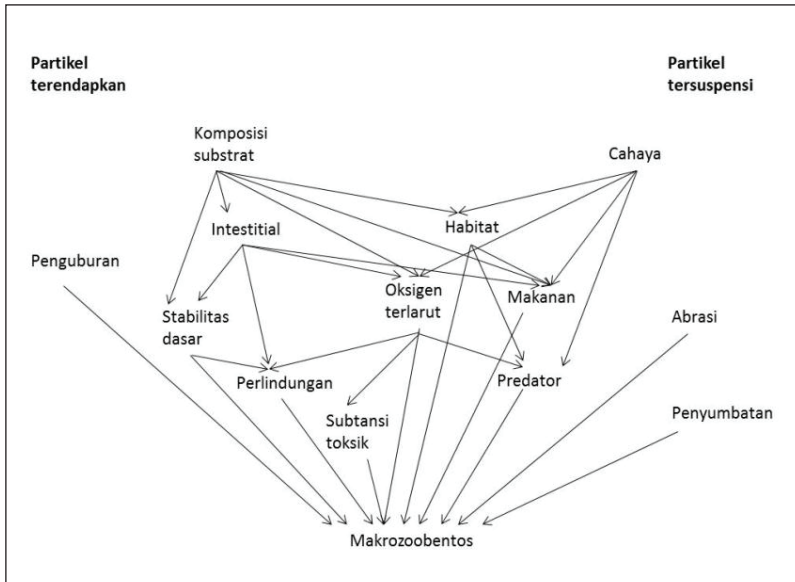
Gambar 2. Proses gangguan oleh toksisitas logam pada seluruh tingkatan organisasi biologi dari tingkat terendah (seluler) hingga yang lebih tinggi (populasi).

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota akuatik yang toleran terhadap pencemaran dapat memproses kontaminan dalam berbagai cara dan hasil metabolit yang dapat berpengaruh pada fungsi ekosistem seperti: aliran energi, produktivitas, dan proses dekomposisi. Hilangnya beberapa komunitas biologi dalam ekosistem secara tidak langsung berpengaruh pada komponen lainnya dari sistem atau proses di perairan tersebut. Sebagai contoh, jika struktur makrozoobentos secara signifikan berubah, maka proses dekomposisi pada siklus nitrogen di perairan dapat berubah, sehingga bentuk nitrogen yang semula diperlukan untuk pertumbuhan spesies kunci fitoplankton digantikan oleh ganggang hijau biru yang mampu memfiksasi nitrogen secara langsung (Ireland, 2007).

B. Dampak Sedimentasi bagi Organisme Makrozoobentos

Pengaruh fisik dari peningkatan beban sedimen halus di sungai pada makrozoobentos telah diulas lebih rinci oleh Jones dkk. (2012). Secara umum sedimen halus di perairan dapat terbagi menjadi dua bentuk yaitu: partikel yang terendapkan dan partikel tersuspensi. Dampak dari sedimen halus ini dapat berpengaruh secara langsung maupun tidak bagi organisme makrozoobentos. Pengaruh langsung dari partikel yang terendapkan pada makrozoobentos berupa efek penguburan oleh partikel sedimen, sedangkan pengaruh partikel tersuspensi berupa pengikisan dan penyumbatan organ respirasi maupun *apparatus* penyaring makanan. Harrison dkk. (2007) menambahkan dampak partikel tersuspensi ke organisme makrozoobentos antara lain: menurunkan ketersediaan makanan, meningkatkan penghanyutan diri, mengubah komposisi dan kecocokan habitat pada beberapa taksa, mengubah aktivitas *feeding* akibat menurunnya kualitas perifiton, dan menurunkan kepadatan mangsa. Pengaruh tidak langsung dari sedimen halus yaitu: memengaruhi variabel penting lainnya yang merupakan parameter kunci bagi kehidupan makrozoobentos misalnya: ketersediaan makanan, kandungan oksigen, kompleksitas habitat, penetrasi cahaya matahari, dan sebagainya (Jones dkk., 2012). Dalam Gambar 3 dapat terlihat keterkaitan dampak dari sedimentasi dan hubungannya dengan parameter kunci lainnya di perairan sehingga mampu memberikan dampak negatif bagi kehidupan makrozoobentos.



Sumber: Jones dkk. (2012)

Gambar 3. Pengaruh sedimen halus dalam memengaruhi kehidupan makrozoobentos.

Keberadaan beban sedimen halus (ukuran partikel < 4 mm) di perairan dapat meningkatkan kandungan partikel tersuspensi dan laju pengendapan. Makrozoobentos paling rentan mengalami abrasi oleh konsentrasi partikel dalam kondisi ekstrem yang mampu menyebabkan individu tersebut mudah menjadi rusak. Hewan tersebut mungkin memiliki perilaku untuk membersihkan sedimen yang menempel pada permukaan tubuhnya, namun pada konsentrasi yang besar dan durasi yang panjang dapat menyebabkan kerusakan bagian tubuhnya. Bagian tubuh halus yang tidak terlindungi dan berdaging seperti insang dan *apparatus* penyaring makanan paling rentan mengalami gangguan atau kerusakan (Govenor dkk., 2019; Jones dkk., 2012).

Adanya kerusakan fisik organ yang ditimbulkan oleh abrasi partikel halus, penyumbatan organ respirasi dan *apparatus* penyaring makanan dapat mengakibatkan gagalnya fungsi respirasi dan pengambilan makan. Sebagai contoh konstruksi jaring yang dibangun oleh larva Trichoptera

guna mendapatkan makanan dapat mengalami penyumbatan akibat tertutup oleh partikel halus. Oleh sebab itu,, adanya input sedimen halus yang tinggi dapat menghilangkan sebagian besar organisme benthik yang bertipe fungsional *filter-feeding* (Harrison dkk., 2007; Govenor dkk., 2019).

Meningkatnya laju pengendapan sedimen juga dilaporkan berdampak buruk bagi kehidupan remis. Remis dapat terkubur secara cepat oleh endapan sedimen halus dan mengalami kematian ketika ketebalan lumpur mencapai 0,6-2,5 cm. Individu yang masih kecil (larva) maupun fase telur dari organisme benthik atau ikan lebih rentan terhadap pengaruh penguburan oleh sedimen halus dibandingkan pengaruh lainnya (Wood dkk., 2005). Pengaruh penguburan oleh endapan sedimen halus mampu menurunkan kualitas makanan maupun ketersediaan suplai oksigen yang dibutuhkan larva maupun pupa serangga (Jones dkk., 2012). Beberapa dampak negatif yang ditimbulkan oleh sedimen halus pada kehidupan organisme makrozoobentos telah diringkas oleh Jones dkk. (2012) dalam Lampiran 1.

C. Dampak Sedimentasi bagi Ikan

Pengaruh sedimentasi bagi kehidupan ikan dapat menghasilkan banyak dampak negatif, mulai dari level fisiologi hingga populasi. Pengaruh yang ditimbulkan oleh sedimentasi dapat dibagi menjadi tiga bagian yaitu pengaruh jangka pendek, menengah, dan panjang. Pada jangka pendek, pengaruhnya pada *level* fisiologi akibat stres antara lain: peningkatan hormon kortikosteroid, glukosa, hematokrit dan menurunnya leukosit pada ikan salmon. Pengaruh jangka menengah berupa rusaknya jaringan tubuh, sedangkan pengaruh jangka panjang akibat stres fisiologi yang berkepanjangan dapat menghilangkan spesies ikan yang tergolong sensitif (Kemp dkk., 2011). Dalam Tabel 2 menunjukkan respons dari ikan terhadap sedimen halus dan pengaruhnya dalam jangka pendek, menengah, dan panjang. Beberapa hasil penelitian tentang dampak konsentrasi sedimen tersuspensi pada ikan telah dirangkum dalam Lampiran 2. Dalam Lampiran 2 tersebut menunjukkan dampak sedimen halus pada ikan berupa: meningkatnya frekuensi batuk, emigrasi, menurunkan laju makan dan pertumbuhan, dan tanggap reaksi berkurang.

Usaha untuk melindungi kehidupan ikan terhadap konsentrasi sedimen tersuspensi berupa *guideline* telah dirangkum oleh Collins dkk. (2011) dalam Tabel 3.

Tabel 2. Pengaruh sedimentasi pada kehidupan ikan dalam jangka pendek, menengah dan panjang

Temporal	Dampak sedimentasi
Jangka pendek	<ul style="list-style-type: none"> - Responss stres yang diindikasikan dengan peningkatan hormon kortikosteroid, glukosa, dan hematokrit, dan menurunkan kandungan leukosit - Menurunkan konsumsi makanan - Menurunkan pengambilan oksigen dan menyebabkan kematian akibat hipoksia
Jangka menengah	<ul style="list-style-type: none"> - Menurunkan toleransi terhadap polutan - Menurunkan ketahanan terhadap penyakit - Kerusakan fisik pada insang. - Mengikis lapisan mukosa - Abrasi jaringan. - Mengganggu pertukaran gas: <ol style="list-style-type: none"> 1. Sedimen berikatan langsung dengan jaringan epitel insang. 2. Menghambat suplai oksigen dan penghilangan metabolit pada telur dan stadium kehidupan ikan di batuan <i>gravel</i>. - Menghambat osmoregulasi - Menurunkan pH di bawah toleransi di beberapa spesies. - Stres fisiologi yang berkepanjangan dapat menghambat pertumbuhan.
Jangka panjang	Respons pada tingkat populasi: hilangnya ikan di perairan yang terkena dampak sedimentasi

Sumber: Kemp dkk. (2011)

Tabel 3. Usulan konsentrasi sedimen tersuspensi (mg/L) guna melindungi kehidupan ikan.

	Pengaruh		Referensi
Efek terendah: Tingginya perlindungan dan kondisi perairan terbaik	Kemungkinan terpengaruh: perlindungan dan kondisi perairan kategori sedang	Efek terlihat jelas, perlindungan rendah, kondisi buruk	
< 25	25-80	> 80	EIFAC (1964)
< 25	26-80	> 80	Alabaster & Lyod (1980)
< 30	30-85	> 83	Wilber (1983)
0	1-100	>100	DFO (1983)

Sumber: Kemp dkk. (2011); DFO (2000)

Tingkat risiko yang ditimbulkan oleh sedimen tersuspensi pada kehidupan dan kualitas habitat ikan telah dikategorikan dalam DFO, (2000). Kategori risiko yang dihasilkan sebagai berikut: 0 mg/l adalah tidak ada risiko, < 25 mg/l risiko sangat rendah, 25-100 mg/l risiko rendah, 100-200 mg/l risiko sedang, 200 - 400 mg/l risiko tinggi, dan > 400 mg/l risiko tidak dapat diterima.

Kemp dkk., (2011) lebih lanjut menjelaskan dampak sedimentasi pada perilaku ikan antara lain: 1). Mengganggu komunikasi visual ikan selama pencarian pasangan maupun komunikasi saat fase masih muda. 2). Mengganggu perpindahan/migrasi ikan dari/ke bagian hulu guna melakukan reproduksi misalnya ikan salmon. Nilai kekeruhan air lebih dari 70 NTU dapat menyebabkan hilangnya ikan salmon di perairan. 3). Mengganggu untuk mendapatkan makanan, yang pada akhirnya dapat menurunkan laju pertumbuhan, kelimpahan, maupun distribusinya. 4). Menurunkan agresivitas dalam mencari makan. 5). Mengganggu visual bagi hewan predator, sehingga melindungi *prey*/mangsa dari proses predasi. Namun sebaliknya, meningkatnya kekeruhan juga dapat meningkatkan penghanyutan diri (*drifting*) dari mangsa (zooplankton) yang lebih terkonsentrasi mendekati permukaan air sehingga memudahkan predator lainnya seperti ikan salmon untuk mendapatkan mangsa.

BAB III

FAKTOR YANG MEMENGARUHI BIOAVAILABILITAS POLUTAN DI SEDIMEN

Adanya aktivitas antropogenik di sekitar badan air sering kali dituding sebagai penyebab meningkatnya kandungan polutan di perairan. Namun, adanya kontaminasi polutan tersebut di perairan tidak serta merta selalu menimbulkan efek negatif bagi biota akuatik, jika polutan yang bersifat *bioavailable* terbatas. Oleh sebab itu,, para ahli telah berupaya untuk melihat potensi dari kontaminan yang ada di perairan tersebut bersifat *bioavailable* atau tidak beserta faktor-faktor lingkungan yang mengontrol bioavailabilitas polutan tersebut. Dengan kondisi tersebut, pemahaman tentang bioavailabilitas dari suatu polutan penting untuk diketahui sebagai tindakan preventif dan antisipatif terhadap dampak negatif yang lebih besar lagi akan terjadi. Hal ini bertujuan untuk senantiasa terpeliharanya keberlanjutan ekosistem perairan dan keberadaan biota yang terkandung didalamnya agar tetap hidup lestari. Penjelasan tentang bioavailabilitas polutan pada bab ini lebih banyak difokuskan pada kontaminan logam berat, karena pemahaman bioavailabilitas polutan tersebut relatif telah diketahui lebih baik dibandingkan jenis polutan lainnya.

Bioavailabilitas polutan di ekosistem akuatik sebagian besar diatur oleh proses biologi dan karakteristik fisik-kimia air yang melingkupinya (Novotny & Olem, 1994). Secara umum, bioavailabilitas didefinisikan

Buku ini tidak diperjualbelikan.

sebagai kemampuan dari sebuah fraksi kontaminan yang tersedia untuk terabsorpsi kedalam sistem biologi atau membuatnya mudah tersedia pada reseptor aktivitas fisiologi (Simpson 2016b; Chapman dkk., 1998). Fraksi kontaminan yang *bioavailable* bertanggung jawab atas efek biologis yang ditimbulkan. Hal ini berkaitan dengan sifat kimiawi kontaminan (difusi, penyerapan, dan partisi), aktivitasnya dalam bentuk terlarut, maupun kinetika penyerapan kontaminan dalam bentuk padat ketika tertelan (paparan makanan). Sedikit berbeda antara bioavailabilitas dengan bioaksesibilitas, pada bioaksesibilitas umumnya digunakan dalam ilmu tanah dan mengacu pada sejumlah kuantitas kontaminan yang dapat diakses atau tersedia, misalnya untuk biodegradasi maupun akumulasi (Simpson, 2016b).

Keberadaan polutan (misal: logam berat) di perairan mungkin berbentuk sebagai ion bebas terlarut, ion kompleks, khelat dengan ligan misalnya Cl^- , OH^- , CO_3^{2-} , NO_3^- , maupun kompleks dengan ligan organik seperti: asam fulvik, amina, asam humik, maupun protein. Biasanya polutan dalam bentuk ion bebas mudah *bioavailable* ke biota sehingga menimbulkan akumulasi maupun gejala toksisitas (Chapman dkk., 1998).

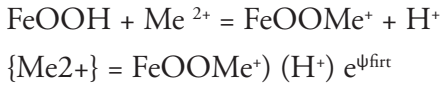
Konsentrasi, spesiasi geokimia, dan proses biologi yang berpengaruh terhadap bioavailabilitas logam kadang-kadang melalui mekanisme tertentu yang tidak secara penuh dipahami. Meskipun proses bioavailabilitas beberapa bahan polutan dalam skala laboratorium telah diketahui dengan baik, namun dampak yang ditimbulkan di lapangan menjadi sangat kompleks. Penelitian yang dilakukan di lapangan sering kali menunjukkan hubungan antara besarnya kontaminasi polutan tertentu terhadap perubahan ekologi dari biota. Namun, kesimpulan yang dibuat sering kali masih mengandung ketidakpastian hanya satu jenis polutan tertentu saja yang menyebabkan gangguan ekologi, karena kompleksitas dan intervensi efek dari bahan toksikan lainnya. Oleh sebab itu, penilaian toksisitas dari sebuah polutan biasanya memerlukan studi yang terintegrasi dilakukan di lapang maupun di laboratorium yang saling mendukung (Simpson dkk., 2016; Burton & Johnston, 2010; Luoma, 1995).

Beberapa faktor yang telah diketahui dapat berpengaruh terhadap bioavailabilitas polutan di sedimen antara lain: karakteristik partikel sedimen (misal: ukuran) (Maher dkk., 1999), ketersediaan unsur besi dan mangan guna membentuk oksihidroksida yaitu: FeOOH dan MnOOH ketika kondisi aerob dan berikatan dengan sulfida membentuk FeS dan MnS ketika kondisi anaerob, partikulat organik karbon (POC), keberadaan agen khelat (misal: asam fulvik, humik), nutrisi, geokimia sedimen, dan variabel kualitas air lainnya (Chapman dkk., 1998). Penjelasan dari faktor yang berkontribusi terhadap bioavailabilitas polutan ini akan dijelaskan lebih lanjut di bagian bawah ini.

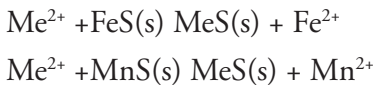
Pengaruh ukuran butir/partikel sedimen pada kemampuan akumulasi polutan di sedimen telah sering dibahas oleh para peneliti (Klemm dkk., 1990). Ukuran partikel dapat berpengaruh terhadap kemampuan absorpsi polutan pada permukaan sedimen karena adanya gaya elektrostatis. Partikel yang berukuran > 2 mm misalnya: serpihan cangkang moluska, batu, kayu, maupun bahan detritus lainnya umumnya tidak berfungsi sebagai sumber kontaminan yang *bioavailable*. Fraksi partikel lempung ($\Phi < 0.004$ mm) dan lumpur (0.004-0.063 mm) menunjukkan paling reaktif terhadap senyawa kimia, karena luas area permukaan dan *site binding* yang lebih banyak. Fraksi pasir memiliki kapasitas pengikatan terhadap polutan yang lebih rendah dibandingkan lempung dan lumpur (Simpson dkk., 2005). Birch (2011) menyebutkan fraksi sedimen halus ($\Phi < 0.004$ mm) memiliki luas area permukaan dan kapasitas pertukaran kation yang lebih besar dibandingkan lainnya. Oleh sebab itu, kontaminan pada sedimen pasir dapat menjadi lebih toksik dibandingkan sedimen lempung maupun lumpur pada konsentrasi yang sama (Simpson dkk., 2005).

Permukaan partikel sedimen biasanya dilapisi oleh unsur besi dan mangan oksida, dan organik sehingga memiliki kemampuan mengabsorpsi kontaminan organik maupun logam berat lainnya (Maher dkk., 1999). Keberadaan oksigen dapat memengaruhi bentuk ikatan dari senyawa logam. Ketika kondisi sedimen bersifat aerob, maka unsur besi dan mangan di sedimen membentuk oksihidroksida yaitu: FeOOH dan MnOOH. Kedua senyawa tersebut adalah fase pengikat dominan

logam (Me) di sedimen. Ikatan antara besi atau mangan oksihidroksida dengan logam dapat dilihat dalam reaksi di bawah ini:



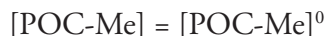
Dengan ψ adalah potensial permukaan (volts), f adalah konstanta Faraday, r adalah konstanta gas molar ($8,314 \text{ jmol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) dan t adalah temperatur absolut (Kelvin). Namun, ketika kondisi sedimen anaerob, maka ikatan dengan sulfida umumnya lebih dominan. Zhang dkk. (2014) menyebutkan bioavailabilitas logam dikendalikan oleh sulfida, bahan organik, Fe dan Mn oksida, dan ukuran partikel ketika kondisi sedimen anaerob. Bentuk sulfida ini dihasilkan secara langsung dari reduksi sulfat oleh bakteri pereduksi dan secara tidak langsung dari aseptor elektron bakteri pengoksidasi bahan organik. Karena keberadaan unsur Fe dan Mn relatif berlimpah di alam, maka sulfida akan membentuk FeS (*amorphous FeS*, *mackinawite*, *greigite*, *pyrhotite*, atau *troitolite*), MnS, maupun FeS₂ (*pyrite*). Senyawa FeS dan MnS merupakan fraksi yang paling labil dan secara operasional didefinisikan sebagai *acid volatile sulfidel*/AVS. Karena FeS dan MnS memiliki produk kelarutan yang tinggi (K_{sp}) daripada logam sulfida lainnya (MeS) maka logam lainnya dapat menggantikan posisi Fe dan Mn guna membentuk MeS yang tidak larut sesuai dengan reaksi di bawah ini:



Bentuk MeS ini dapat berupa fase MeS murni atau padatan terlarut membentuk kopresipitasi dengan cara mengabsorpsi FeS. Sebagai konsekuensi dari reaksi di atas, ketika konsentrasi dari AVS berlebihan, maka logam yang bersangkutan relatif tidak bersifat toksik (Chapman dkk., 1998). Umumnya AVS ini berfungsi sebagai normalisasi ikatan antara logam dengan MnS dan FeS dalam bentuk tidak larut (MeS). Bentuk AVS ini bersifat tidak stabil dari pengaruh fisik, kimia, maupun biologi, khususnya ketika ada peningkatan atau perubahan potensial

reduksi-oksidasi (redoks) atau oksidasi. Proses dilepaskannya logam dari dasar sedimen ke kolom air disebabkan oleh hilangnya kekuatan ikatan antara kation logam berat dengan kompleks besi atau mangan sulfida (Chapman dkk., 1998; DiToro dkk., 1990; Ankley dkk., 1991). Konsentrasi AVS pada permukaan sedimen secara spasial dan temporal sangat berfluktuasi dalam mencerminkan perbedaan kondisi redoks, temperatur, maupun masukan bahan organik. Adanya perubahan musim dapat memberikan pengaruh pada AVS hingga dua kali lipat perbedaannya pada sedimen air tawar (Besser dkk., 1996b).

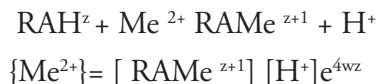
Partikulat karbon organik (POC) memiliki afinitas pengikatan yang kuat dengan unsur logam. Kontribusi dari POC ini akan kuat, ketika sedimen dalam kondisi aerob, sedikit kandungan AVS, atau konsentrasi logam melebihi AVS. POC dapat berikatan dengan logam seperti pada reaksi di bawah ini:



Dengan $[\text{POC-Me}]$ merupakan normalisasi karbon organik pada ikatan konsentrasi logam dengan POC di sedimen. Sedangkan $[\text{POC-Me}]^0$ adalah kapasitas penyerapan (Chapman dkk., 1998). Keberadaan POC yang tersuspensi pada kolom air dapat mengabsorpsi banyak polutan logam sehingga akan berkurang daya toksisitas polutan tersebut. Oleh sebab itu, konsentrasi logam total di kolom air mungkin tidak selalu berhubungan atau mencerminkan kejadian toksisitas, maupun bioavailabilitas (Novotny & Olem, 1994; Allen, 1993; Chapman dkk., 1999).

Keberadaan substansi organik berupa asam humik dan fulvik di lingkungan akuatik dapat memengaruhi bioavailabilitas ion logam. Bioavailabilitas dan toksisitas logam akan berkurang melalui pembentukan kompleks dengan bahan organik terlarut (DOM), karena akan mengurangi konsentrasi ion logam bebas di lingkungan akuatik. DOM dapat menghalangi akumulasi beberapa logam dengan cara mem-*block* tempat pengikatan (reseptor) dari permukaan alga (Förtstner and

Whittmann, 1983). Ikatan logam dengan substansi humik dapat terjadi pada disosiasi proton monodentat atau bidentat dari substansi humik yang digambarkan dengan reaksi di bawah ini:



z adalah muatan molekul dari asam humik, w adalah faktor interaksi elektrostatik yang berhubungan dengan kekuatan ion, dan $[I]$ adalah konsentrasi spesies kimia I (Chapman dkk., 1998).

Pengaruh nutrisi pada bioavailabilitas logam juga turut dikaji seperti yang dilakukan oleh Mamboya (2017). Akumulasi logam Hg, Cd, dan Pb pada tanaman *Ipomoea aquatica* secara negatif dipengaruhi oleh peningkatan konsentrasi nutrisi yang diberikan. Pengambilan/*uptake* logam Hg, Cd dan Pb akan menurun ketika konsentrasi nutrisi ditingkatkan. Namun, pada fitoplankton menunjukkan hasil yang sebaliknya, adanya pengayaan nutrisi akan meningkatkan pengambilan/*uptake* logam Cd dan Zn. Di ekosistem akuatik ketika tingginya konsentrasi nutrisi, umumnya pengambilan logam akan terganggu, karena terjadi pembentukan kompleksasi antara nutrisi dengan ion logam.

Sedimen secara alami adalah sesuatu yang terbuka, dinamis, dan sistem biogeokimia yang terstruktur. Suatu endapan sedimen secara alami terdiri atas bagian oksik pada lapisan atas dan anoksik di bagian bawahnya. Dalamnya lapisan oksik ditentukan oleh keseimbangan sedimentasi oleh bahan organik yang reaktif, konsumsi oksigen oleh mikroba selama proses pembusukan, dan kemampuan penetrasi oksigen ke dalam sedimen. Secara vertikal kedalaman zona oksik sedimen bervariasi dari beberapa milimeter pada kondisi kandungan material organik yang tinggi di sedimen atau hingga mencapai sepuluh meter di lingkungan perairan berpasir atau oligotrofik. Ketika kebutuhan oksigen melebihi dari oksigen yang tersedia di sedimen, maka terjadi suatu batas kondisi dari teroksidasi menjadi tereduksi. Zonasi dari batas tersebut ditentukan oleh proses perombakan bahan organik oleh mikroba (Chapman dkk., 1998).

Geokimia dapat memengaruhi efek biologi dari paparan kontaminan elemen renik melalui pengaruhnya pada bioavailabilitas. Sebagai contoh pengaruh logam dalam larutan ditentukan dengan konsentrasi logam total dan spesiasi logam yang bersangkutan. Keduanya berbeda dalam ruang dan waktu di lingkungan akuatik. Kontribusi polutan dari aktivitas antropogenik dapat meningkatkan perbedaan kontaminasi logam dari ekosistem alaminya (Zhang dkk., 2014; Chapman dkk., 1998).

Penelitian tersebut menunjukkan toksisitas dan bioakumulasi logam dipengaruhi oleh faktor geokimia sedimen. Adam dkk., (1992) menyebutkan konsentrasi logam total di sedimen kadang kala tidak selalu berkorelasi kuat dengan kejadian toksisitas maupun akumulasi ke biota. Kondisi ini erat kaitannya dengan ketersediaan ion logam bebas (misal Me^{2+}). Oleh sebab itu, konsentrasi logam total di sedimen bukanlah estimator yang baik guna memperkirakan mobilitas, bioavailabilitas dan toksisitas logam (Abdallah, 2017). Bioavailabilitas logam di sedimen dipengaruhi oleh spesiasi logam dan macam ikatan kimia yang terbentuk di sedimen. Akumulasi logam pada makrozoobentos bertipe *deposit-feeding* menunjukkan adanya korelasi logam di sedimen yang dinormalisasi fraksi khusus (misalnya: Fe oksida dan bahan organik) (Tack & Verloo, 1995). Luoma (1995) menunjukkan ikatan Fe oksida pada sedimen oksik (mengandung oksigen) relatif cocok digunakan untuk prediksi bioavailabilitas logam Pb dan As pada remis di muara Sungai Clark Fork USA. Tessier dkk. (1976) dalam Luoma (1995), menunjukkan mekanisme aktivitas logam Cd di air dapat diprediksi dengan memodelkan partisi Cd dari Fe oksida dan bahan organik di sedimen oksik. Sedimen yang beda karakteristik geokimianya dapat menghasilkan perbedaan sepuluh kali lipat dalam toksisitasnya walaupun memiliki konsentrasi polutan yang sama. Kandungan Pb dalam remis dipengaruhi oleh normalisasi sulfida (S) yang mengontrol ketersediaan logam Pb (Tack & Verloo, 1995).

Sejumlah penelitian telah dilakukan guna melihat pentingnya pengaruh spesiasi terhadap pengambilan logam oleh organisme maupun toksisitasnya. Kondisi geokimia dapat menentukan spesies logam yang

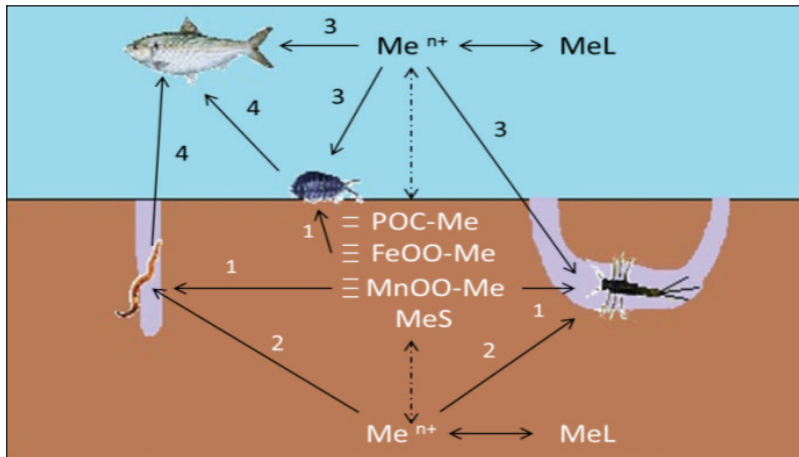
dapat bervariasi secara alami. Beberapa bentuk spesies logam (seperti: oksida Se (VI), kompleks Cu seperti Cu-EDTA, dan Cd-Kloro-kompleks) tidak diprediksi memberikan toksisitas maupun pengambilan oleh organisme akuatik. Bentuk spesies logam lainnya yang *bioavailable* umumnya sebanding dengan proporsi ion logam bebas atau kation dalam bentuk terlarut. Bentuk ion logam bebas tersebut biasanya mengatur banyaknya logam yang bisa diambil oleh organisme maupun memberikan kejadian toksisitas (Zhang dkk., 2014). Pada Bab VI akan dijelaskan lebih lanjut tentang bioavailabilitas logam berdasarkan fraksinasi *sequential* guna menentukan spesiasi logam yang terikat di sedimen.

Bioavailabilitas polutan di sedimen dipengaruhi oleh kemampuan absorpsi dengan bahan partikulat. Absorpsi kontaminan pada partikulat dipengaruhi oleh kimia air permukaan sedimen (*overlying*), pH, temperatur, salinitas, kesadahan, potensial redoks, karbon organik terlarut (DOC), ketersediaan ligan yang mampu berikatan dengan polutan, dan kimia permukaan partikel sedimen (Vaananen dkk., 2019; Maher dkk., 1999; Chapman dkk., 1999). Parameter pH dan potensial redoks (Eh) di sedimen dapat berpengaruh besar pada spesiasi dan bioavailabilitas logam dalam bentuk terlarut (Simpson dkk., 2005). Pada pH yang tinggi (*alkaline*), unsur logam cenderung membentuk endapan yang tidak larut dari hidroksida, oksida, karbonat, maupun fosfat. Namun, pada pH rendah, logam berat pada umumnya akan membentuk kation bebas, sehingga bioavailabilitasnya semakin meningkat (Chapman dkk., 1998). Nilai pH > 7 sebagian besar dari logam akan mengadakan kompleksasi, sedangkan pada pH < 5 konsentrasi logam dalam bentuk bebas akan meningkat secara drastis (Novotny and Olem, 1994). Pengaruh potensial redoks biasanya berkaitan dengan bioavailabilitas logam yang dinormalisasi oleh AVS. Ketika sedimen anaerob mengalami oksidasi, maka akan meningkatkan bioavailabilitas logam ke perairan (Chapman dkk., 1998). Keberadaan AVS berfungsi sebagai *buffer* untuk mencegah logam agar tidak dilepaskan ke dalam air pori-pori. AVS memiliki kemampuan untuk menukar logam terlarut menjadi endapan. Nilai Eh < -150 mV mengindikasikan kondisi status reduksi oleh sulfida, sedangkan Eh -50 hingga 100 mV mengindikasikan kondisi reduksi oleh besi (III)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

(Simpson dkk., 2005). Gambar 4 merupakan salah satu jalur paparan logam dari sedimen hingga ke biota akuatik.

Bioavailabilitas kation logam penting untuk diketahui guna pengembangan kriteria kualitas sedimen maupun manajemen kontaminasi sedimen (Besser dkk., 1995). Mekanisme proses geokimia pada bioavailabilitas logam di sedimen masih membutuhkan penelitian lebih lanjut guna melihat pengaruh spesiasi logam dalam bentuk terlarutnya. Kemajuan dalam analisis kimia masih mengandung beberapa kekurangan dalam prediksi bioavailabilitas logam di sedimen (Simpson dkk., 2016b). Oleh sebab itu, penggunaan uji toksisitas dilakukan guna mengetahui bioavailabilitas polutan yang terkandung di sedimen dengan cara memaparkan hewan uji secara langsung dengan sedimen maupun dari aktivitas mencerna partikel sedimen itu sendiri (Simpson dkk., 2016a; Besser dkk., 1995).



Keterangan: Me^{n+} ; ion logam bebas, MeL; kompleks logam dengan ligand L, POC-Me, FeOO-Me, MnOO-Me, dan MeS; logam berikatan dengan particulate organic carbon (POC), FeOOH, MnOOH, dan sulfida

Sumber: Chapman dkk. (1999)

Gambar 4. Skema jalur pengambilan logam ke biota akuatik: 1. Dari sedimen, 2. Dari air pori, 3. Dari air *overlying*, dan 4. Dari makanan.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

BAB IV

STRATEGI SAMPLING DAN PENGUKURAN KUALITAS SEDIMEN

Keberhasilan dari program pemantauan dan penilaian kualitas sedimen ditentukan oleh kompromi antara keahlian seseorang, ketersediaan dana, peralatan, dan waktu yang tersedia. Oleh sebab itu, diperlukan perencanaan *sampling* yang memadai agar data yang dihasilkan dapat mewakili kondisi di alam dan harapan yang akan dicapai dapat terpenuhi. Perlu kejelasan dari rencana strategi *sampling* yang meliputi: deskripsi proyek, perencanaan sasaran mutu data (*data quality objectives/DQOs*), studi pendahuluan/sebelumnya, waktu pengambilan, pemilihan tempat, tipe dan jumlah sampel, pemilihan parameter, deskripsi tempat, preparasi dan penanganan sampel, statistik, hingga pelaporan (Ohio-EPA, 2001). Ketika tahap tersebut di atas sudah memenuhi kaidah dan standar yang telah ditetapkan, maka proses dari kegiatan penelitian sudah dapat dimulai. Pada bab ini akan didiskusikan lebih lanjut tentang beberapa tahap dari rencana *sampling* yang dianggap penting untuk diketahui.

Deskripsi singkat dari proyek perlu dimasukkan dalam rencana *sampling*. Beberapa hal yang perlu dikemukakan dalam deskripsi proyek meliputi bagaimana *sampling* sedimen ini digabungkan dengan rencana studi lainnya di masa mendatang dan penjelasan tentang informasi

sampling sedimen ini digunakan untuk apa yang harus tercantum dalam deskripsi proyek (Ohio-EPA, 2001).

Bagian yang penting dari rencana *sampling* adalah perencanaan sasaran mutu data (*data quality objective*/DQOs) guna mendapatkan informasi apa yang diperlukan untuk memenuhi tujuan dari proyek *sampling* (Simpson dkk., 2016b; Ohio-EPA, 2001). Penentuan kualitas data dapat dicapai melalui tahap DQOs, yang merupakan persetujuan seluruh tingkat ketidakpastian dari pengambil keputusan guna menerima hasil yang telah diperoleh. Definisi dari kualitas data merupakan sebuah pengukuran atau deskripsi tipe dan jumlah kesalahan yang berhubungan dengan sebuah set data (Klemm dkk., 1990). Dengan demikian, DQOs merupakan penetapan nilai target untuk kualitas data dan bukan sebuah kriteria untuk menerima atau menolak sebuah data.

Pelaksanaan DQOs ini biasanya dilakukan melalui tiga tahap yaitu: tahap pertama, pengambil keputusan menentukan spesifikasi masalah, identifikasi keterbatasan waktu, dan sumber daya guna mengumpulkan data. Hal ini mencakup tujuan *sampling*, variabel yang diperlukan, alasan data diperlukan, bagaimana informasi tersebut akan digunakan, dan kompromi tentang keterbatasan waktu, biaya, dan sumber daya yang tersedia guna mendapatkan informasi yang diinginkan. Tahap kedua, melibatkan staf teknis dan pengambil keputusan guna berinteraksi menetapkan kejelasan spesifikasi masalah, bagaimana informasi digunakan, batas yang dikenakan pada pengumpulan data (misalnya batas populasi, ruang, waktu, dan areanya), dan keterbatasan informasi yang akan diperoleh. Tahap ketiga melibatkan para analis yang terlibat dalam pengumpulan dan analisis data dan menetapkan kualitas data yang dihasilkan (Ohio-EPA, 2001; Klemm dkk., 1990).

Setelah kualitas data yang ditetapkan pada DQOs sudah disepakati, maka dapat ditentukan rencana *sampling*. Rencana *sampling* secara umum dapat dibagi menjadi tiga bagian yaitu: desain *sampling*, strategi *sampling*, dan teknik *sampling*. Informasi yang perlu diperhatikan dalam desain *sampling* mencakup: sampel apa saja yang perlu diambil, lokasi pengambilan sampel, dan kapan pengambilan sampel dilakukan. Strategi *sampling* mencakup distribusi stasiun *sampling*, kedalaman sedimen, dan

ukuran/volume dari sampel. Teknik *sampling* mencakup pemilihan alat *sampler*-nya, ukuran pori-pori saringan sedimen yang digunakan, maupun kelengkapan alat pendukung lainnya (misalnya: teknik penyelaman SCUBA dan sebagainya) (DeValls dkk., 2007). Secara garis besar teknik *sampling* sedimen hampir mirip dengan teknik *sampling* yang dilakukan untuk air, walaupun alat yang digunakan untuk pengambilan dan prosedur preparasi sampel mungkin berbeda.

Secara umum kajian atau penelitian yang berkaitan dengan kualitas sedimen maupun air memiliki enam tujuan dengan semakin meningkatnya kompleksitas dan lamanya jangka waktu yang digunakan antara lain:

1. Studi pendahuluan karakterisasi situs (*site*). Biasanya dicirikan dengan rendahnya frekuensi *sampling* dan keterbatasan kebutuhan analisis guna memberikan gambaran karakterisasi umum dari suatu area yang informasi tersedia masih sedikit atau belum ada sebelumnya.
2. Identifikasi anomali. Biasanya dicirikan dengan lebih detailnya *sampling* dan analisis yang dilakukan. Teknik ini di desain untuk menetapkan keberadaan dan besarnya anomali yang terjadi.
3. Penetapan nilai rujukan suatu bahan polutan. Penelitian ini dicirikan guna menghasilkan nilai parameter rujukan yang dapat dibandingkan di masa mendatang maupun dengan stasiun lainnya.
4. Identifikasi waktu perubahan. Kegiatan penelitian ini untuk menunjukkan sebuah tren dan variasi data sedimen pada setiap saat. Biasanya penelitian ini menggunakan alat *core* sedimen dan cukupnya pengulangan *sampling* sedimen.
5. Menghitung kesetimbangan massa. Tahap ini untuk menghitung penambahan atau pengurangan komponen sedimen di dalam ekosistem akuatik. Studinya lebih kompleks dengan tingkat keakuratan, keterwakilan *sampling*, dan analisis lebih cermat.
6. Studi proses. Dicirikan dengan *sampling*nya khusus guna meningkatkan pengetahuan tentang proses yang terjadi pada ekosistem akuatik. Sering kali membutuhkan percobaan di dalam laboratorium (Förstner, 1989).

Desain *sampling* untuk sedimen biasanya ditentukan oleh bentuk dan ukuran tipe badan air (sungai, danau, estuarin, telaga/situ dan sebagainya) dan ketersediaan faktor logistik yang mendukung misalnya: alat transportasi, akses menuju lokasi, ketersediaan tenaga, alat yang digunakan, pengawetan, penyimpanan sampel, keamanan selama *sampling*, dan sebagainya. Beberapa metode desain *sampling* yang digunakan untuk pemilihan lokasi pengambilan sampel secara umum dapat dibagi menjadi lima yaitu: 1) Pengambilan secara serampangan, 2). Pengambilan pada kasus spesial (*worst-case*) atau *sampling target*, 3). Random/acak, 4). *Sampling* acak terstratifikasi, dan 5) Teknik *sampling* sistematis (Simpson dkk., 2016b; US-EPA, 1992).

Pengambilan sampel serampangan merupakan pemilihan satu lokasi *sampling* yang didasarkan pada keisengan belaka atau mudahnya dalam pengambilan dibandingkan berdasarkan kaidah ilmiah. Penggunaan metode ini menunjukkan hilangnya desain *sampling* dan validitas data. Oleh sebab itu, metode ini tidak direkomendasikan digunakan dalam kegiatan *sampling* (US-EPA, 1992) .

Pengambilan sampel kasus spesial atau *sampling target* didasarkan pada pengetahuan yang berkaitan dengan keberadaan dan distribusi sumber potensi kontaminasi sedimen dalam suatu area. *Sampling* ini dapat dikatakan efektif dari sisi biaya dan berguna sebagai tahap awal survei guna menentukan potensi masalah kontaminasi polutan di perairan. Keefektifan dari teknik ini tergantung pada ketersediaan informasi sebelumnya yang dapat dipercaya misalnya sumber polusi antropogenik, peta bathimetri, kedalaman air, pola arus, waktu pasang surut, maupun faktor lainnya (US-EPA, 1992).

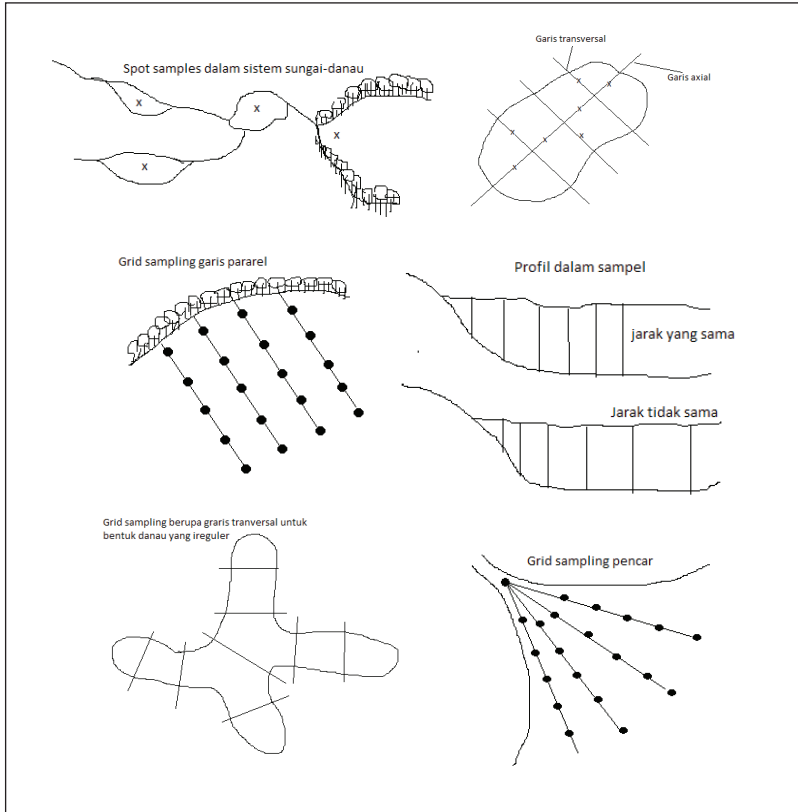
Sampling acak sangat berguna ketika informasi yang tersedia masih sedikit diketahui yang berkaitan dengan distribusi sumber kontaminan di sedimen atau tingkat homogenitas suatu area yang tinggi. Area yang dijadikan *sampling* dapat dibagi dalam sebuah sistem *grid*/petak. Masing-masing petak memiliki kesempatan probabilitas yang sama untuk terambil secara acak. Kekurangan dari *sampling* acak ini adalah memungkinkan untuk menghilangkan situs yang bisa menjadi penting dalam identifikasi hubungan antar variabel, misalnya: respons organisme

bentuk terhadap polutan di sumber titik pelepasan kontaminan yang telah diketahui. Selain itu, pemilihan stasiun *sampling* secara acak mungkin tidak menyertakan jumlah titik *sampling* yang cukup terutama yang dekat dengan sumber pencemar (US-EPA, 1992).

Sampling acak terstratifikasi merupakan modifikasi dari teknik *sampling* sebelumnya. Informasi yang tersedia digunakan untuk identifikasi zona yang berbeda yang berkaitan dengan kesamaan tingkat kontaminasi atau karakteristik penting lainnya. Lokasi *sampling* ditetapkan secara acak di setiap zona yang berbeda dan tidak mengharuskan ukuran/jumlahnya sama. Jumlah sampel yang diambil di setiap strata tergantung pada ukuran strata dan varian di dalamnya. Strata dapat bervariasi secara spasial maupun temporal. Sebagai contoh, strata di sedimen dapat didefinisikan berdasarkan ukuran butir (pasir versus lumpur) (US-EPA, 1992).

Sampling sistematis merupakan pengambilan sampel yang melibatkan adanya pengaturan interval spasial maupun temporal. Area penelitian dibagi menjadi sub-sub dalam unit yang sama besar, masing-masing unit kemudian dilakukan *sampling*. Pengaturan interval spasial biasanya memerlukan pengambilan sampel sepanjang transek atau *grid*, sedangkan interval temporal melibatkan jadwal pemantauan secara rutin, misalnya bulanan. Desain ini menghasilkan karakteristik yang lengkap dan menghabiskan banyak biaya, karena sampel yang diambil dalam jumlah besar (Simpson dkk., 2016b; US-EPA, 1992). Sejumlah tipe pola *sampling* yang dapat dipilih dengan menggunakan transek misalnya: sampel titik (*spot sample*), *grid* acak, *grid* persegi (termasuk *nested grid*), *grid* garis paralel, *grid* garis transversal (kesamaan jarak atau tidak sama), dan *grid* pencar (Förstner, 1989). Bentuk dari pola *sampling* dengan menggunakan sistem *grid* dicantumkan dalam Gambar 5.

Peneliti yang melibatkan sedimen sebagai objek studinya sering kali menggunakan tiga jenis tipe sampel, yaitu sedimen uji, sedimen rujukan (*reference*), dan sedimen kontrol. Sedimen uji merupakan sedimen yang diambil dari suatu area yang akan diuji/dievaluasi kualitasnya. Pada sedimen uji biasanya peneliti memiliki hipotesis tertentu yang melatarbelakangi pentingnya pengambilan sedimen tersebut di area yang sudah ditetapkan (misalnya masukan dari limbah industri atau



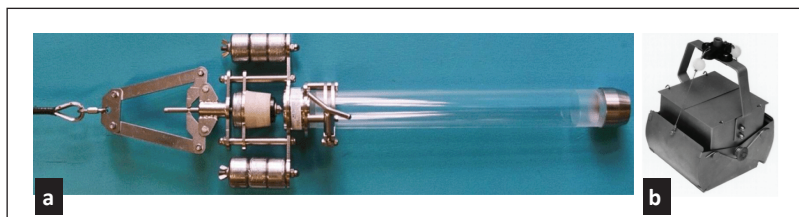
Sumber: Förstner (1989)

Gambar 5. Contoh Perbedaan Tipe Desain *Grid Sampling*

perkotaan dan sebagainya). Sedimen kontrol merupakan sedimen dalam kategori *pristine*/bersih (bebas masukan polutan antropogenik namun masih memungkinkan masukan polutan yang tersebar secara global melalui jalur atmosferik). Sedimen kontrol memiliki sejumlah kriteria antara lain: cocok dengan kebutuhan organisme yang akan digunakan sebagai uji toksisitas, tidak toksik, dapat digunakan untuk memverifikasi kesehatan biota uji, dan dapat diterima karakteristiknya saat kondisi pengujian. Sedangkan sedimen rujukan merupakan sedimen yang diambil dari lokasi yang mungkin mengandung konsentrasi polutan

dalam kategori rendah hingga sedang yang dihasilkan dari masukan polutan secara global maupun dari pengaruh antropogenik. Pada sedimen rujukan biasanya mewakili konsentrasi latar belakang polutan di suatu area. Sedimen rujukan harus memiliki karakteristik yang hampir sama dengan sedimen uji agar hasilnya dapat dibandingkan misalnya: ukuran butir/partikel, kandungan total organik karbon (TOC), dan karakter fisik lainnya (US-EPA, 1992). Burton dkk. (2002) memberikan batas jumlah minimal dari sedimen rujukan yaitu paling sedikit 5 dan lebih disukai 10 sampel. Replikasi pengambilan sampel sangat diperlukan untuk meminimalisasi heterogenitas spasial dari sedimen (Simpson dkk., 2005).

Pengambilan sampel sedimen umumnya dilakukan dengan menggunakan alat berupa *grab* atau *core* (Gambar 6). Modifikasi *grab* (misalnya Foerst Petersen *grab*, Ponar *grab*, Birge Ekman *grab* dan sebagainya) dan *core* (*benthos gravity core*, *alpine gravity core*, *phleger core* dan sebagainya) telah banyak didiskusikan oleh para peneliti tentang keunggulan dan kekurangannya masing-masing yang secara rinci telah diulas oleh Klemm dkk. (1990). Endapan sedimen dengan ukuran butiran halus dan medium dengan ketebalan 15–20 cm dapat diambil dengan menggunakan alat *birge ekman grab sampler*. Bagian permukaan sedimen (1–3 cm) merupakan yang paling representatif mencerminkan kondisi status pencemaran yang terjadi sekarang. Ketebalan sedimen hingga 10 cm biasanya digunakan untuk menentukan pengaruh kualitas sedimen pada biota akuatik, walaupun beberapa jenis dari biota akuatik dapat menggali lebih dalam lagi. Beberapa peneliti telah membagi dua



Sumber: a. Wildco (2020); B. Skilbeck dkk. (2017)

Gambar 6. a) Alat Birge Ekman Grab Sampler; dan b) Core

macam ketebalan sedimen untuk dianalisis lebih lanjut yaitu ketebalan 0–2 cm dan 2–10 cm guna menilai jalur paparan kontaminan pada biota (Simpson dkk., 2005).

Kebersihan alat *sampling* yang digunakan senantiasa harus tetap diperhatikan karena adanya kemungkinan kontaminasi silang dari daerah yang sudah mengalami gangguan (sebagai situs uji) dengan daerah yang belum mengalami gangguan (situs rujukan). Untuk meminimalisasi adanya kontaminasi silang, maka ada dua cara yang dapat ditempuh yaitu 1). *Sampling* sebaiknya dilakukan pada situs rujukan terlebih dahulu baru kemudian situs uji. 2) Pencucian alat dengan menggunakan sabun bebas logam, air destilasi, pelarut aseton atau alkohol, dan kemudian baru air sampel di lokasi *sampling* dilakukan (Simpson dkk., 2005).

Pengambilan sampel sedimen di lapang, perlu dicari lokasi yang tempat terjadinya pengendapan sedimen halus (lempung atau lumpur), misalnya: lokasi dengan kecepatan arus rendah, bagian pinggir sungai, kelokan sungai, maupun tempat yang agak lebih dalam guna meminimalisasi pengaruh dari kuatnya arus. Tujuan dari pengambilan sampel sedimen ini tercapai ketika komposisi dari liat dan lempung >30%. Cara termudah untuk memperkirakan komposisi liat dan lempung >30% adalah dengan menggunakan gelas ukur yang bening. Sampel yang telah terambil segera dimasukkan dalam gelas ukur dan didiamkan selama 10 menit hingga mengendap (Ohio-EPA, 2001).

Penggunaan alat *core* dapat digunakan sebagai alternatif dalam pengambilan sedimen selain *grab sampler*. Alat *core* dapat digunakan untuk mengambil lapisan sedimen yang lebih dalam dan dapat meminimalkan pengaruh gelombang kejut pada kekompakkan fisik dan kimia sedimen. Perubahan iklim dan polusi yang terjadi di masa lampau dapat dipelajari ketika proses pengambilan sampelnya dengan menggunakan *core*. Profil *core* sedimen sepanjang 1 meter dapat mencerminkan periode sejarah yang terjadi pada lingkungan akuatik paling sedikit 200 tahun (Simpson dkk., 2016b).

Penelitian yang berkaitan dengan sedimen biasanya melibatkan salah satu dari tiga bentuk fase sedimen yaitu: sedimen tersuspensi, sedimen dasar (fase padat), dan ekstraksi air pori sedimen (fase cair).

Pengambilan sampel sedimen tersuspensi biasanya dilakukan dengan menggunakan *trap*. Sedimen dasar diambil dengan menggunakan alat berupa *grab* atau *core*, dan ekstraksi air pori dilakukan dengan prosedur pelindihan (*leaching*), sentrifugasi, maupun penekanan. Ketika penelitian yang berkaitan dengan logam renik (*trace element*) di perairan yang tersuspensi, maka alat *trap* yang digunakan selayaknya dilapisi dengan bahan plastik atau teflon. Peralatan *sampling* yang mengandung karet dapat digantikan dengan bahan silikon. Ketika penelitian tentang substansi kimia organik toksik, maka *trap*nya dapat berbahan *stainless steel*. Pemisahan bahan partikulat dengan fase terlarutnya dapat dilakukan dengan proses penyaringan dengan menggunakan membran 0,1 μm . Sedangkan membran 0,45 μm masih belum dapat memisahkan, terutama yang berkaitan dengan unsur mineral Al, Fe, dan Mn.

Sedimen yang telah diambil dengan menggunakan alat *birge ekman grab* atau *core* biasanya disimpan dalam lemari es yang bersuhu 4°C guna analisis lebih lanjut. Wadah atau kemasan penyimpanan sampel disesuaikan dengan substansi kimia target yang akan dianalisis dan dapat dilihat dalam Tabel 4. Simpson dkk. (2016b) menyebutkan untuk analisis kontaminan logam dan anorganik di sedimen, maka sampel disimpan dalam bahan plastik *high-density polyethylene* (HDPE) or *polytetrafluoroethylene* (PTFE). Namun, ketika sedimen yang diambil untuk analisis kontaminan organik, maka sampel disimpan dalam gelas borosilikat dengan tutup berbahan PTFE. Khusus untuk senyawa PAH lebih disarankan gelas borosilikat berwarna coklat.

Pengambilan sedimen dasar yang bersifat anoksik membutuhkan teknik perservasi tersendiri guna meminimalisasi keberadaan oksigen. Pengeringan dan pembekuan sampel harus dihindari selama prosedur ekstraksi. Namun jika menggunakan analisis total yang melibatkan penghancuran dengan asam kuat (misal: logam berat), maka sedimen dapat dikeringkan pada suhu 60 °C selama semalam dan kemudian digerus. Sedimen dilakukan penyaringan dengan menggunakan ayakan yang berpori 2 mm guna memisahkan batu dan sejenisnya (Komnitsas dkk., 2015). Setelah itu sedimen dapat disimpan guna penghitungan berat/massanya.

Tabel 4. Volume dan Kemasan Sampel Sedimen yang Dibutuhkan untuk Analisis

Parameter	Jumlah sampel yang dibutuhkan	Jumlah kemasan	Tipe kemasan
Karbon organik <i>volatile</i>	60 ml	1	botol kaca mulut lebar 60 ml dengan tutup teflon - isi penuh untuk menghilangkan ruang yang masih tersisa
Pestisida/PCB	100 gram	1	Botol gelas 500 ml dengan tutup teflon.
Logam	250 gram	1	Botol gelas 500 ml dengan tutup teflon atau botol HDPE 500 ml.
Uji toksisitas	540 ml	2	Botol gelas 500 ml dengan tutup teflon atau botol HDPE 500 ml jika organik bukan sebagai target.
Nutrien	-	1	Botol gelas 500 ml dengan tutup teflon atau botol HDPE 500 ml.
Ukuran partikel	500 gram	1	Kantong plastik "zip lock" atau botol HDPE 500 ml.
Sampel lainnya (misal: TOC, CN dan sebagainya)	-	1	Botol 125 ml dengan tutup teflon.

Sumber: Ohio-EPA (2001)

Prosedur penanganan sedimen anoksik dilakukan dengan cara memasukkan sampel sedimen secepatnya dalam botol polietilen setelah sedimen diambil dengan alat *grab* atau *core* hingga penuh dengan menggunakan sendok polietilen. Di dalam laboratorium, sedimen dimasukkan dalam *glove box* yang di dalamnya dialiri gas argon murni bebas oksigen. *Ekstractant* juga disiapkan dalam *glove box* sebelum dilakukan perlakuan preparasi atau ekstraksi (Förstner, 1989).

Ekstraksi air pori sedimen dapat dilakukan dengan menggunakan metode *leaching*/pelindihan, sentrifugasi, dialisis, maupun tekanan/dihisap. Oksidasi selama isolasi air pori sedimen dapat diminimalisir dengan cara proses pengerjaannya dilakukan dalam *glove box*. Sedimen yang disimpan >24 jam setelah pemisahan air pori dapat menghasilkan perbedaan komposisi kimia maupun konsentrasinya secara signifikan,

Buku ini tidak diperjualbelikan.

jika dibandingkan dengan sampel yang diproses secara langsung kurang dari 24 jam. Di antara metode ekstraksi air pori sedimen di atas yang paling minim mengalami oksidasi adalah dengan menggunakan teknik dialisis (Chapman dkk., 1998).

Selama proses pengerjaan ekstraksi sedimen dapat meningkatkan entropi dalam sampel yang dapat berpengaruh pada ketidakstabilan fisik maupun kandungan biologi di dalamnya. Bentuk komponen kimia organik maupun anorganik dalam sedimen dapat berkurang atau hilang sebelum dianalisis lebih lanjut. Saat preparasi sampel, ada beberapa perlakuan atau kondisi yang mungkin berpotensi mengurangi atau bahkan menghilangkan komponen kimia dalam sedimen antara lain: pembekuan, *lyophilization*, penguapan, oksidasi, perubahan pH, reaksi katalisis ringan, reaksi dengan kontainer/ wadah sampel, lama waktu preparasi sampel dengan kondisi sampel masih aktif secara biologi, dan kontaminasi sampel dengan lainnya. Salah satu cara untuk meminimalisasi gangguan selama preparasi sampel yaitu dengan jalan proses pengerjaan ekstraksi dilakukan secara langsung di lapang dan validasi metode analitik selama proses penanganan sampel (Simpson dkk., 2016b) .

Pengukuran pH, konduktivitas, dan potensial redoks di sedimen dapat dilakukan dengan menggunakan pencampuran air deionisasi dengan sedimen dengan perbandingan 1:1. Larutan di homogenisasi dengan menggunakan *stirrer* selama 24 jam (Komnitsas dkk., 2015). Goher dkk. (2014) menggunakan perbandingan antara sedimen:air destilasi sebanyak 1:2,5. Setelah itu campuran dapat dilakukan pengukuran dengan menggunakan alat pH meter yang sesuai dengan jenis peruntukannya.

Kandungan bahan organik total (TOM) di sedimen secara ringkas ditentukan dengan menambahkan larutan 1 N HCl guna menghilangkan senyawa karbonat yang dapat mengganggu parameter TOM. TOM ditentukan dengan melihat perbedaan berat kering dari sedimen dengan residu setelah sedimen dipanaskan dalam tanur selama 2 jam pada suhu 450°C (Komnitsas dkk., 2015). Khan dkk. (2012) mengestimasi kandungan TOM di sedimen dari karbon organik total (TOC) dengan mengalikan faktor konversi sebesar 1,724.

Karbon organik total (TOC) merupakan komponen penting penyusun tanah dan sedimen dan biasa digunakan untuk mengetahui: status pencemaran, indikator kualitas dan produktivitas tanah (Avramidis dkk., 2015), biogeokimia siklus karbon, eksplorasi hidro-karbon, dan komposisi trofik dari komunitas benthik (Khan dkk., 2012). Karbon organik di sedimen umumnya dihasilkan dari proses dekomposisi tumbuhan, hewan, plankton, maupun sumber aktivitas antropogenik lainnya seperti: kontaminasi kimia, pupuk, maupun limbah yang mengandung bahan organik. Karena karbon organik umumnya berkorelasi kuat dengan kontaminan organik, maka dapat digunakan sebagai alat untuk estimasi adanya pencemaran maupun toksisitas polutan tersebut di sedimen (Avramidis dkk., 2015). Sampel sedimen untuk analisis TOC dapat dikumpulkan dalam kantong plastik (*zip lock*), gelas jar borosilikat yang berpenutup ulir, maupun botol teflon. Sampel tersebut disimpan dalam suhu 4°C dan dapat dianalisis hingga enam bulan lamanya (Ohio-EPA, 2010). Secara kasar nilai TOC dapat ditaksir dari separuh kandungan TOM di sedimen (Komnitsas dkk., 2015). Analisis TOC di sedimen dapat dilakukan dengan menggunakan metode oksidasi pembakaran katalitik (Pt/Al₂O₃) pada suhu 720°C. Deteksi dari TOC dengan menggunakan detektor infra merah atau *chemiluminescence* (Avramidis dkk., 2015).

Kandungan karbonat di sedimen dapat ditentukan dengan menimbang berat yang hilang setelah perlakuan sedimen dengan asam asetat (CH₃COOH, 4 M) selama 24 jam dalam suhu ruangan. *Loss of Ignition* (LOI) dapat ditentukan setelah sedimen dilakukan pemanasan pada suhu 500 °C dan 1050 °C masing-masing selama 2 jam (Komnitsas dkk., 2015).

Sampel sedimen untuk tujuan analisis *acid volatile sulfide* (AVS) dilakukan dengan cara sampel dimasukkan dalam botol yang bermulut lebar. Botol diisi dengan sedimen hingga penuh sehingga meminimalisasi udara yang terperangkap di bagian permukaan sedimen. Jika memungkinkan bagian mulut botol dialiri dengan gas nitrogen yang bebas oksigen atau argon. Sampel segera didinginkan pada suhu 4°C. Analisis AVS dapat dilakukan hingga umur sampel maksimal 14 hari. Hal ini untuk

meminimalisasi hilangnya sulfida akibat penguapan maupun teroksidasi. Spesiasi logam dapat berubah akibat perubahan konsentrasi sulfida maupun oleh lainnya dalam sampel (Ohio-EPA, 2010). Analisis AVS di sedimen secara rinci dapat dilihat dalam Allen dkk. (1993) dan Di Toro dkk. (1990).

Kandungan logam berat total di sedimen secara umum dapat ditentukan dengan *digest* 1 gram sampel sedimen (kering) dengan 5 ml asam nitrat pekat selama 4 jam pada suhu 140 °C sesuai dengan metode standar (APHA, 2000). Seluruh ekstrak ditempatkan dalam wadah yang berbahan teflon. Analisis logam ditentukan dengan alat spektrometer serapan atom api (*flame atomic absorption spectrometer* / FAAS). Analisis logam Hg ditentukan dengan metode spektrometer serapan atom uap dingin (*cold vapor atomic absorption spectrometer* / CV-AAS) (Alkarkhi dkk., 2009).

BAB V

UJI TOKSISITAS SEDIMEN

Sejak diketahuinya buangan yang mengandung limbah toksik ke air permukaan menimbulkan dampak yang merugikan dan terlihat secara akut, sebagian besar perhatian masyarakat masih tertuju pada kontaminan di kolom air dibandingkan sedimen. Namun, ketika adanya hubungan timbal balik yang menentukan nasib dari sebuah polutan pada dua kompartemen (air dan sedimen), maka kajian tentang kontaminasi maupun toksisitas di sedimen mulai mendapat perhatian. Umumnya penelitian mengenai toksisitas sedimen hanya sebatas kajian kompleksitas polutan di kolom air dengan sedimen dan interaksinya dengan biota yang kontak sedimen (Giesy & Hoke, 1989). Sejalan dengan perkembangan zaman, maka pengetahuan mengenai toksikologi sedimen mulai mendapat banyak perhatian, ketika mulai ada aktivitas pengerukan dan dampaknya terhadap makhluk hidup lainnya (Burton & Ingersoll, 1994). Oleh sebab itu, pengujian sedimen kerap kali dilakukan guna menguji tingkat keamanan ketika sedimen tersebut dibuang ke lingkungan maupun evaluasi kontaminasi polutan di suatu badan air. Dalam bab ini akan didiskusikan tentang hal-hal yang berkaitan dengan uji toksisitas sedimen maupun identifikasi polutan yang melibatkan analisis kimia dan uji toksisitas seperti dalam *Toxicity Identification Evaluation* (TIE).

Buku ini tidak diperjualbelikan.

A. Uji Toksisitas

Uji toksisitas atau bioassai merupakan pendekatan eksperimen guna menguji respons dari suatu organisme hidup terhadap paparan suatu polutan tertentu. Secara umum uji toksisitas dapat didefinisikan sebagai proses penentuan dari suatu substansi yang diperkirakan memberikan dampak negatif terhadap fungsi normal suatu organisme (biota uji) dengan durasi paparan, rute paparan, dan konsentrasi tertentu. Beraneka macam respons biologi dari biota uji yang dipaparkan bahan polutan spesifik, mulai dari perubahan fisiologi hingga berujung pada kematian (toksisitas akut). Namun, beberapa peneliti membedakan uji toksisitas dengan bioassai. Bioassai didefinisikan sebagai penggunaan organisme hidup untuk menguji toksisitas dari suatu bahan atau media (air, sedimen dan sebagainya). Bahan atau media tersebut mungkin mengandung beraneka macam bahan polutan yang kompleks yang belum diketahui konsentrasinya (Luoma, 1995).

Secara umum aplikasi uji toksisitas dirancang untuk: 1). Menentukan konsentrasi suatu substansi kimia spesifik yang diduga bersifat toksik, 2). Menetapkan status toksisitas air atau sedimen alami (*bioassay ambient*), dan 3). Memahami proses yang mengatur kejadian toksisitas. Evaluasi yang melibatkan uji toksisitas biasanya lebih mengutamakan unsur ketepatan, praktis, baku, dan kemampuan pengulangan dalam menggambarkan respons spesifik dari biota uji terhadap toksikan tertentu. Uji toksisitas dapat diterima guna menunjukkan permasalahan yang terjadi dari interaksi antar substansi kimia yang ditunjukkan dengan respons biologi tunggal dalam sebuah sistem percobaan. Bioavailabilitas dari sebuah polutan dapat lebih mudah diinterpretasi, jika uji toksisitas digabungkan dengan studi kimia. Para ahli toksikologi umumnya berpendapat bahwa kesederhanaan merupakan suatu kebutuhan dan kelebihan dari uji toksisitas ini. Di samping itu uji toksisitas relatif lebih murah dan mudah dilakukan dengan standardisasi lebih tinggi, jika dibandingkan dengan studi ekologi yang dilakukan di lapang. Respons yang ditimbulkan akibat toksisitas maupun defisiensi logam dapat dengan mudah ditunjukkan dengan menggunakan uji toksisitas (Anderson dkk., 2010; Luoma, 1995).

Studi toksisitas biasanya melibatkan pemilihan tentang tingkat organisasi biologi yang dipaparkan, lama waktu paparan, kisaran konsentrasi yang dipaparkan, rute paparan, dan keterwakilan dari spesies yang digunakan. Pengaruh konsentrasi dan waktu paparan pada umumnya akan saling terkait. Dalam uji toksisitas konsentrasi polutan secara progresif akan lebih rendah ketika waktu paparan semakin meningkat. Semakin singkat waktu paparan, maka diperlukan konsentrasi lebih tinggi untuk bisa menimbulkan suatu respons biologi. Paparan kronis pada umumnya digunakan untuk menampakkan pengaruh dari suatu polutan terhadap kemampuan reproduksi atau kerusakan jaringan dari satu generasi ke generasi lainnya pada suatu spesies. Sehingga uji toksisitas kronis secara kasar dapat mencerminkan paparan lebih dari satu siklus hidup. Tren perkembangan uji toksisitas kronis sekarang ini tidak selalu pajuannya melibatkan satu siklus hidup secara penuh dari biota uji (Adams & Rowland, 2003; Luoma, 1995).

Uji toksisitas dengan menggunakan spesies tunggal telah secara luas digunakan dalam studi ekotoksikologi yang mungkin didasarkan pada keseimbangan antara kelebihan dan kekurangannya. Beberapa kelebihan dengan uji toksisitas tersebut adalah relatif mudah untuk diatur/dikontrol dan dapat dilakukan standarisasi. Respons yang dihasilkan merupakan gambaran dari relevansi ekologinya. Standarisasi dari metodologi memungkinkan untuk memberikan hasil yang dapat dipertanggungjawabkan, dapat dilakukan pengulangan, dan pengumpulan data relatif cepat. Berbagai macam spesies telah digunakan dalam uji toksisitas tunggal. Metode yang telah terstandarisasi telah memungkinkan penggunaan jumlah spesies yang lebih kecil. Uji toksisitas dengan menggunakan spesies tunggal telah dirancang dengan baik sehingga dapat menguji suatu hipotesis yang akan digunakan untuk mencari penyebab toksisitas dari suatu bahan polutan yang dicurigai (Adams & Rowland, 2003).

Idealnya, uji toksisitas dapat digunakan untuk memprediksi kualitas suatu lingkungan yang diperlukan bagi manajemen pencemaran bahan polutan tertentu misalnya logam berat. Uji toksisitas akan menjadi semakin rumit ketika digunakan untuk memprediksi toksisitas polutan

tertentu terhadap sebuah komunitas. Seluruh prediksi yang dibuat dari hasil uji toksisitas diharapkan mampu melindungi ekosistem, jika biota uji yang digunakan lebih sensitif dibandingkan dengan keberadaan polutan tersebut ada pada sebuah komunitas. Tetapi kondisi tersebut hampir dipastikan sulit untuk dicapai, dikarenakan sensitivitas dari masing-masing populasi dalam sebuah komunitas terhadap bahan polutan sangat bervariasi dan masih banyak yang belum diketahui (Clements & Newman, 2002).

B. Uji Toksisitas Sedimen

Sedimen merupakan tempat penyimpanan utama bagi banyak kontaminan yang masuk ke badan air dari limpasan perkotaan, pertanian, dan industri. Oleh sebab itu,, pemahaman tentang bentuk, nasib (*fate*), dan efek kontaminan di sedimen sangat diperlukan. Salah satu usaha untuk mengetahui efek kontaminan pada makhluk hidup yaitu dengan menggunakan uji toksisitas/bioasai. Uji toksisitas sedimen merupakan pendekatan yang relatif baru dikembangkan untuk prediksi besarnya risiko ekologi yang ditimbulkan akibat kontaminasi polutan terakumulasi di sedimen.

Pengujian sedimen pertama dikembangkan di tahun 1977 karena adanya perhatian dari aktivitas pengerukan lumpur guna dibuang di perairan terbuka oleh USEPA-USACOE. Traunspurger dan Drews (1996) mendefinisikan uji toksisitas sedimen sebagai sebuah eksperimen dalam laboratorium dengan menggunakan spesies tunggal yang dipaparkan dengan substansi kimia tunggal atau campuran yang diketahui dosisnya pada sedimen bersih (belum tercemar) maupun buatan. Uji toksisitas sedimen dilakukan dalam lingkungan terkendali (laboratorium) guna memperkirakan dampak dari biota yang telah terpapar oleh polutan di lapang (Simpson dkk., 2016a). Hal ini didasari pada pemahaman tentang kompleksitas bahan polutan yang terikat dengan sedimen yang saling berinteraksi guna menghasilkan informasi tentang potensi toksisitas ke biota akuatik. Sasaran dari uji toksisitas sedimen adalah untuk menentukan apakah sedimen yang ada berpotensi membahayakan organisme akuatik maupun manusia yang kontak secara langsung dengan sedimen (Burton dkk. 2003).

Potensi terjadinya toksisitas sedimen dapat diperkirakan dari hasil analisis kimia, yaitu membandingkan konsentrasi kontaminan pada sedimen dengan sebuah pedoman kualitas sedimen ke dalam bentuk kategori antara lain: buruk, rendah, atau tinggi. Namun, sejauh ini analisis kimia sendiri masih belum mampu menilai efek potensi kontaminan yang tidak terukur, campuran kontaminan, maupun pengaruh nonkontaminan lainnya (misal: ukuran butir sedimen atau karakteristik lainnya) saling berinteraksi dalam memberikan efek toksisitas. Uji toksisitas sedimen mencerminkan fraksi kimia yang tersedia secara biologis, efek kumulatif kontaminan, maupun interaksi stresor nonkontaminan lainnya yang secara langsung memengaruhi kehidupan biota uji. Uji toksisitas sedimen sering kali memberikan bukti efek kontaminan yang lebih terukur dibandingkan dengan struktur komunitas makrozoobentos, karena sulitnya interpretasi struktur komunitas sebagai point akhir (Schlekat dkk., 2015; Dafforn dkk., 2012;; Burton & Johnston, 2010; Johnston & Roberts, 2009).

Penggunaan uji toksisitas sedimen yang sesuai standar biasanya mendapatkan hasil yang sensitif dan dapat dilakukan pengulangan. Hal-hal yang patut dipertimbangkan dalam melakukan uji toksisitas sedimen adalah bioavailabilitas polutan di antara sedimen dengan adanya perbedaan karakter geokimia dan pengaruh manipulasi selama penanganan sampel pada uji toksisitas air pori dan *elutriate* (Benhard, 2000). Adapun biota uji yang telah umum digunakan dalam uji toksisitas sedimen air tawar antara lain: 1) bakteri, 2) algae, 3) tumbuhan makrofit, 4) amphipoda, 5) insekta air misalnya larva *chironomid* dan *ephemeroptera*. 6). *cladocera*, 7) cacing oligochaeta dan 8) ikan (Giesy & Hoke, 1989; Burton & Ingersoll, 1994). Wildhaber & Schmitt, (1996) dan Trauspurger & Drews, (1996) telah mengulas beberapa jenis biota uji air tawar dan laut, dan durasi waktu yang dibutuhkan selama uji toksisitas yang dicantumkan dalam Lampiran 3 dan 4.

Uji toksisitas sedimen dengan organisme makrozoobentos adalah yang paling sering digunakan untuk evaluasi kejadian toksisitas dan bioakumulasi kontaminan persisten pada lingkungan sedimen yang berbeda (Besser dkk., 1995; Burton, G.A., & Johnston E.L., 2010). Pemilihan

biota uji umumnya didasarkan pada pertimbangan keterkaitan ekologi dari biota yang bersangkutan dan interpretasi dari respons yang ditimbulkan dari paparan bahan polutan tersebut. Sebagian besar pemilihan biota uji dalam buku ASTM E 1525 maupun US-EPA didasarkan pertimbangan sebagai berikut:

1. Ketersediaan data *base* toksisitas yang ada guna evaluasi sensitivitas relatif suatu organisme terhadap paparan suatu bahan polutan.
2. Organisme yang hidup di sedimen.
3. Organisme yang dapat dibiakkan dalam skala laboratorium
4. Organisme yang dapat dipelihara dan dipertahankan kelangsungan hidupnya dalam laboratorium selama percobaan berlangsung.
5. Identifikasi atau taksonomi dari biota uji yang digunakan tidak ada masalah.
6. Organisme tersebut secara ekologi penting dalam rantai makanan.
7. Distribusi dari organisme sebagai biota uji ada di dalam lokasi atau area dimana uji toksisitas tersebut dilakukan.
8. Organisme tersebut relatif toleran dengan kisaran kondisi fisiko-kimia yang luas dari sedimen secara alami.
9. Organisme tersebut relatif toleran dengan kisaran yang luas dari kondisi kualitas air.
10. Uji dengan menggunakan hewan tersebut telah melalui rekomendasi dari beberapa *peer reviewer*.
11. Uji toksisitas dengan menggunakan organisme tersebut di lapang dapat dilakukan validasi.
12. Ukuran yang relatif kecil sehingga mudah dalam penanganannya (Persoone and Janssen, 1998; Burton & Ingersoll, 1994).

Dalam uji toksisitas sedimen, pengategorian sampel dinyatakan toksik atau tidak dapat dilihat dari tingkat kelulushidupan/sintasan (*survival rate*) biota uji maupun persentase kematian. Mababa dkk. (2018) menggunakan parameter persentase kematian (%P) guna memperkirakan toksisitas campuran kontaminan di sedimen. Persentase kematian dari hewan uji dapat dihitung dari formula Abbots sebagai berikut:

$$\%P = \frac{p' - C}{100 - C}$$

Di mana,

P = jumlah kematian yang diatur (*adjusted*)

p' = Jumlah kematian biota yang diamati (%)

C = Jumlah kematian biota pada kontrol (%). Semua nilai yang digunakan dalam rumus dalam bentuk persentase.

Beberapa perbedaan kriteria toksisitas sedimen yang dihasilkan dari tingkat kelulushidupan biota uji di beberapa peneliti. Sebagai contoh: penggunaan biota uji Amphipoda dapat dikategorikan non toksik ketika rerata tingkat kelulushidupannya mencapai 96-96,5%, toksisitas ringan 76,5-83%, toksik sedang <76%, dan sangat toksik ketika < 20% (Long dkk, 1998). Namun Swartz dkk. (1995) dalam Long dkk. (1998) menambahkan kategori non toksik pada biota Amphipoda ketika mortalitasnya <13%, meragukan 13-24%, dan toksik ketika >24% mortalitasnya. Ritter dkk. (2011) menggunakan amphipoda *Eohaustorius estuarius* menunjukkan sedimen non toksik (>90% sintasan), toksisitas rendah (89-82% sintasan), toksisitas sedang (81-59 % sintasan), dan toksisitas berat (<59 % sintasan).

Pendekatan lainnya yang digunakan untuk memprediksi toksisitas dari sedimen yaitu dengan menggunakan unit toksik (TU). Unit toksik pertama kali diperkenalkan oleh Sprague tahun 1970 guna evaluasi toksisitas sedimen (Castro-catala dkk., 2016). Unit toksik untuk sedimen dapat didefinisikan sebagai rasio konsentrasi elemen organik atau logam berat di dalam air pori dengan nilai toksisitas EC₅₀ dari biota uji (misalnya *daphnia magna* selama 48 jam). Secara sederhana rumus dari unit toksik adalah sebagai berikut:

$$TU = \frac{C_{pw}}{EC50_{iw}}$$

Di mana,

TU = Unit toksik untuk elemen individu yang terdeteksi dalam sedimen.

$C_{I_{pw}}$ = Konsentrasi elemen kimia atau logam berat yang ada di air pori sedimen ($\mu\text{g/l}$) dan $EC50_{iw}$ = Nilai konsentrasi efektif yang dapat menimbulkan 50% efek merugikan yang dihasilkan jalur paparan melalui air ($\mu\text{g/l}$). Secara sederhana semakin kecil dari nilai TU, maka semakin kecil kemungkinan efek yang merugikan ditimbulkan oleh elemen tersebut di sedimen (Castro-catala dkk., 2016). Nilai $TU \approx 1$ atau ≥ 1 menunjukkan konsentrasi polutan yang terlarut melebihi ambang batas nilai toksisitas yang telah ditetapkan dan potensi dari polutan tersebut untuk menimbulkan toksisitas pada biota semakin besar.

Secara umum ada tujuh manfaat dilakukannya uji toksisitas sedimen yaitu: 1) Untuk menentukan hubungan antara efek toksisitas dan bioavailabilitas dari suatu bahan polutan tertentu atau spesifik (misalnya uji *spiked* sedimen), 2) Untuk mengkaji adanya interaksi dari beberapa zat polutan di sedimen, 3) Evaluasi risiko dari material sedimen yang telah dilakukan pengerukan, 4) *Rangking area/tempat* yang diperlukan untuk tindakan pembersihan (*clean up*), 5) Pemantauan efektivitas dari tindakan remediasi dan menejemen yang telah dilakukan. 6) Membandingkan sensitivitas dari biota uji yang berbeda, dan 7) Pengukuran toksisitas sebagai bagian dari lisensi produk dan pengujian keamanan (MacDonald & Ingersoll, 2010).

Secara garis besar dalam melakukan uji toksisitas sedimen dapat terbagi menjadi empat macam yaitu: uji sedimen utuh (*whole test sediment*), uji air pori sedimen, uji air pengenceran (*elutriate*) dan uji toksisitas *spiked sediment*. Uji sedimen utuh biasanya dilakukan dengan cara memaparkan biota uji secara langsung pada konsentrasi sedimen yang telah diketahui sebelumnya (% v/v). Sedangkan uji air pori sedimen diperoleh dengan cara mengekstrak air *interstitial* sedimen. Metode pemisahan air pori sedimen biasa dilakukan dengan menggunakan sentrifugasi maupun teknik *dialysis* dan kemudian disaring dengan menggunakan saringan yang berpori $0,45\mu\text{m}$. Uji air *elutriate* hampir mirip dengan uji air pori, yaitu adanya pengenceran sebelumnya antara sedimen dan air dengan perbandingan 1:4. Setelah dilakukan homogenisasi maka air porinya dipisahkan dengan menggunakan alat sentrifus dan penyaringan (Chapman & Wang, 2001).

1. Uji Toksisitas Sedimen Utuh

Pengertian toksisitas sedimen secara luas didefinisikan sebagai adanya perubahan ekologi maupun biologi yang disebabkan oleh kontaminasi polutan di sedimen. Pengaruh merugikan ini dapat dilihat pada hewan uji ketika dimasukkan dalam sedimen yang relatif belum terkontaminasi dan ditambahkan sejumlah kontaminan tertentu pada sedimen (*spiked*), atau hewan uji tersebut dipaparkan oleh bahan kontaminan yang berkonsentrasi tinggi di sedimen secara alami di lapang (*mesocosm*) (Luoma & Ho, 1993). Ada tiga faktor utama yang diperlukan untuk menilai kontaminasi polutan di sedimen yaitu: 1) Bahan kontaminan apa saja yang ada di sedimen, 2) Seberapa besar tingkat kontaminasi dari bahan polutan tersebut, dan 3) Apakah kontaminan tersebut berpotensi membahayakan bagi kehidupan biota akuatik atau tidak (Giesy & Hoke, 1989).

Deskripsi dari uji toksisitas sedimen utuh adalah pengujian pada organisme yang dipaparkan dengan sedimen yang mungkin mengandung sejumlah kuantitas dari bahan kimia toksik yang belum diketahui komposisi dan karakteristiknya. Respons dari biota uji yang telah dipaparkan dikaji keterkaitannya dengan kontaminasi bahan kimia yang terkandung di dalam sedimen (US-EPA, 1992). Pada metode ini, sampel sedimen yang telah diambil dari lapang dibawa ke laboratorium guna dilakukan pengujian status toksisitasnya. Penambahan air dan biota uji dalam sampel sedimen dilakukan guna mengkaji respons yang ditimbulkan misalnya: pertumbuhan, sintasan, maupun reproduksi berbagai macam organisme benthik. Sampel sedimen yang tidak menimbulkan pengaruh merugikan terhadap biota uji dapat dikategorikan dalam status “bersih” yang biasa di dapat dari lokasi situs rujukan. Pengujian dengan sedimen utuh merupakan simulasi yang paling realistis dari paparan polutan secara *in situ* untuk spesies indikator sebagai biota uji (Harkey dkk., 1994).

Beberapa kelebihan penggunaan uji toksisitas sedimen utuh antara lain: 1) Memberikan pengukuran secara langsung dan penggabungan status toksisitas dari satu atau berbagai macam kimia yang ada pada lokasi spesifik, 2) Relatif sederhana dan murah untuk dilakukan, 3)

Berbagai macam biota uji maupun siklus hidupnya dapat dilibatkan selama pengujian. 4) Uji toksisitas dengan sedimen utuh biasa diaplikasikan guna evaluasi kelayakan buangan hasil pengerukan ke laut terbuka setelah sedimen tersebut dinyatakan aman. 5) Salah satu penyusun dari komponenn *triad* (uji toksisitas, struktur komunitas, dan analisis kimia) dalam prediksi bioavailabilitas suatu polutan di lapang. Namun metode ini juga tidak terlepas dari beberapa kekurangan yaitu: metode ini masih belum mampu menunjukkan bahan kimia spesifik yang bertanggung jawab terhadap kejadian toksisitas dan perlu penggabungan dengan metode kimia lainnya guna menghasilkan sebuah kriteria kimia/pedoman (Burton & Johnston, 2010; MacDonald & Ingersoll, 2010).

2. Uji Toksisitas dengan Air Pori Sedimen

Air pori sedimen merupakan air yang mengisi ruang di antara partikel sedimen. Air tersebut dapat di isolasi dari matriks sedimen guna pengujian toksisitas atau mengukur konsentrasi substansi kimia yang terkandung di dalamnya (MacDonald & Ingersoll, 2010). Pendekatan dengan menggunakan air pori merupakan metode untuk mengetahui status toksisitas dari bahan kimia yang berikatan dengan sedimen terhadap biota dengan cara memaparkan biota tersebut dalam air yang terekstrak. Tujuan dari metode ini adalah untuk identifikasi dan mengkuantifikasikan komponen kimia yang bertanggung jawab terhadap toksisitas sedimen (Chapman & Wang, 2001). Penggunaan metode ini untuk menilai kualitas sedimen didasarkan pada asumsi: 1) Kimia yang ada dalam air *interstitial* merupakan bentuk kesetimbangan dari kimia yang terserap pada partikel sedimen. 2) Fase cair merupakan jalur paparan secara langsung dan penting terhadap organisme yang hidup di sedimen. 3) Fraksi dalam bentuk terlarut atau bebas biasanya dalam bentuk yang tidak terkompleksasi sehingga dianggap fraksi yang paling bertanggung jawab terhadap toksisitas sedimen. Metode ini biasanya digabungkan dengan prosedur evaluasi identifikasi toksisitas (*toxicity identification and evaluation*/TIE) guna memprediksi bahan kimia yang menimbulkan toksisitas. Prosedur TIE dilakukan dengan cara fraksinasi dari sampel air intersitial guna memisahkan grup kontaminan dari bahan kimia dan diikuti dengan uji toksisitas kembali (Burton & Johnston, 2010).

Sebagian besar uji toksisitas sedimen yang dipaparkan terhadap biota uji dalam bentuk terlarut. Bentuk fraksi terlarut dari ekstrak sedimen memungkinkan untuk digunakan dalam identifikasi toksikan yang menyebabkan toksisitas seperti serangkaian percobaan dalam TIE (*toxicity identification and evaluation*). Hewan yang digunakan dalam uji toksisitas air pori atau *elutriate* umumnya berada dalam stadium awal perkembangan (misalnya larva dan sebagainya). Kelebihan dari uji toksisitas ini adalah pertimbangan pada bagian yang paling sensitif dari suatu siklus hidup hewan yang dipaparkan dalam jangka waktu tertentu dan mendekati realistis secara alami (Burton, 2010; Power & Chapman, 1992).

Rute paparan yang dilakukan pada uji toksisitas mungkin akan berpengaruh pada hasil intepretasinya. Keberadaan toksikan dalam bentuk terlarut (misalnya uji air pori) umumnya diterapkan pada uji toksisitas sedimen. Kontrol terhadap konsentrasi logam selama uji toksisitas, geokimia, dan kondisi reduksi/oksidasi (redoks) relatif akan lebih mudah ketika eksperimen tersebut dilakukan dalam bentuk fase cair. Dalam uji toksisitas sedimen biasanya melibatkan suatu sistem yang lebih rumit guna menguji toksisitas polutan umumnya terhadap organisme makrozoobentos. Konsentrasi logam disajikan dalam suatu campuran dalam bentuk terabsorpsi maupun terlarut. Satu kelebihan dengan menggunakan metode ini adalah jalur paparan mungkin lebih mirip dengan kebiasaan hidup dari biota uji untuk hidup secara alami. Namun, kekurangannya adalah hilangnya kontrol geokimia dari sistem pengujian, wujud/bentuk dari polutan yang dipaparkan, dan rute paparannya. Toksisitas pada sedimen juga diuji dengan cara memisahkan air pori sedimen atau *elutriate* dengan perbandingan tertentu yang mempresentasikan logam di dalam wujud terlarut. Di dalam cara ini, pengaruh faktor sedimen secara alami (seperti ukuran butir) dapat diabaikan (Chapman dkk., 1998; Luoma, 1995).

Isolasi air pori sedimen biasanya diperoleh dengan cara mengkombinasikan sentrifugasi dengan penyaringan. Munawar dkk., (2000) mendapatkan air pori sedimen dengan cara 150 gram sampel sedimen ditempatkan dalam 250 ml *tube* polyetilen dan disentrifugasi selama

1 jam dengan kecepatan 800 rpm pada suhu 4°C. Bagian supernatan kemudian disaring dengan saringan *glass fibre Whattman* (diameter 4,25 cm dan ukuran pori-porinya 1,2 µm). Air pori sedimen hasil penyaringan disimpan dalam *glass tube* pada suhu 4°C guna pengujian lebih lanjut misalnya dengan organisme Microtox™ (*Photobacterium phosphoreum*) selama 4 hari.

Nilai kualitas sedimen untuk melindungi organisme bentos terhadap kontaminasi polutan dapat dilakukan dengan menggunakan konsentrasi elemen polutan tersebut dalam air *interstitial*. Sebagai contoh kontaminasi logam berat campuran di sedimen yang diduga dapat menimbulkan gangguan pada organisme bentos dapat didekati dengan rasio konsentrasi logam yang ada di bagian air *interstitial* dengan nilai FCV-nya. Secara sederhana dapat ditulis sebagai berikut:

$$\sum_i [M_{i,d}] \frac{1}{FCV_{i,d}} \leq 1$$

Dimana,

$[M_{i,d}]$ = konsentrasi terlarut dari logam ke-i di dalam air *interstitial*.

$FCV_{i,d}$ = nilai kronis akhir dari logam ke- i

Nilai kualitas sedimen diperoleh dengan cara menjumlahkan semua konsentrasi elemen yang dibagi dengan nilai masing-masing elemen kronis akhir. Nilainya berkisar dari ≤ 1 atau > 1 . Sebagai contoh untuk penghitungan dari rumus di atas dapat dilihat dalam Tabel 5.

Maka dalam kasus ini nilai $\sum_i [M_{i,d}] \frac{1}{FCV_{i,d}} = (0,3/2,2) + (2,1/9) + (0,25/2,5) + (10/52) + (30/120) = 0,9$. Karena nilai akhirnya adalah ≤ 1 , maka sedimen tersebut dapat diterima untuk mampu melindungi organisme bentos dari kontaminasi logam berat (US-EPA, 2000).

Beberapa kelebihan metode isolasi air *interstitial* ini adalah: 1) Biota uji yang digunakan dapat bersifat bentik maupun yang hidup di kolom air (nekton). 2) Pengujian toksisitas sedimen dapat berupa toksisitas akut maupun kronis pada organisme yang sensitif. 3) Hasil uji toksisitas dapat mencerminkan pengaruh langsung pada organisme melalui rute

Tabel 5. Contoh data yang digunakan untuk menghasilkan nilai kualitas sedimen pada air *interstitial*

Logam	Konsentrasi air pori sedimen ($\mu\text{g/L}$)	Nilai kronis akhir ($\mu\text{g/L}$)
Kadmium (Cd)	0,3	2,2
Tembaga (Cu)	2,1	9
Timah hitam (Pb)	0,25	2,5
Nikel (Ni)	10	52
Seng (Zn)	30	120

Sumber: US-EPA (2000)

air *interstitial* tanpa normalisasi konsentrasi kimia yang ada di sedimen, dan 4) Hubungan sebab-akibat dapat ditentukan.

Namun, penggunaan dengan metode air *interstitial* ini juga tidak terlepas dari beberapa kekurangan antara lain: 1) Jumlah untuk memperoleh air *interstitial* ini kadang kala dapat menjadi faktor pembatas sehingga dibutuhkan volume sedimen yang cukup besar. Tipe sedimen yang didominasi oleh pasir dan lempung sering kali membutuhkan jumlah volume yang besar untuk dapat menghasilkan cukupnya ekstrak sedimen. 2) Konsep tes toksisitas dengan menggunakan air pori yang diikuti dengan *toxicity identification and evaluation* /TIE belum secara luas dievaluasi untuk menjelaskan banyaknya senyawa kimia yang mengatur kejadian toksisitas terhadap biota uji. 3) Beberapa spesies yang mencerna sedimen secara langsung dan senyawa yang mempunyai nilai koefisien partisi (K_{ow}) yang tinggi belum dapat dijelaskan secara sempurna dengan menggunakan metode air *interstitial*. Senyawa yang memiliki nilai K_{ow} yang tinggi dapat berikatan kuat dengan karbon organik di sedimen (MacDonald & Ingersoll, 2010).

3. Pengujian Toksisitas dengan Air *Elutriate*

Metode pengujian dengan menggunakan air *elutriate* merupakan proses simulasi ketika sedimen mengalami gangguan secara fisik dan kontaminan terbawa ke dalam kolom air (misalnya aktivitas pengerukan). Uji toksisitas *elutriate* sedimen dikembangkan untuk evaluasi potensi efek

Buku ini tidak diperjualbelikan.

jangka pendek (jam atau hari) dari pembuangan material pengerukan di perairan terbuka/*open-water* (Simpson dkk., 2016b; Ingersoll, 1995). Tahap pengenceran dari air *elutriate* biasanya dihasilkan dengan cara menggabungkan campuran air dan sedimen dengan volume tertentu (biasanya rasio 4:1 v/v) dan dikocok selama 1 jam. Fase air dipisahkan dari sedimen dengan cara sentrifugasi dan bagian supernatan yang digunakan berbagai macam pengujian toksisitas. Pemisahan supernatan dilakukan dengan menggunakan filter (0,45-1,2 μm) dan air yang didapat dapat secara langsung digunakan seperti uji pertumbuhan alga *Selenastrum Capricornatum* dan sebagainya.

Senyawa logam terlarut di sedimen dapat dipisahkan (misalnya pada prosedur TIE) dengan cara ekstraksi air pori maupun *elutriate* sedimen dengan air. Asumsi yang dibangun dari cara di atas adalah ukuran butir sedimen tidak berpengaruh selama uji toksisitas ketika kontaminan tersebut dipisahkan dari sedimen. Metode pemisahan air pori sedimen maupun air *elutriate* umumnya dilakukan dengan cara sentrifugasi, peneakanan, filtrasi, maupun kombinasi dari cara tersebut guna mendapatkan air pori. Alat *in-situ dialysis sampler* merupakan alat yang paling sedikit memberikan gangguan pada sedimen dan gradien redoksnya, tetapi volume air yang dihasilkan untuk uji toksisitas biasanya menjadi kendala dalam metode ini (Burton dkk., 2003; Ankley dkk., 1991).

Secara umum pengujian toksisitas dengan air *elutriate* relatif kurang toksik dibandingkan dengan menggunakan sedimen utuh maupun air pori. Namun boleh jadi dengan menggunakan prosedur *elutriate* ini dapat meningkatkan bioavailabilitas toksikan dalam kolom air (Burton, 2010). Haring dkk. (2010) menyebutkan uji toksisitas *elutriate* dapat efektif dalam identifikasi sebuah situs dengan toksisitas akut. Namun dalam beberapa kasus, penilaian toksisitas sedimen dengan hanya uji *elutriate* saja masih belum mencukupi untuk melihat potensi secara keseluruhan bahaya sedimen yang terkontaminasi.

Prosedur elutriasi dengan cara mencampur sedimen dalam bentuk tereduksi dengan air yang teroksidasi memiliki permasalahan serupa dengan isolasi air pori. Selama elutriasi, logam bisa mengendap dengan sulfida yang reaktif dari air pori, kemudian mengalami remobilisasi

sebagai sulfida yang teroksidasi. Logam yang termobilisasi akan mengendap dengan bentuk baru *Fe* oksida, jika air yang tertinggal masih dalam status teroksidasi. Elutriasi mungkin cocok dalam menyimulasikan pembuangan hasil pengerukan sedimen, tetapi tidak menggambarkan paparan polutan terhadap organisme pada kondisi sedimen alami. Umumnya elutriasi yang paling sedikit diinginkan dari pendekatan uji toksisitas. Perbandingan hasil uji toksisitas dari metode ekstraksi air pori dan elutriate sedimen pada ikan *fathead minnow* (*Pimephales Promelas*), cladocera (*Ceriodaphnia Dubia*), amphipoda (*Hyalela Azteca*), dan cacing oligochaeta (*Lumbriculus Variegatus*) menunjukkan bahwa air pori sedimen lebih toksik dibandingkan air *elutriate* (Burton & Johnston, 2010; Ankley, 1991).

Usaha untuk menggabungkan ke tiga uji toksisitas sedimen (*elutriate*, sedimen utuh, air pori) ke dalam satu kesimpulan guna menentukan kelas bahaya akut telah mulai ada. Prato dkk. (2015) menyebutkan ada lima kelas bahaya akut yang didasarkan pada besarnya persentase efek (PE) yang merugikan dari uji toksisitas sedimen. Kriteria dari kelas bahaya ini erat kaitannya dengan risiko yang ditimbulkan oleh kontaminan di sedimen terhadap kehidupan biota akuatik. Tabel 6 merupakan kriteria dari kelas bahaya akut adalah sebagai berikut:

Tabel 6. Kriteria bahaya akut yang dihasilkan dari penggabungan uji toksisitas sedimen.

Ke-las	Kelas bahaya akut	Nilai persentase efek yang merugikan (PE)	Keterangan
I	Tidak ada bahaya	-	Tidak ada uji toksisitas yang bersifat toksik
II	Ringan	$20\% \leq PE \leq 50\%$	Paling sedikit pada satu uji toksisitas.
III	Bahaya akut	$50\% \leq PE \leq 100\%$	Paling sedikit pada satu uji toksisitas.
IV	Tinggi	PE = 100%	Paling sedikit pada satu uji toksisitas.
V	Sangat tinggi	PE = 100%	Seluruh uji toksisitas

4. *Spiked Sediment Toxicity Test*

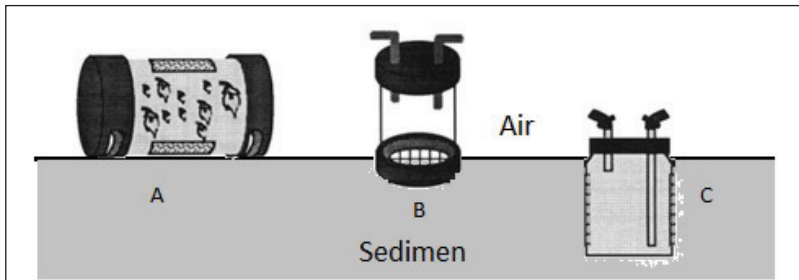
Pengujian toksisitas dengan menggunakan metode ini dilakukan dengan cara menambahkan bahan kimia spesifik pada sedimen kontrol yang sudah diketahui konsentrasinya dari bahan kimia tunggal maupun campuran yang dipaparkan pada organisme bentos sebagai biota uji (US-EPA, 1992). Data yang dihasilkan dari pengujian di laboratorium dapat digunakan untuk memprediksi hubungan sebab dan akibat dari bahan kimia spesifik pada organisme seperti pada kondisi di lapang. Pendekatan dengan menggunakan metode ini diasumsikan selama pengujian berlangsung di laboratorium merupakan simulasi dari kondisi riil di lapang (Burton, 2010).

Beberapa peneliti tetap mempertahankan paparan polutan melalui jalur air sebagai kesesuaian simulasi pengujian secara alami. Mereka menyarankan air pori sedimen adalah rute yang paling eksklusif dari paparan polutan di alam. Studi uji toksisitas dengan cara *spiked* pada sedimen menunjukkan pengambilan logam Cd oleh hewan amphipoda berkorelasi dengan aktivitas Cd dalam air pori sedimen. Akhir-akhir ini, suatu korelasi yang kuat ditunjukkan antara konsentrasi ion Cd bebas di atas permukaan sedimen (*overlying*) dengan konsentrasi Cd pada hewan bentik remis dari 37 danau di daerah Quebec dan Ontario, Canada (Luoma, 1995).

Salah satu kelebihan dari metode ini terletak pada pengaruh yang ditimbulkan oleh bahan kimia spesifik baik berupa senyawa tunggal maupun campuran dapat ditetapkan. Oleh sebab itu, metode *Spiked Sediment Toxicity test* mempunyai potensi yang besar untuk digunakan sebagai bagian dari validasi nilai yang dihasilkan dari penilaian kualitas sedimen atau kriteria kualitas sedimen (SQC) pada lokasi spesifik. Kekurangan dari penggunaan metode *Spiked Sediment Toxicity Test* adalah masih adanya ketidakpastian dari nilai yang dihasilkan pada kondisi riil di lapang atau kejadian toksisitas pada organisme bentos di lapang. Pengaruh lama penyimpanan sampel juga dapat menghasilkan bias pada kriteria yang dihasilkan karena rendahnya laju desorpsi kimia dibandingkan dengan sedimen yang baru diambil (Mac Donald & Ingersoll, 2010).

5. Uji Toksisitas Sedimen *In-situ*

Saat ini sudah mulai dikembangkan pengujian toksisitas sedimen yang dilakukan secara *in-situ*. Pengujian toksisitas secara *in-situ* relatif lebih realistis dibandingkan pengujian yang dilakukan di dalam laboratorium. Biota uji dikurung dalam suatu sangkar dan diletakkan di dasar perairan. Adanya saringan pada *chamber* mampu ditembus oleh air pori sedimen, air lapisan permukaan (*overlying*), maupun partikel halus sedimen sehingga biota uji dapat langsung terpapar oleh kontaminan yang ada di sedimen. Alasan dilakukannya pengujian toksisitas sedimen secara *in-situ* adalah untuk menunjukkan adanya toksisitas pada biota uji yang dipaparkan pada seluruh variabel lingkungan yang ada, sedangkan pengujian toksisitas secara klasik di laboratorium menunjukkan adanya pembatasan beberapa variabel yang bisa dikontrol oleh peneliti (Baudo dkk, 1999). Bentuk sangkar yang digunakan dalam pengujian toksisitas secara *in-situ* dapat dilihat dalam Gambar 7.



Sumber: Baudo dkk. (1999)

Gambar 7. *Chamber* yang digunakan untuk pengujian toksisitas sedimen secara *in-situ*.

C. Pengaruh Geokimia Sedimen terhadap Uji Toksisitas Sedimen

Hasil uji toksisitas sedimen dipengaruhi oleh manipulasi sedimen selama tahap pengambilan, penyimpanan, dan percobaan. Standardisasi prosedur penanganan sedimen telah tersedia dalam manual ASTM, namun faktor geokimia dapat memengaruhi hasil akhir uji toksisitas sedimen walaupun prosedur baku telah diikuti (Burton, 2010; Luoma, 1995).

Perbedaan sedimen dalam bentuk teroksidasi dan tereduksi berpengaruh terhadap kimia dari logam. Di dalam sedimen yang teroksidasi, oksida dari *Fe* dan *Mn* membentuk padatan yang bagian permukaannya bersifat reaktif dengan banyak unsur logam berat lainnya. Unsur logam umumnya berikatan dengan padatan oksida *Fe* dan *Mn* dan ligan organik. Ketika kondisi sedimen bersifat anoksik dapat melarutkan bentuk tereduksi dari *Fe* dan *Mn* ke dalam air pori sedimen. Sebagai gantinya ketika sulfida di perairan yang dominan, maka akan berikatan dengan logam membentuk (*MeS*) dan bersifat tidak larut (Zhang dkk., 2014).

Selama tahap pengumpulan sedimen dan pemindahan pada ruang uji toksisitas memerlukan manipulasi sistem yang terjadi di sedimen. Sedimen tereduksi dapat tercampur dengan sedimen oksik selama koleksi. Proporsi keduanya mungkin berbeda di antara sampel/cuplikan. Sedimen yang semula oksik di dalam ekosistem mungkin dapat berubah menjadi tereduksi selama penyimpanan. Begitu pula sebaliknya, pada zona tereduksi pada sedimen dapat menjadi teroksidasi selama tahap manipulasi. Kondisi ini umum terjadi, karena selama uji toksisitas dilakukan di bawah kondisi teroksidasi dan sudah menjadi persyaratan umum dari makrofauna untuk membutuhkan oksigen selama pengujian (Burton dkk., 2003; Luoma, 1995).

Standar penanganan sedimen untuk uji toksisitas, umumnya tidak terlalu mementingkan kondisi sedimen apakah tereduksi atau teroksidasi. Studi yang realistis membandingkan respons toksisitas pada sampel sedimen dengan kondisi redoks yang berbeda. Apapun pilihan dalam *sampling* dan manipulasi sedimen, reaksi kimia yang terjadi tergantung pada bagian awal dari komponen reaktan, ketersediaan oksidan (termasuk O_2), dan waktu. Produk baru (seperti *Fe* atau *Mn* oksida) dapat dengan cepat terbentuk dan produk lain yang ada dapat terpengaruh. Kondisi ini akan memengaruhi pada hasil uji toksisitas (Calmano dkk., 1997; Luoma, 1995).

D. Penyimpanan Sedimen

Penyimpanan sedimen merupakan salah satu potensi sumber penting dari munculnya bias. Para peneliti umumnya menyetujui waktu simpan dapat mengubah status toksisitas sedimen. Luoma (1995) menunjukkan

toksisitas selama 25 hari pada sedimen air tawar yang ditambah dengan logam *Cu* pada biota *Daphnia Magna* menghasilkan adanya peningkatan toksisitas pada minggu pertama dan toksisitasnya bervariasi hingga akhir 25 hari. Peneliti tersebut juga melaporkan suatu pengurangan yang besar dari toksisitas *Cu* dalam sedimen. Namun studi lainnya oleh Carr dkk. (1989) dalam Luoma (1995) melaporkan tidak adanya perubahan toksisitas pada hewan bentuk *Polychaeta* ketika sedimen tersebut dibekukan yang kemudian dicairkan dengan sedimen yang masih baru atau segar. Udara kering mungkin mengakibatkan oksidasi parsial dari logam-sulfida, menurunkan pH, dan mengubah komposisi bersifat ion di air pori sedimen. Biasanya lamanya penyimpanan sampel untuk uji toksisitas sedimen adalah lima hingga tujuh hari di refrigerator pada suhu 4°C (Simpson dkk., 2016b).

E. Identifikasi dan Evaluasi Toksisitas (*Toxicity Identification and Evaluation/TIE*)

Sampel sedimen toksik sering kali mengandung substansi kimia yang banyak dan kompleks, dan biasanya hanya beberapa substansi saja yang bertanggung jawab terhadap kejadian toksisitas. Bentuk komponen kimia yang menyebabkan toksisitas sangat beraneka ragam mulai dari bentuk logam kation, organik polar dan non polar, anion anorganik, amonia, hidrogen sulfida, dan sebagainya. Salah satu cara untuk mengidentifikasi polutan yang bertanggung jawab terhadap kejadian toksisitas pada sedimen adalah dengan menerapkan prosedur evaluasi identifikasi toksisitas (*Toxicity Identification Evaluation/TIE*). Evaluasi identifikasi toksisitas sedimen (utuh maupun air pori) merupakan teknik yang bermanfaat untuk identifikasi kontaminan yang bertanggung jawab atas kejadian toksisitas dalam sampel sedimen yang kompleks (Camargo dkk., 2014). Penggunaan TIE juga diterapkan untuk evaluasi hasil buangan pengerukan sedimen, identifikasi toksisitas kontaminan target pada badan air sebagai bagian dari remediasi lingkungan, identifikasi sumber kontaminan dari limbah perkotaan dan pertanian, identifikasi penyebab toksisitas akibat tumpahan minyak di perairan, dan identifikasi penyebab toksisitas bahan partikulat dari jalan raya (Ferraz dkk., 2017).

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Tahap pertama dari TIE adalah memisahkan komponen toksik dan non toksik dari air pori. Selama tahap isolasi toksikan, terhadap sampel dilakukan proses manipulasi kondisi (misalnya pH) dan fraksinasi bertahap yang dilanjutkan dengan uji toksisitas. Masing-masing tahap fraksinasi dan manipulasi bertujuan untuk identifikasi pengaruh karakteristik fisik maupun kimia toksikan dalam sampel. Setelah itu baru dilanjutkan dengan pemilihan teknik analitik substansi kimia yang sesuai untuk deteksi, identifikasi, dan kuantifikasi toksikan dalam sampel yang telah dimanipulasi. Karena selama tahap fraksinasi dan manipulasi sampel akan menghasilkan jumlah komponen kimia yang lebih sedikit dibandingkan dengan kondisi sampel yang asli (normal), maka komponen kimia yang menyebabkan toksisitas lebih mudah ditetapkan (US-EPA,1992).

Prosedur untuk melakukan TIE secara ringkas terdiri dari tiga fase yaitu: Fase 1. Karakterisasi toksikan. Fase I terdiri dari metode untuk identifikasi karakteristik fisik dan kimia sedimen alami yang menyebabkan toksisitas (Gambar 8). Fase II menggambarkan skema fraksinasi dan metode analitik untuk identifikasi toksikan. Fase III adalah prosedur untuk konfirmasi toksikan yang diduga menyebabkan toksisitas. Pada fase I sampel sedimen dilakukan manipulasi untuk mengubah atau membuat terhambatnya proses biologi pada senyawa kimia yang ada. Uji toksisitas dilakukan pada sedimen yang telah dilakukan manipulasi, guna menunjukkan informasi karakteristik toksikan secara alami. Suksesnya fase I terjadi ketika komponen kimia yang ada secara alami menyebabkan toksisitas. Setelah fase I, toksikan secara tentatif dapat dikategorikan karakteristik kimianya meliputi: kation logam, organik non polar, organik polar, senyawa volatil (mudah menguap), oksidan, dan substansi lainnya yang toksisitasnya tergantung pada pH. Pada fase I banyak menggunakan manipulasi dengan pengaturan pH yang bertujuan untuk mendeteksi toksikan berupa kation maupun anion yang perilakunya sangat dipengaruhi oleh pH. Perubahan pH akan mengubah rasio spesies kimia yang mengalami ionisasi dengan yang tidak, sehingga karakteristik kimia maupun fisik dari toksikannya dapat berubah secara signifikan (US-EPA,1992). Ferraz dkk.(2017) telah meringkas prosedur

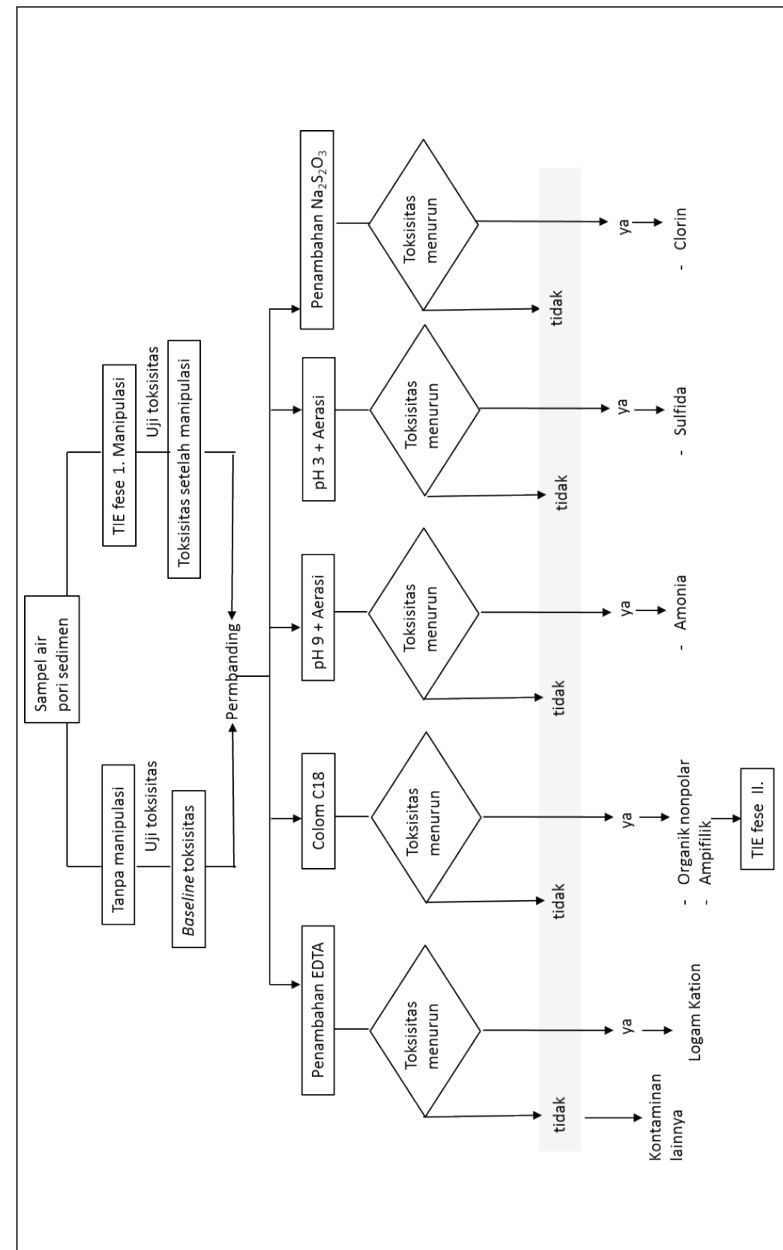
Buku ini tidak diperjualbelikan.

TIE fase 1 dalam bentuk diagram alir seperti yang ditampilkan dalam Gambar 8.

Tahap aerasi didesain untuk menentukan toksisitas yang diakibatkan oleh susbtansi kimia yang mudah menguap, teroksidasi, maupun menyublim. Adanya aerasi dapat menghilangkan atau menurunkan konsentrasi toksikan dalam sampel yang mudah menguap atau menyublim. Sampel dilakukan aerasi dan diatur pada pH yang berbeda. pH yang berbeda akan berpengaruh pada status ionisasi toksikan polar, membuat toksikan dapat lebih atau kurang menguap, maupun pengaruhnya pada potensial redoks dari sistem pengujian. Jika toksisitasnya menurun dengan adanya aerasi dan pengaturan pH, maka keberadaan senyawa yang menguap maupun yang teroksidasi diprediksi bertanggung jawab terhadap toksisitas. Untuk membedakan kedua bentuk senyawa tersebut di atas dapat dilakukan aerasi dengan gas nitrogen, jika toksisitas masih terjadi maka senyawa yang dapat teroksidasi yang terlibat dalam memberikan toksisitas, namun jika toksisitas menurun, maka senyawa yang mudah menguap diprediksi berkontribusi terhadap toksisitas (Ferraz dkk., 2017; US-EPA,1992).

Ekstraksi fase padat dengan *sorbent octadecyl* (C_{18}) ditujukan untuk menentukan toksisitas yang disebabkan oleh toksikan non polar. Sampel dilewatkan dalam sebuah paket kolom kecil dari *sorbent octadecyl* (C_{18}). Sorbent C_{18} mampu menghilangkan senyawa ber-pH netral seperti golongan pestisida. Kolom absorben dibilas dengan menggunakan larutan methanol, yang kemudian dapat dilakukan uji *recovery* toksisitasnya. Jika toksisitas dari sampel menurun, maka toksikan non polar diprediksi terlibat dalam memberikan kontribusi toksisitas sedimen (Ferraz dkk.2017; US-EPA,1992).

Adanya toksisitas yang ditimbulkan oleh kation logam dapat diuji dengan menggunakan penambahan agen khelat *ethylene diamine tetra acetic acid* (EDTA). EDTA dapat menghasilkan kompleksasi non toksik dengan banyak kation logam. Beberapa kation logam yang dapat di khelat oleh EDTA antara lain: aluminium, barium, cadmium, kobalt, tembaga, besi, plumbum, mangan, nikel, stronsium, dan seng. EDTA tidak dapat membentuk kompleksasi dengan anion dari logam dan dapat



Sumber: Ferraz dkk. (2017)

Gambar 8. Diagram Alir Proses Karakterisasi TIE Fase I
Buku ini tidak diperjualbelikan.

mengkhelat dengan ikatan yang lemah terutama kation logam perak, chromium, dan thalium. Reduksi toksisitas dengan adanya penambahan EDTA menunjukkan kuatnya pengaruh toksisitas yang ditimbulkan oleh kation logam (Ferraz dkk.2017; US-EPA,1992).

Uji reduksi oksidan didesain untuk menentukan tingkat toksisitas yang berhubungan dengan reduksi kimia atau beberapa senyawa yang dapat di khelat dengan sodium thiosulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$). Sifat dari sodium thiosulfat hampir mirip dengan EDTA yaitu sebagai agen khelat. Toksisitas oksidan seperti klorin, bromin, iodin, dan ion mangan dapat dinetralisir dengan sodium thiosulfat. Adapun logam seperti tembaga, cadmium, dan perak dapat dikhelat oleh sodium thiosulfat sehingga dapat bersifat tidak *bioavailable* (Ferraz dkk., 2017; US-EPA,1992).

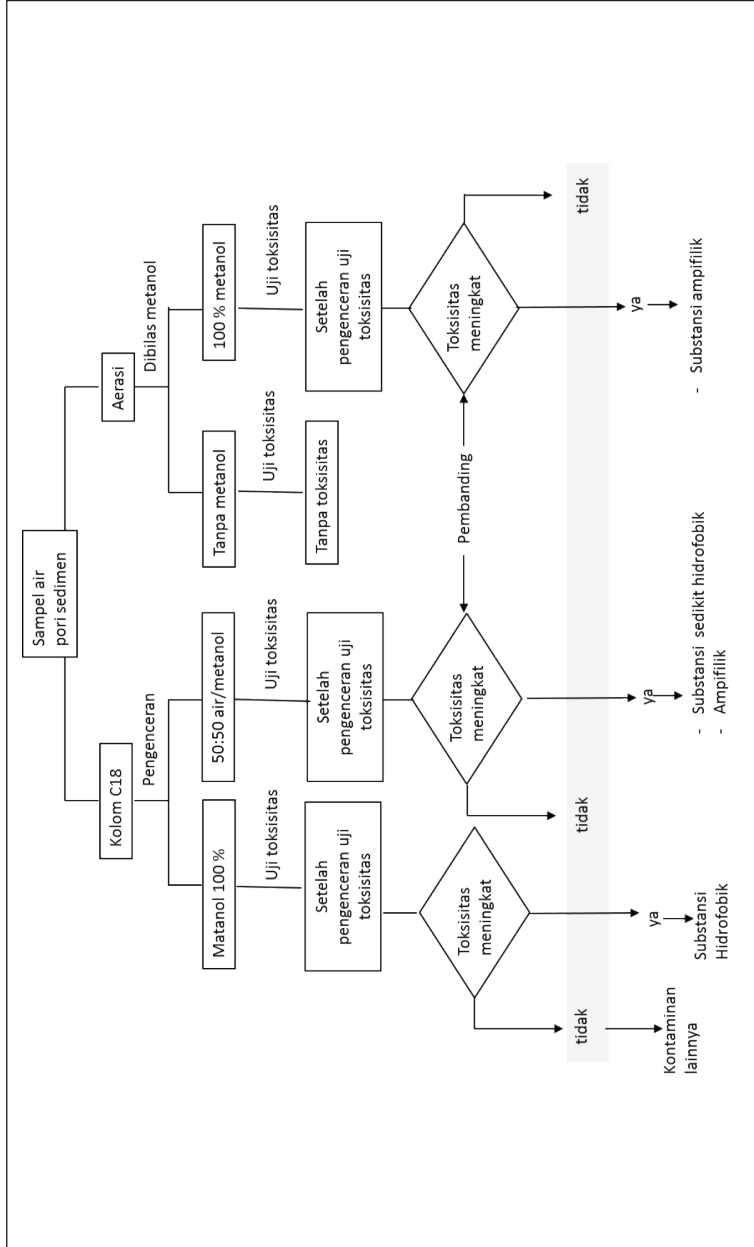
Perlakuan dengan menggunakan pH yang berbeda dapat memengaruhi bioavailabilitas dan toksisitas beberapa pestisida, logam berat, maupun surfaktan yang mudah terionisasi. Pada tahap pengujian pH lanjutan melibatkan pengaturan pH 6, 7, dan 8 yang didasarkan pada batas kisaran nilai pH yang masih bisa ditoleransi dengan baik oleh sebagian besar biota akuatik. Substansi kimia yang tidak mengalami ionisasi dalam beberapa kondisi dapat menembus membran biologi sehingga dapat menjadi toksik bagi makhluk hidup. Tahap pengujian pH lanjutan lebih ditujukan pada pengaruh dari amonia yang toksisitasnya dipengaruhi oleh pH. Hasil masing-masing tahap perlakuan pada fase I dapat mengidentifikasi beberapa substansi polutan yang butuh pengujian lebih lanjut (Ferraz dkk., 2017; US-EPA,1992).

Fase II dalam prosedur TIE adalah identifikasi toksikan. Pada fase ini lebih difokuskan pada isolasi toksikan dengan menggunakan teknik fraksinasi kimia dengan jejak respons toksisitas yang ditimbulkan. Setelah dilakukan fraksinasi, maka konsentrasi substansi kimia yang diperoleh dibandingkan dengan nilai konsentrasi letal 50% (LC_{50}) dari berbagai macam sumber literatur yang tersedia. Perbandingan besarnya konsentrasi substansi kimia yang diperoleh dengan nilai LC_{50} , dapat diduga toksikan tersebut terlibat dalam memberikan toksisitas. Jika hanya satu toksikan saja yang melebihi nilai LC_{50} , maka dapat dengan mudah polutan tersebut dikenali. Namun jika dalam sampel masih

mengandung banyak polutan yang melebihi nilai LC_{50} , maka analisis sampel membutuhkan pengujian lebih lanjut. Jika tidak ada toksikan yang dapat teridentifikasi dalam sampel, maka membutuhkan instrumen analisis yang lebih sensitif untuk identifikasi substansi kimia lainnya (US-EPA,1992). Ferraz dkk. (2017) pada TIE fase II bertujuan untuk identifikasi kontaminan berdasarkan tingkat hidrofobisitas yang berbeda dengan menggunakan kolom C_{18} dan menguji toksisitasnya. Analisis surfaktan dilakukan dengan menggunakan subslasi (aerasi sampel selama 1 jam dalam wadah gelas). Air pori dibuang dan wadah gelas tersebut kemudian dibilas dengan metanol 100%. Metanol hasil pembilasan digunakan untuk uji toksisitas.

Fase II.a TIE digunakan dalam upaya untuk mempersempit analisis zat organik dengan tingkat hidrofobisitas yang berbeda dengan cara eliminasi C_{18} secara berurutan dengan eluen yang memiliki polaritas berbeda dan menguji toksisitasnya. Analisis surfaktan dilakukan melalui penggunaan uji subslasi. Fase II.b TIE terdiri dari analisis kimia air pori dan seluruh sedimen untuk membandingkan hasilnya dengan orang-orang dari pendekatan TIE. Skema pelaksanaan TIE fase II.a oleh Ferraz dkk. (2017) ditampilkan dalam bentuk diagram alir seperti yang ditampilkan dalam Gambar 9.

Fase III pada TIE adalah konfirmasi toksikan. Pada Fase III merupakan permulaan konfirmasi dari dugaan kebenaran toksisitas yang ditimbulkan oleh polutan yang ada. Metode yang digunakan pada fase III mencakup beberapa pendekatan antara lain: korelasi, sensitivitas relatif biota uji yang digunakan, pengamatan gejala atau dampak yang ditimbulkan, *spiking*, maupun kesetimbangan massa. Pendekatan korelasi dilakukan pada data toksisitas yang diamati diregresikan dengan toksisitas yang diharapkan hasil pengukuran konsentrasi toksikan yang dicurigai ada dalam sampel. Pendekatan korelasi ini akan efektif ketika toksikan yang dicurigai dalam sampel lebih banyak. Sensitivitas relatif pada uji spesies yang berbeda dapat digunakan untuk evaluasi toksikan yang dicurigai. Jika dua atau lebih spesies biota uji menunjukkan sensitivitas berbeda terhadap toksikan yang dicurigai dalam uji *standard reference* dan adanya kesamaan pola sensitivitas dalam sampel air pori

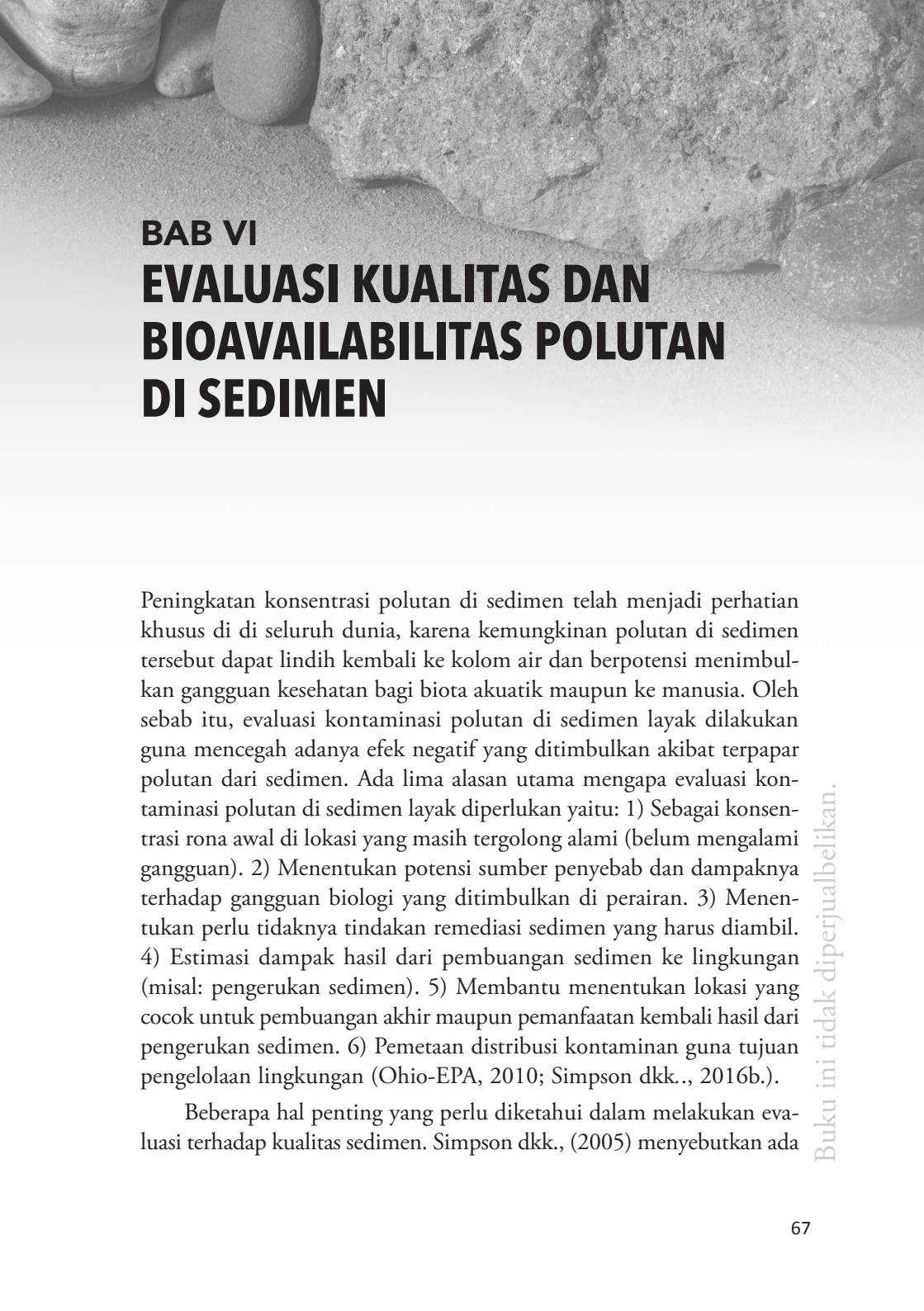


Sumber: Ferraz dkk. (2017)

Gambar 9. Diagram Alir Pelaksanaan TIE Fase II.a
Buku ini tidak diperjualbelikan.

sedimen, maka hal tersebut dapat memberikan bukti validnya toksikan yang dicurigai benar.

Observasi terhadap gejala toksisitas pada biota uji dapat digunakan untuk memperkuat adanya bukti kejadian toksisitas toksikan yang dicurigai. Jika gejala toksisitas toksikan dalam *standard reference* yang diamati berbeda gejalanya dengan yang diamati pada air pori sedimen, maka menunjukkan adanya kesalahan dalam menentukan identifikasi toksikan yang dicurigai. Konfirmasi bukti adanya toksisitas dapat dilakukan dengan cara menambahkan sejumlah toksikan yang dicurigai dalam sampel. Adanya peningkatan toksisitas dengan porsi yang sama dengan meningkatnya konsentrasi toksikan yang dicurigai menunjukkan benarnya identifikasi toksikan. Penghitungan keseimbangan massa dapat digunakan sebagai tahap konfirmasi ketika toksisitas dari toksikan dapat dihilangkan sebagian dalam air pori dan kemudian dipulihkan kembali (*recovery*). Pendekatan ini dapat berguna ketika pada ekstraksi fase padat (*solid phase extraction/SPE*) sudah dapat menghilangkan kejadian toksisitas. Penggunaan fraksi metanol yang dilibatkan dalam kolom SPE ini dapat dievaluasi individu-individu toksikan yang terlibat dalam toksisitas. Toksisitas individu-individu toksikan tersebut kemudian dijumlahkan dan dibandingkan dengan jumlah total toksisitas yang hilang dalam sampel (US-EPA,1992).



BAB VI

EVALUASI KUALITAS DAN BIOAVAILABILITAS POLUTAN DI SEDIMEN

Peningkatan konsentrasi polutan di sedimen telah menjadi perhatian khusus di seluruh dunia, karena kemungkinan polutan di sedimen tersebut dapat lindi kembali ke kolom air dan berpotensi menimbulkan gangguan kesehatan bagi biota akuatik maupun ke manusia. Oleh sebab itu, evaluasi kontaminasi polutan di sedimen layak dilakukan guna mencegah adanya efek negatif yang ditimbulkan akibat terpapar polutan dari sedimen. Ada lima alasan utama mengapa evaluasi kontaminasi polutan di sedimen layak diperlukan yaitu: 1) Sebagai konsentrasi rona awal di lokasi yang masih tergolong alami (belum mengalami gangguan). 2) Menentukan potensi sumber penyebab dan dampaknya terhadap gangguan biologi yang ditimbulkan di perairan. 3) Menentukan perlu tidaknya tindakan remediasi sedimen yang harus diambil. 4) Estimasi dampak hasil dari pembuangan sedimen ke lingkungan (misal: pengerukan sedimen). 5) Membantu menentukan lokasi yang cocok untuk pembuangan akhir maupun pemanfaatan kembali hasil dari pengerukan sedimen. 6) Pemetaan distribusi kontaminan guna tujuan pengelolaan lingkungan (Ohio-EPA, 2010; Simpson dkk., 2016b.).

Beberapa hal penting yang perlu diketahui dalam melakukan evaluasi terhadap kualitas sedimen. Simpson dkk., (2005) menyebutkan ada

enam informasi penting yang perlu untuk diketahui ketika melakukan evaluasi kualitas sedimen antara lain: 1) Seberapa besar kontaminasi polutan yang ada di sedimen pada saat sekarang? (kondisi ini berkaitan dengan kimia sedimen). 2) Apakah kontaminan yang ada menyebabkan toksisitas? (penilaian tentang bioavailabilitas polutan, uji toksisitas maupun pengetahuan tentang sensitivitas spesies). 3) Apakah biota yang bersifat sesil/menempel menunjukkan adanya gangguan atau perubahan? (berkaitan dengan analisis struktur komunitas). 4) Apakah kontaminan yang menyebabkan toksisitas tersebut yang dapat diamati dan mampu menyebabkan perubahan pada struktur komunitas (butuh eksperimen yang menunjukkan hubungan sebab-akibat sebagai contoh dalam identifikasi dan evaluasi toksisitas/TIE). 5) Apakah kontaminan yang dievaluasi dapat menimbulkan bioakumulasi maupun biomagnifikasi? (butuh analisis kandungan kimia dalam tubuh). 6) Apakah sedimen tersebut bersifat stabil atau dapat mengalami lindi (dapat dilakukan dengan uji *toxicity characteristic leaching procedure* /TCLP).

Evaluasi kualitas sedimen dapat dilakukan dengan melibatkan beberapa indikator. Indikator yang paling umum digunakan adalah

Tabel 7. Indikator kualitas sedimen beserta target reseptornya

Target Reseptor	Indikator kualitas sedimen
Organisme yang tinggal di sedimen	Kimia dari sedimen utuh Kimia air pori sedimen Toksistas sedimen terhadap hewan avertebrata Struktur komunitas makrozoobentos
Kehidupan hewan liar	Toksistas sedimen ke ikan Kesehatan ikan Status komunitas ikan Kimia dari sedimen utuh Kimia dari jaringan tubuh ikan maupun hewan avertebrata
Kesehatan manusia	Kimia dari sedimen utuh Kimia dari jaringan tubuh ikan maupun hewan avertebrata Baku mutu kelayakan substansi kimia pada ikan konsumsi maupun hewan liar.

Sumber: MacDonald dan Ingersoll (2010)

indikator kimia dan biologi. Penggunaan indikator biologi relatif lebih baru dibandingkan dengan kimia yang dikembangkan terlebih dahulu (Mac Donald, 1994a). MacDonald dan Ingersoll (2010) telah meringkas macam dari indikator beserta target reseptornya guna mencerminkan kondisi kualitas dari sedimen (Tabel 7).

Secara ringkas ada lima pendekatan yang digunakan dalam evaluasi kualitas sedimen, potensi bioavailabilitas maupun penyusunan pedoman kualitas sedimen yaitu: kimia, uji toksisitas sedimen, struktur komunitas makrozoobentos, kimia jaringan (bioakumulasi), dan patologi (Ireland, 2007). Pendekatan dengan kimia sedimen biasanya digunakan sebagai acuan pertama guna prediksi kemungkinan efek biologis yang merugikan terjadi yang didasarkan nilai pedoman kualitas sedimen maupun nilai indeks. Konsentrasi sedimen di suatu situs dapat dibandingkan dengan situs rujukan yang belum mengalami gangguan sebagai latar belakang konsentrasi. Jika situs rujukan tersebut tidak tersedia, maka alternatif lainnya dengan menggunakan profil *core* sedimen dapat digunakan sebagai latar belakang konsentrasi. Penggunaan uji toksisitas sedimen biasanya bertujuan untuk menentukan keamanan sedimen bagi makhluk hidup (misalnya: ikan atau makrozoobentos) yang mengadakan kontak langsung dengan sedimen atau tidak. Struktur komunitas organisme makrozoobentos merupakan indikator penting dalam mencerminkan kondisi kualitas sedimen di lapang (*in-situ*). Sejumlah kontaminan di sedimen yang telah dievaluasi pengaruhnya terhadap organisme makrozoobentos antara lain: *pyrethroids*, poliaromatik hidro karbon (PAH), elemen renik, poliklorinated dibenzo-p-dioksin, dibenzofuran, dan poliklorinated bifenil (PCB). Indikator berupa perubahan komposisi dan struktur komunitas makrozoobentos sering kali mencerminkan dampak terjadinya toksisitas sedimen (Moran dkk., 2017). Sedimen yang terkontaminasi polutan merupakan jalur penting terjadinya bioakumulasi dan biomagnifikasi ke rantai makanan. Sedimen secara tidak langsung berpengaruh pada kesehatan jenis satwa air maupun manusia yang memakan biota yang telah tercemar polutan. Oleh sebab itu, kandungan bahan kimia di dalam jaringan tubuh secara tidak langsung mencerminkan sehatnya ekosistem perairan (Sekhar dkk.,

Buku ini tidak diperjualbelikan.

2003; Simpson dkk., 2016b). Patologi dapat didefinisikan sebagai penyakit yang muncul karena adanya modifikasi atau gangguan pada fungsi selular. Kondisi kualitas sedimen dapat dievaluasi dengan melihat kesehatan ikan maupun makrozoobentos yang terpapar oleh sedimen terkontaminasi misalnya: frekuensi kejadian tumor di bagian hati (Ireland, 2007), adanya lesi/borok pada tubuh ikan, maupun kecacatan morfologinya. Kecacatan pada makrozoobentos dapat berfungsi sebagai sinyal awal indikasi gangguan morfologi akibat toksisitas subletal dari bahan polutan di sedimen. Sebagai contoh kecacatan bagian mulut larva Diptera chironomid (Meregalli dkk., 2000) dan perubahan bentuk *setae* cacing Oligochaeta (Didden, 2003) merupakan indikasi toksisitas subletal dari paparan logam berat maupun polutan toksik lainnya di sedimen.

Beberapa metode evaluasi kualitas sedimen yang merupakan pengembangan dari lima pendekatan di atas guna estimasi bioavailabilitas kontaminan maupun penyusunan nilai kualitas sedimen (*Sediment Quality Value/SQV*) antara lain: 1) Kimia sedimen, 2) Kesehatan komunitas organisme makrozoobentos, 3) Uji toksisitas sedimen (sedimen utuh/ *Whole Sediment*, air pori sedimen/ *interstitial*, air *elutriate* dan *Spiked sediment*), 4) Uji Residu dalam jaringan (bioakumulasi), 5) Kualitas sedimen triad (*Sediment Quality Triad/SQT*). 6) Ekstraksi *sequential* (fraksinasi). 7) Normalisasi logam dengan *Acid Volatile Sulfide* (AVS) 8) Kesetimbangan partisi (*Equilibrium partitioning/ EqP*). 9) Ambang batas pengaruh terjelas (*Apparent Effect Threshold/ AET*). 10). Seleksi tingkat konsentrasi (*Screening Level Concentration/SLC*) (Power dkk., 1992; US-EPA,1992). Penjelasan dari masing-masing pendekatan tersebut akan dijabarkan lebih rinci pada sub bab di bawah ini. Tiga pendekatan terakhir lebih banyak digunakan untuk menyusun nilai kualitas sedimen.

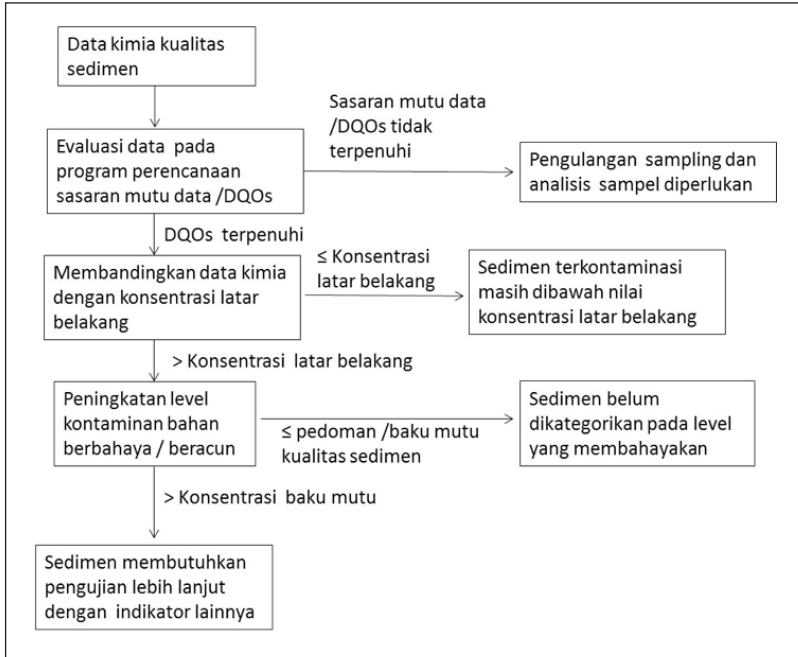
A. Kimia sedimen

Pendekatan dengan kimia sedimen juga dikenal sebagai pendekatan latar belakang sedimen (*Sediment Background Approach/SBA*). Pendekatan dengan SBA ini memerlukan lokasi/situs yang berfungsi sebagai latar belakang konsentrasi (kontrol). Lokasi yang berfungsi sebagai kontrol

ini diharapkan belum terpengaruh oleh aktivitas antropogenik atau kondisinya masih alami (Birch, 2011). Secara umum pendekatan kimia ini menggunakan analisis kimia total yang terkandung pada sedimen. Sebuah situs dapat dinyatakan terkontaminasi, jika satu atau lebih kontaminan melebihi rerata dari konsentrasi latar belakang dan berada pada batas signifikansi (misal: rerata + 2 SD/standar deviasi atau lebih). Pedoman baku mutu sedimen atau nilai kualitas sedimen (*Sediment Quality Value/SQV*) dapat digunakan sebagai seleksi awal untuk mengetahui potensi gangguan yang mungkin timbul akibat kontaminasi polutan di sedimen. Keterbatasan dari metode SBA ini adalah tidak secara langsung menunjukkan kepastian pengaruhnya pada biologi atau bioavailabilitas polutan. Selain nilai kualitas sedimen penggunaan nilai toksisitas sedimen dapat juga digunakan sebagai *screening* awal. Nilai toksisitas sedimen (*Toxicity Sediment Value/TSV*) dapat dilihat dalam Lampiran 5. Jika konsentrasi polutan di sedimen melebihi dari nilai TSV, maka kemungkinan polutan tersebut bersifat toksik atau *bioavailable* (MacDonald & Ingersoll, 2010). Tahap dari penilaian kualitas sedimen secara ringkas dengan menggunakan pendekatan kimia dapat dicantumkan pada Gambar 10.

Negara Australia dan New Zealand telah membuat kerangka kerja dengan menggabungkan pendekatan kimia dan uji toksisitas sedimen guna evaluasi kontaminasi logam dan organik di sedimen (Gambar 10). Nilai konsentrasi kontaminan dibandingkan dengan *interim sediment quality guideline* (ISQG) yang dikembangkan oleh Long dkk., (1995) dari basis data efek daerah Amerika Utara (*effects range low/ERL* dan *effects range median/ERM*). ISQG pada konsentrasi rendah dapat digunakan sebagai nilai *trigger* awal. Definisi dari nilai *trigger* disini adalah konsentrasi ambang batas bawah dari konsentrasi frekuensi pengaruh biologi yang merugikan diharapkan sangat rendah terjadi (Simpson dkk., 2005). Namun dalam kerangka kerja tersebut (Gambar 11) masih belum melibatkan indikator penilaian secara *in-situ* lainnya seperti: struktur komunitas makrozoobentos, padahal penggunaan struktur komunitas tersebut penting untuk dilibatkan seperti dalam pendekatan Triad guna pembuktian adanya gangguan secara nyata di lapang. Simpson

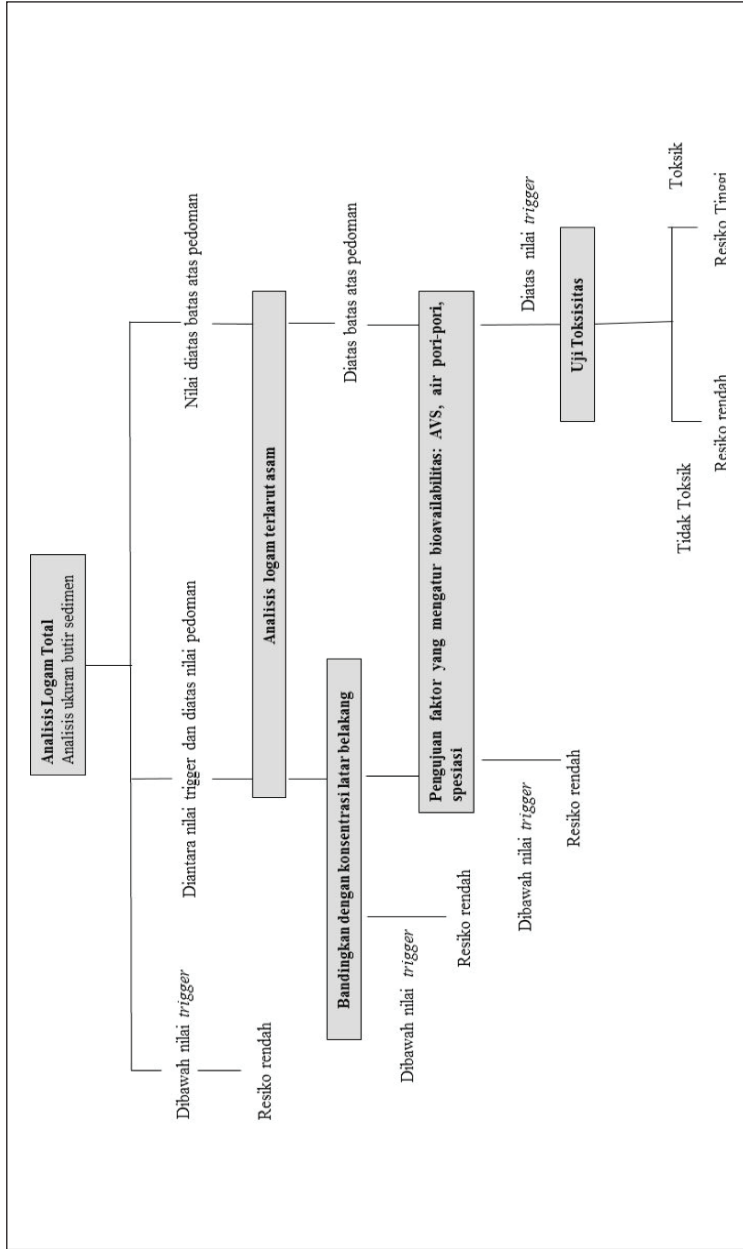
Buku ini tidak diperjualbelikan.



Sumber: MacDonald dan Ingersoll (2010)

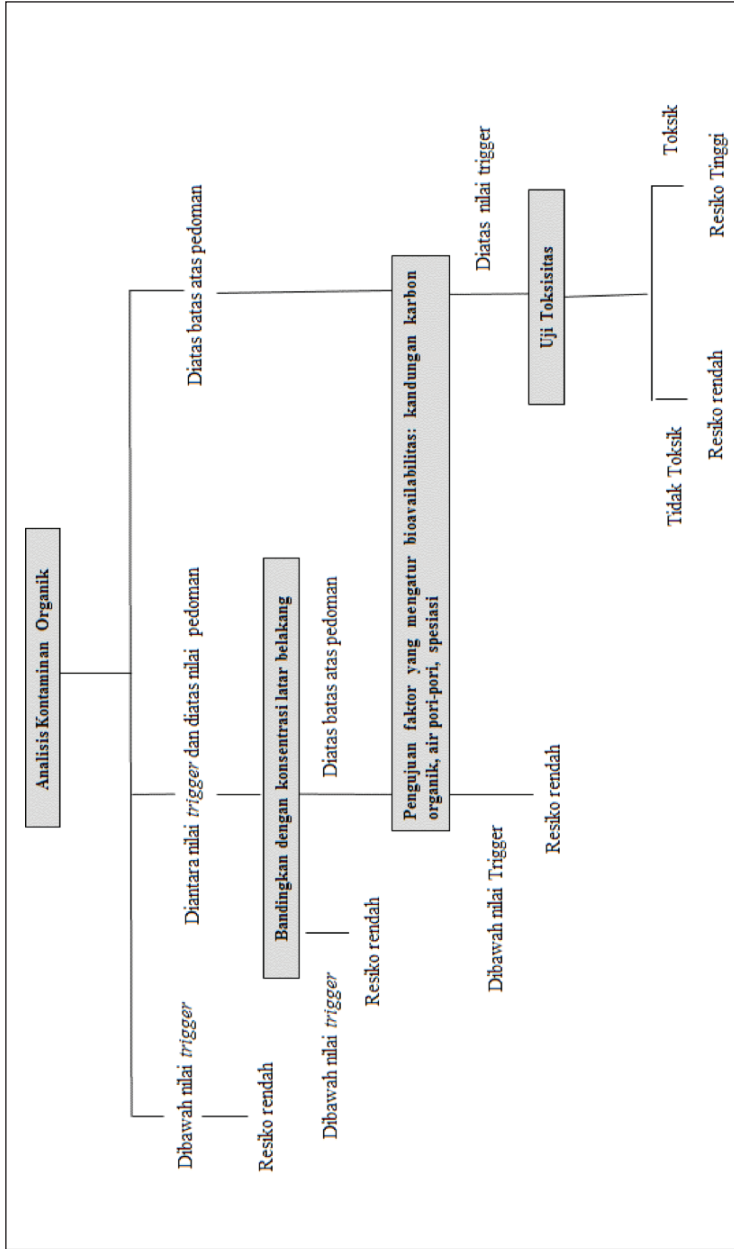
Gambar 10. Diagram alir penilaian kualitas sedimen dengan menggunakan pendekatan analisis kimia.

dkk.(2016b) menyebutkan kerangka kerja dari Australia-New Zealand (*Australia New Zealand Environment and Conservation Council/ANZECC* dan *Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand /ARMCANZ*) di tahun 2016 sudah menunjukkan mulai ada usaha penggabungan kerangka kerja sebelumnya dengan bahan bukti lainnya atau yang disebut sebagai *line of evidence/LOE* (ekologi, bioakumulasi, maupun bioamarker). Integrasi dari kumpulan dari berbagai macam *line of evidence* ini biasa disebut sebagai bobot bukti (*weight of evidence/ WOE*). Penjelasan lebih lanjut tentang WOE ini akan dibahas di bagian Triad.



Sumber: Simpson dkk. (2005)

Gambar 11. Kerangka kerja dari ANZECC untuk menilai kontaminasi logam di sedimen.
Buku ini tidak diperjualbelikan.



Sumber: Simpson dkk. (2005)

Gambar 12. Kerangka kerja dari ANZECC untuk menilai kontaminasi organik di sedimen.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

B. Struktur Komunitas Makrozoobentos

Secara alami sedimen oksik penting untuk mendukung kehidupan makrofauna dan meiofauna, walaupun zone oksik hanyalah suatu lapisan tipis. Secara umum makro dan meiofauna membutuhkan oksigen untuk metabolisme mereka. Spesies yang tergolong infaunal dan epifaunal mempunyai strategi khusus dalam pemenuhan oksigennya di dalam sedimen. Banyak organisme yang secara konsisten kontak dengan permukaan zona oksik sedimen. Hewan yang lainnya mengangkut air yang telah teroksigenasi masuk ke dalam sedimen untuk menciptakan miniatur zone oksik dengan zonasi redoks dalam skala milimeter (Burton, 2010).

Organisme makrozoobentos/bentos merupakan salah satu komponen biotik yang hidup di dasar perairan, dan sering kali digunakan untuk memprediksi tingkat gangguan pada ekosistem akuatik akibat kontaminasi polutan maupun perubahan habitat (Calle dkk., 2018; Rodrigues dkk., 2017; Yang dkk., 2017). Adanya kontaminasi tersebut di perairan dapat dengan mudah terakumulasi dan berpengaruh secara langsung terhadap makrozoobentos dan menjadi *bioavailable* ketika adanya resuspensi atau lindi dari sedimen (Lv dkk., 2016; Roberts, 2012). Beberapa alasan penting penggunaan komunitas makrozoobentos dalam mencerminkan bioavailabilitas polutan persisten di perairan antara lain: 1) Hewan tersebut dapat dengan mudah mengakumulasi polutan dan dapat dipercaya sebagai indikator dalam menampakkan adanya gangguan dari bioavailabilitas polutan. 2) Hewan tersebut biasa digunakan dalam kegiatan pemantauan lingkungan karena sifatnya yang relatif sesil/menempel, siklus hidup relatif panjang, dapat mewakili sebuah *niche* ekologi perairan, dan mampu mengakumulasi polutan hingga konsentrasi yang lebih tinggi dari konsentrasi *ambientnya* (Dauvin, 2008). 3) Hewan tersebut mampu mentransfer polutan ke tingkatan trofik yang lebih tinggi (misalnya: ikan, burung, manusia, dan sebagainya), sehingga memengaruhi nasib dari polutan itu sendiri. 4) Hewan tersebut mampu hidup di area yang lebih kecil, sehingga dapat dengan mudah dilihat paparan kontaminan yang ada di lokasi tertentu dibandingkan jenis ikan maupun mamalia lainnya. 5) Hewan

tersebut memiliki sistem metabolisme terhadap kontaminan yang sangat terbatas, sehingga konsentrasi dari kontaminan dalam tubuhnya dapat lebih tinggi (Menzie dkk., 2014).

Komponen biota akuatik dalam ekosistem perairan mempunyai struktur dan fungsi tertentu dalam rantai makanan. Metode untuk mengetahui respons kontaminan terhadap sistem akuatik sering kali diduga dengan mengetahui adanya perubahan struktur dan fungsi dari komponen biota akuatik yang telah terpapar dengan bahan kontaminan tersebut. Perubahan dalam struktur komunitas dapat diketahui dengan perubahan pada komposisi, jumlah, dan kelimpahan taksanya. Sedangkan perubahan fungsionalnya dapat ditunjukkan dengan perubahan pada produktivitas sekunder, laju dekomposisi, dan sebagainya. Adanya kontaminasi logam dapat mengakibatkan perubahan pada keduanya (struktur dan fungsionalnya) yang kadang kala di antara parameter struktur dan fungsionalnya ada hubungan interelasinya. Sampai saat ini belum ada satu parameterpun dari struktur dan fungsional yang paling efektif dalam mendeteksi pengaruh kontaminasi dari logam spesifik. Di samping itu, pengukuran status fungsional dari komponen biota akuatik sering kali lebih sulit intepretasinya, karena kompleksitasnya dalam mencerminkan pengaruh dari sebuah polusi. Oleh sebab itu, pengukuran parameter struktural yang paling banyak dipakai dalam *bioassessment* atau pemantauan dari adanya kontaminasi bahan polutan di perairan (Joydas dkk., 2012).

Pendekatan *bioassessment* dengan menggunakan sistem penilaian secara cepat (*rapid bioassessment protocols/RBP*) umumnya didasarkan pada komunitas makrozoobentos yang hidup di lokasi yang sudah mengalami gangguan (situs uji) dibandingkan dengan daerah yang dikategorikan masih minim gangguan (situs rujukan). Metode *sampling* dari pendekatan ini dapat bersifat kualitatif dan kuantitatif dengan cara membandingkan komposisi spesies, kelimpahan relatifnya, dan status fungsional konsumsinya. Penilaian struktur komunitas dari pendekatan ini merujuk pada distribusi numerik taksonomi dari individu spesies dalam komunitas tersebut. Sedangkan penilaian fungsional melibatkan penilaian status trofik *feeding* dan karakteristik morfologinya. Adanya

perubahan atau penyimpangan terhadap komunitas dari situs rujukan dapat diketahui dan dihubungkan dengan besarnya kontaminasi polutan yang terjadi pada situs uji (Norris & Thoms, 1999). Metode ini sering digabungkan dengan metode lainnya misalnya pada pendekatan AET dan Triad (Chapman & Wang, 2001).

Dalam hubungannya dengan sedimen rujukan yang berfungsi sebagai kontrol, maka Long & Wilson (1997) mengeluarkan beberapa kriteria antara lain:

- 1) Seluruh konsentrasi kontaminan toksik di bawah nilai pedoman *Effect Range Median* (ERM) dan *Probable Effect Low* (PEL).
- 2) Relatif rendahnya nilai rerata pembagian ERM (misal: < dari 0,3). Nilai rerata pembagian ERM dihitung dari jumlah pembagian konsentrasi substansi kimia dengan nilai masing-masing ERM dibagi jumlah kimia yang ada. Pengujian tingkat kelulusan hidup hewan Amphipoda menunjukkan toksisitas <20 % ketika nilai rerata dari pembagian ERM <0,3, sedangkan toksisitas >70% terjadi ketika nilai rerata pembagian ERM > 1.
- 3) Konsentrasi amonia dan hidrogen sulfida pada air pori di bawah ambang batas toksisitas pengujian organisme di laboratorium.
- 4) Tingkat kelulushidupan amphipoda di uji laboratorium tidak berbeda secara nyata dengan kontrol (uji T, $p>0,05$) atau lebih dari 80% biota uji hidup dibandingkan kontrol.
- 5) Makrozoobentos memiliki kelimpahan total spesies tinggi, ada Amphipoda dan Crustacea, tidak ada atau sedikit spesies indikator toleran dan didominasi oleh spesies indikator sensitif.

Respons komunitas makrozoobentos terhadap logam sebagai stresor di perairan sering kali sulit untuk diprediksi. Sebagian respons tergantung pada sejarah dari komunitas yang terbentuk, apakah spesies yang menetap/ ada dihasilkan dari tidak adanya kontaminasi. Jika spesies yang toleran terhadap kontaminasi logam menggantikan spesies yang hilang akibat toksisitas logam, maka bentuk respons komunitasnya akan berbeda ketika spesies yang toleran logam juga hilang. Sensitivitas masing-masing hewan terhadap kontaminasi jenis-jenis logam adalah penting

untuk diketahui. Sebagai contoh adalah sensitivitas larva Trichoptera Hydropsychidae yang relatif toleran terhadap kontaminasi logam Cu, Cd dan Pb (Qu dkk., 2010). Respons komunitas yang paling mudah untuk dilihat adalah dengan adanya pengurangan keseluruhan dari jumlah jenis yang ditemukan. Namun, perubahan dalam spesies yang berpengaruh pada komposisi spesies relatif lebih sulit untuk dilihat. Sering kali didapati komposisi komunitas yang bersifat oportunistik mendominasi dan menggantikan keberadaan spesies yang lain. Kondisi tersebut masih belum cukup meyakinkan keterkaitan antara dinamika komunitas terhadap adanya pencemaran logam. Ini disebabkan kompleksitas dari bahan toksikan lainnya yang turut mengatur perubahan dalam struktur komunitas yang kadang kala sulit untuk dipahami (Moreira dkk., 2019, Lopes dkk., 2014).

Giezy & Hoke (1989) menyebutkan meskipun seluruh parameter fisik dan kimia selain dari toksikan, dan sumber kolonisasi individu makrozoobentos identik, maka masih sulit menunjukkan adanya perbedaan dalam populasi tersebut disebabkan oleh substansi toksik di sedimen. Perubahan yang singkat dari stresor kimia dan fisik seperti: khlorin, pH, dan temperatur dapat menghilangkan populasi makrozoobentos tanpa meninggalkan residu di dalam sedimen. Hilangnya makrozoobentos pada sedimen belum tentu melibatkan adanya toksisitas pada sedimen sebagai faktor penyebab dan bukan indikasi potensi toksisitas pada sedimen yang lebih dalam. Oleh sebab itu, ada atau hilangnya makrozoobentos mungkin belum cukup bukti dalam mengungkap adanya toksisitas sedimen (DeValls dkk., 2007).

Manipulasi sistem dari sungai guna mempelajari respons komunitas terhadap toksikan mempunyai sejarah yang panjang. Kebanyakan dari studi tersebut menunjukkan hilangnya spesies yang sensitif adalah respons pertama dari suatu komunitas terhadap logam. Perubahan jumlah taksa yang terjadi pada paparan konsentrasi logam yang lebih tinggi. Sebagai contohnya adalah penghilangan spesies dari serangga nimfa Ephemoptera adalah respons yang paling sensitif dari adanya kontaminasi logam, dan hampir dapat ditemukan pada semua studi (Luoma, 1995). Clements dkk., (1993) dalam Luoma (1995) menunjukkan konsentrasi logam Cu dari 230–492 nmol L⁻¹ selama 96 jam

di laboratorium, nimfa serangga Ephemeroptera menghilang, namun jenis Chironomidae lainnya (Diptera) dan *detritus feeder* Trichoptera meningkat dalam kelimpahannya. Hasil yang relatif sama diperoleh ketika konsentrasi logam Cu yang rendah (004–008 $\mu\text{mol L}^{-1}$ pada air lunak/*soft water*) yang dipaparkan selama 1 tahun. Konsistensi dari hasil penelitian tersebut sudah dapat disimpulkan bahwa penurunan spesies serangga Ephemeroptera relatif sensitif dan meningkatnya dominansi dari bentos famili Chironomidae dan Hydropsychidae merupakan sinyal awal dari peningkatan kontaminasi logam (Luoma, 1995; Canfield dkk., 1994; Winner dkk., 1980).

Adanya peningkatan kelimpahan larva Diptera Chironomidae biasanya diikuti dengan peningkatan komposisi taksa lainnya yang berkorelasi positif dengan peningkatan konsentrasi logam di sedimen seperti yang terjadi pada Sungai Clark Fork di Montana akibat aktivitas penambangan. Populasi cacing Oligochaeta menunjukkan toleransi yang tinggi terhadap kontaminasi logam di sedimen. Beberapa genus dari famili Naididae (misalnya: *Dero digitata* dan *Ophidonais serpentina*) dan famili tubificidae (misalnya: *Tubifex* sp., *Limnodrilus hoffmeisteri*) relatif toleran pada konsentrasi bahan organik dan polusi logam berat yang tinggi (Canfield dkk., 1994). Penelitian yang dilakukan di Sungai Detroit Michigan USA menunjukkan cacing Oligochaeta relatif toleran terhadap toksisitas sedimen yang tinggi dan mendominasi hingga 95% dari makrozoobentos yang ada (Besser dkk., 1996).

Perubahan komposisi spesies dalam suatu komunitas, atau bahkan hilangnya suatu spesies dapat berpotensi menyebabkan perubahan secara tidak langsung melalui jaring-jaring makanan. Hilangnya suatu predator dapat mempunyai pengaruh penting terutama pada jaring-jaring makanan. Amphipoda, *Pontoporeia affinis*, dan Ostracoda adalah hewan yang relatif sensitif dalam pengujian dengan logam Cd. Cacing Nematoda yang merupakan mangsa dari *P.affinis* akan meningkat ketika terjadi pengkayaan logam Cd pada paparan 265 hari. Hasil-hasil yang serupa ditemukan ketika spesies yang toleran terhadap Cd (Cacing pipih *Turbellarians* dan *Monothalמוש foraminifera*) juga meningkat selama paparan logam karena ketidakhadiran predator dan kompetisi (Luoma, 1995).

Pelaksanaan dari pendekatan struktur dan fungsi komunitas makrozoobentos biasanya melibatkan lima tahap kegiatan sebagai berikut: 1) Pengumpulan organisme dari lapang, 2) Identifikasi organisme. 3) Kuantifikasi struktur dan fungsi. 4) Penilaian hubungan/ korelasi dengan variabel lingkungan, dan 5) Membandingkan dengan komunitas yang ada di situs rujukan. Pendekatan dengan metode ini telah digunakan secara luas dalam mengkaji pengaruh dari kebocoran kimia atau minyak, buangan *point sources*, *run off* (limpasan) dari pestisida, dan sebagainya. Di samping itu, komunitas makrozoobentos juga digunakan dalam penyusunan kriteria numerik biologi guna mengetahui status gangguan ekologi yang terjadi di sungai maupun danau dan estuari (Sorensen dkk., 2007; Lv, 2016).

Beberapa indeks atau matrik biologi dalam mendeteksi gangguan akibat polusi telah menggunakan data kelimpahan maupun biomasa organisme makrozoobentos. Namun banyak pula indeks yang telah dikembangkan sudah tidak menggunakan kedua matrik biologi di atas karena kedua matrik di atas sangat sulit intepretasinya dan variabilitas datanya sangat tinggi. Sebuah model dari kelimpahan/biomassa yang merespons toksisitas sedimen didasarkan pada salah satu asumsi dari empat kondisi yaitu: 1) Kondisi non toksik yang mampu mendukung kelimpahan/biomassa dalam kategori sedang, 2) Kondisi toksik ringan yang mungkin mendukung tidak biasanya tinggi dalam hal kelimpahan/biomassa, 3) Toksisitas sedang dapat menyebabkan kembalinya kelimpahan/biomassa dalam kategori sedang, dan 4) Toksisitas berat kondisinya hanya mendukung rendahnya kelimpahan/biomassa (Sorensen dkk., 2007).

Salah satu indeks yang sering digunakan dalam menilai adanya gangguan pada ekosistem perairan yaitu indeks keanekaragaman. Indeks keanekaragaman/diversitas merupakan pengukuran univariat yang populer untuk menilai status kesehatan komunitas makrozoobentos. Indeks keanekaragaman menggabungkan dua informasi dari kekayaan taksa dan proporsi distribusi individu di antara spesies yang berbeda (kemerataan). Pengukuran dengan menggunakan kekayaan/jumlah taksa terlihat lebih tergantung pada ukuran sampel. Penggunaan indeks

Margalef's bersama-sama dengan jumlah kekayaan taksa lebih banyak digunakan untuk menampakkan estimasi kekayaan spesies yang ada pada suatu situs. Indeks kemerataan Pielou lebih disukai untuk mengukur tingkat kemerataan/distribusi dari komunitas makrozoobentos. Indeks keanekaragaman Shannon-Wiener merupakan indeks keanekaragaman konvensional yang menggabungkan dua komponen di atas (kekayaan taksa dan kemerataan) (DelValls dkk., 2007). Rumus dari indeks keanekaragaman Shannon-Wiener adalah sebagai berikut:

$$H' = - \sum \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Dengan,

H' atau d = indeks keanekaragaman,

n_i = Jumlah individu dalam satu spesies,

N = Jumlah total individu spesies yang ditemukan (Cairns dan Dickson, 1971).

Sebagian peneliti menggunakan indeks keanekaragaman dengan dasar log 10 atau Ln. Nilai satuan untuk H' jika menggunakan \log_2 maka adalah bits per individu, jika menggunakan \log_{10} atau Ln satuannya adalah nits per individu. Nilai indeks keanekaragaman pada makrozoobentos sering kali berkisar antara 0–5. Tingginya nilai indeks biasanya menggambarkan sehatnya komunitas, sedangkan nilai yang rendah mengindikasikan buruknya struktur komunitas. Nilai yang dihasilkan dari nilai indeks dapat menghasilkan kesalahan dalam penafsiran, Oleh sebab itu, penggunaan indeks tersebut perlu kehati-hatian.

Beberapa hal yang patut dipertimbangkan dengan menggunakan indeks keanekaragaman dalam menilai kesehatan komunitas makrozoobentos yaitu:

- 1) Tingkat taksonomi yang digunakan. Identifikasi makrozoobentos hingga tingkat famili belum mencukupi untuk perhitungan dalam indeks keanekaragaman. Adanya pengaruh yang besar pada nilai indeks ketika menggunakan tingkat famili dibandingkan genus atau spesies.

- 2) Adanya perbedaan penggunaan *base* logaritmik (\log_2 , \log_{10} , \log_e) yang digunakan di antara para peneliti.
- 3) Nilai indeks keanekaragaman sering kali berkorelasi kuat dengan matrik biologi lainnya misalnya jumlah taksa, keseragaman dan sebagainya sehingga bersifat *redundant* (Edwards, 1987).

Hasil dari nilai indeks keanekaragaman dapat dihitung pula indeks keseragamannya (E) dengan menggunakan rumus:

$$E = \frac{H'}{H \text{ maks}}$$

Nilai H maksimum dapat dihitung dengan menggunakan rumus $H_{maks} = \ln S$, S adalah jumlah spesies dalam sampel. Kriteria untuk nilai indeks keseragaman sebagai berikut: 0-0,5 menunjukkan tipe komunitas yang tertekan oleh adanya stres (biasanya dicirikan dengan adanya dominansi yang kuat oleh spesies tertentu), 0,5 – 0,75 komunitas masih bersifat labil, dan nilai > 0,75 komunitas terlihat stabil (rendahnya dominansi oleh spesies tertentu atau kelimpahannya relatif seimbang) (Hukom, 2002).

Indeks margalef's (d) dapat digunakan untuk menghitung keanekaragaman spesies yang diekspresikan dengan rasio antara jumlah total spesies (S) dengan jumlah total individu atau nilai penting (N). Rumus indeks tersebut sebagai berikut:

$$d = \frac{S - 1}{\log N}$$

Nilai indeks tersebut umumnya berkisar dari 1 hingga 5. Lebih besarnya nilai dari indeks sering kali menunjukkan sehatnya badan air, sedangkan ketika nilai mendekati 1 maka kondisi komunitas makrozoo-bentos cenderung mengalami gangguan (Chakrabarty *and* Das, 2006).

Metode grafik telah digunakan untuk mengekstrak satu set data dari komunitas biota akuatik tanpa menurunkan informasi yang terkandung didalamnya. Metode tersebut dapat dipertimbangkan sebagai

pendekatan peralihan antara univariat dan multivariat. Penggunaan metode grafik untuk indeks biologi dapat melihat perbandingan di antara stasiun pengamatan dan tidak menunjukkan keumuman dari spesies yang ada. Beberapa metode grafik yang sering digunakan dalam melihat gangguan pada komunitas makrozoobentos antara lain kurva ABC (*abundance-biomassa comparison*), dan distribusi kelimpahan spesies. Sebelum membuat kurva ABC maka parameter biologi yang dibutuhkan antara lain: kelimpahan (K), kelimpahan relatif (KR), biomassa (B), dan biomassa relatif (BR). Rumus untuk menghitung K, KR, B, dan BR adalah sebagai berikut:

$$\text{Kelimpahan(K)} = \frac{\text{Jumlah individu (ind)}}{\text{Luas (m}^2\text{)}}$$

$$\text{Kelimpahan relatif (KR)} = \frac{\text{K suatu jenis}}{\text{K total}} \times 100\%$$

$$\text{Biomassa (B)} = \frac{\text{Biomassa individu (gr)}}{\text{Luas (m}^2\text{)}}$$

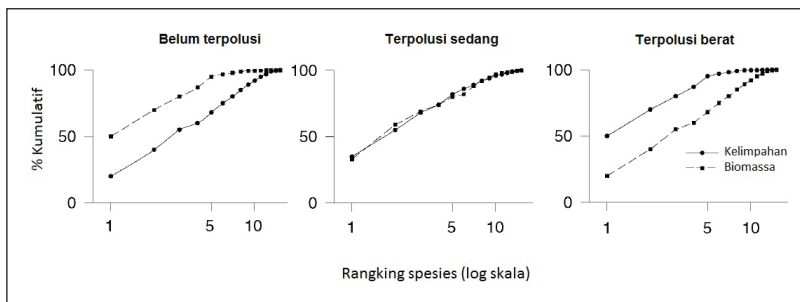
$$\text{Biomassa relatif (BR)} = \frac{\text{B suatu jenis}}{\text{B total}} \times 100\%$$

Kurva ABC merupakan pengembangan dari kurva k-dominansi. Kurva ABC pertama kali diusulkan oleh Warwick tahun 1986 yang memplotkan antara kelimpahan spesies dengan biomassa. Kondisi komunitas makrozoobentos belum mengalami gangguan ketika kurva biomassa berada di atas dari kurva kelimpahan, begitu juga dengan sebaliknya, komunitas mengalami gangguan ketika kurva biomassa berada di bawah dari kurva kelimpahan. Metode kurva ABC didasarkan pada asumsi ketika kondisi ekosistem yang belum mengalami gangguan, maka biomassa didominasi oleh beberapa spesies yang berukuran besar. Begitu juga sebaliknya, ketika ekosistem telah mengalami gangguan, maka biomassa akan didominasi oleh beberapa spesies yang berukuran kecil (spesies oportunist).

Pendekatan lainnya dalam kurva ABC yaitu dengan menggunakan sebuah indeks ABC yang dihitung menurut Meire & Dereu (1990) dalam Pinto dkk., (2006). Rumus dari indeks ABC adalah sebagai berikut:

$$\text{Indeks ABC} = \frac{\sum_{i=1}^N Bi - Ai}{N}$$

Dimana B_i adalah persentase dominansi biomassa jenis ke i (*ranking* biomassa dari tertinggi hingga terendah), A_i adalah persentase dominansi kelimpahan jenis ke i (*diranking* dari yang paling banyak hingga yang sedikit), dan N adalah jumlah total spesies. Nilai indeks negatif mencerminkan kondisi kuatnya stres di perairan, nilai mendekati nol menunjukkan stres kategori sedang, dan nilai positif menunjukkan hilangnya kondisi stres (Pinto dkk., 2006). Metode ini juga tidak terlepas dari sejumlah kritik ketika kondisi stres pada ekosistem alami di estuarin banyak didominasi oleh organisme kecil seperti cacing Polychaeta. Sebagai tambahan pada kurva ABC ada dua masalah yang sering dijumpai yaitu: 1) Kurva k-dominansi sering kali mendekati 100 % pada bagian dari kurva dan sulit dipisahkan bentuk kurva tersebut setelah 1,2, atau 3 spesies yang dominan. 2) Hasil secara visual terlihat adanya dominansi yang berlebih oleh spesies tunggal yang paling dominan (DelValls dkk., 2007). Visualisasi grafik kurva ABC dan interpretasi gangguan ketika dari belum mengalami gangguan hingga yang sudah mengalami gangguan berat diperlihatkan dalam Gambar 13.

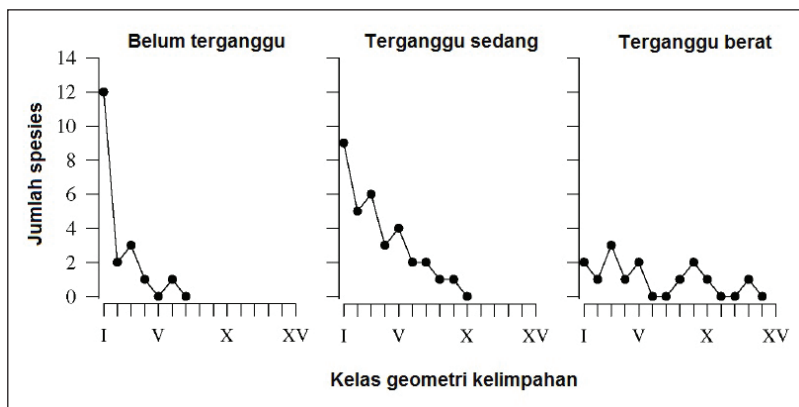


Sumber: Delvalls dkk. (2007)

Gambar 13. Kurva ABC beserta intepretasinya

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Metode distribusi lainnya yang digunakan secara luas yaitu distribusi kelimpahan spesies yang diusulkan oleh Gray & Pearson tahun 1982. Jumlah spesies sebagai sumbu-y di plotkan dengan jumlah individu per spesies yang digrupkan ke dalam kelas geometri (x2) dari kelimpahan (sumbu-x). Kelas I jika terdapat 1 individu per spesies, kelas II terdapat 2-3 individu per spesies, kelas III terdapat 4-7 individu per spesies, kelas IV terdapat 8-15 individu per spesies dan seterusnya. Komunitas makrozoobentos belum mengalami gangguan dicerminkan dari plot yang memiliki bentuk yang curam pada sisi sebelah kiri dan bentuk kurvanya *smooth*. Hal ini karena banyak mengandung spesies yang jarang. Sebaliknya pada situasi yang mengalami gangguan kurva tampak dangkal dan bentuk kuvanya tidak beraturan/*irreguler*, karena sedikit spesies yang jarang dan kuatnya oleh spesies yang dominan (Delvals dkk., 2007). Bentuk intepretasi dari kurva distribusi kelimpahan diperlihatkan dalam Gambar 14.



Sumber: Delvals dkk. (2007)

Gambar 14. Intepretasi dari kurva distribusi kelimpahan spesies

Kelebihan dengan menggunakan pendekatan komunitas makrozoobentos untuk menilai kualitas sedimen adalah hasil yang telah diperoleh merupakan interaksi dari berbagai macam bahan polutan di sedimen yang tidak tergantung dari rute paparan. Di samping itu, pendekatan ini juga sebagai alternatif dalam pemilihan prioritas tempat yang akan

Buku ini tidak diperjualbelikan.

diremediasi dari luasnya pengaruh biologi yang diamati. Adapun kekurangan dari pendekatan komunitas makrozoobentos adalah metode ini masih belum dapat menggambarkan hubungan penyebab dan efek yang ditimbulkan oleh polutan tertentu dan belum mampu memberikan kisaran nilai kriteria kimia spesifik.

C. Residu dalam Jaringan (Bioakumulasi)

Sedimen yang terkontaminasi oleh bahan polutan merupakan sumber penting adanya akumulasi pada jaring-jaring makanan di ekosistem akuatik. Kontaminan dapat memberikan pengaruh yang merugikan pada ekosistem akuatik termasuk didalamnya adalah kehidupan hewan-hewan liar, maupun kesehatan manusia. Kontaminasi substansi kimia di sedimen secara umum dapat dibagi menjadi dua kategori utama yang didasarkan pada potensi pengaruhnya pada reseptor ekologi, yaitu: substansi toksik dan bioakumulatif. Kajian keberadaan substansi toksik di sedimen biasanya lebih difokuskan pada pengaruh secara langsung substansi tersebut pada organisme yang menggali lubang di dalam sedimen. Sedangkan kajian untuk substansi bioakumulatif lebih difokuskan pada evaluasi pengaruhnya pada hewan liar yang tergantung pada ekosistem akuatik (misalnya ikan, amfibi, reptil, burung, dan mamalia) maupun kesehatan manusia. Oleh sebab itu, keberadaan senyawa polutan dalam jaringan tubuh dapat digunakan sebagai indikator penting tentang kualitas dari sedimen secara tidak langsung. Secara umum konsentrasi polutan pada organisme yang hidup yang menggali lubang dalam sedimen merupakan indikator yang baik guna mencerminkan kualitas sedimen (Komnitsas dkk., 2015).

Pendekatan dengan residu polutan dalam jaringan didasarkan pada kemampuan untuk menetapkan konsentrasi maksimum bahan kimia di sedimen guna menghasilkan konsentrasi yang masih dapat diterima pada biota akuatik maupun konsumen lainnya misal: manusia, burung, dan mamalia. Konsentrasi bahan kimia dalam sedimen dinyatakan aman, jika kandungan bahan kimia yang terakumulasi dalam jaringan biota dalam kondisi wajar atau aman untuk dikonsumsi. Pendekatan dengan residu polutan dalam jaringan biasanya melibatkan dua tahap yaitu:

hubungan pengaruh residu toksik ke organisme (percobaan dosis-residu) dan hubungan residu kimia dalam organisme spesifik dengan konsentrasi kimia di dalam sedimen. Nilai kualitas sedimen yang didasarkan pada pendekatan ini umumnya melibatkan nilai toksisitas kronis, faktor biokonsentrasi, percobaan hubungan respons dengan dosis kronis yang diberikan dalam skala laboratorium maupun lapang, dan risiko kesehatan manusia akibat mengkonsumsi biota yang terkontaminasi (US-EPA, 1992).

Hubungan pengaruh residu toksik ke organisme dapat dilakukan secara langsung di laboratorium guna menampakkan tingkat paparan dan *level* konsentrasi kimia dalam tubuh organisme. Untuk bahan kimia yang sudah ada dalam kriteria kualitas air (*water quality criteria*/WQC), maka dapat ditentukan konsentrasi maksimum dalam jaringan yang diijinkan (*maximum permissible tissue concentration*/MPTC) yaitu dengan cara mengkalikan WQC dengan faktor biokonsentrasi (*bioconcentration factor*/BCF). Nilai BCF dapat diperoleh dengan menggunakan rumus:

$$BCF = \frac{[Ct]}{[Cw]}$$

Di mana,

[Ct] = konsentrasi kimia/polutan dalam jaringan biota

[Cw] = konsentrasi kimia/polutan dalam air.

Amriani dkk., (2011) menyebutkan kriteria dari BCF untuk logam berat sebagai berikut: >1000 bersifat akumulatif tinggi, 100–1000 akumulatif sedang, dan <100 akumulatif rendah.

Nilai BCF umumnya digunakan untuk studi yang dilakukan di laboratorium, di mana paparan polutan pada media air dibandingkan dengan media lainnya. Namun untuk studi yang dilakukan di lapang, penggunaan nilai faktor bioakumulasi relatif lebih cocok. Bioakumulasi merupakan peningkatan sebuah bahan kimia di dalam tubuh organisme karena adanya pengambilan bahan kimia tersebut dari seluruh sumber lingkungan yang ada dan dimodelkan dengan menggunakan

faktor bioakumulasi (*Bioaccumulation Factor*/BAF) dan faktor akumulasi organisme-sedimen (*Biota-Sediment Accumulation Factors*/BSAF) (Melwani dkk., 2009). BSAF merupakan faktor partisi sederhana yang dirancang untuk menghitung kecenderungan partisi suatu bahan kimia organik dalam organisme berbanding lurus dengan kimia organik yang terkandung di sedimen. Nilai faktor bioakumulasi dapat dihitung dengan menggunakan rumus:

$$BAF = \frac{[Ct]}{[Cs]}$$

$$BAF = \frac{\left(\frac{Ct}{fL}\right)}{\left(\frac{Cs}{foc}\right)}$$

Di mana,

Ct = konsentrasi kimia/polutan dalam organisme ($\mu\text{g}/\text{kg}$ berat basah)

fL = fraksi lemak dalam jaringan organisme (g lemak/g berat basah)

Cs = konsentrasi kimia/polutan di sedimen ($\mu\text{g}/\text{kg}$ berat basah)

f_{OC} = fraksi karbon organik dalam sedimen (g karbon organik/g berat kering) (Melwani dkk., 2009).

Jika nilai BCF-nya belum diketahui, maka dapat ditentukan dari nilai koefisien partisi air-oktanol dari bahan kimia yang bersangkutan. Jika nilai WQC belum diketahui, maka dapat diprediksi dari nilai *no-observed-effect level* (NOEL) dari sebuah uji toksisitas kronis pada organisme yang sensitif (Adam dkk., 1992).

Nilai BSAF yang dihasilkan dapat lebih kecil atau besar dari 1. Ketika nilai BSAF > 1 menunjukkan senyawa tersebut bersifat bioakumulat (menimbulkan bioakumulasi). Pada BSAF tidak memasukkan kondisi kesetimbangan kimia antara organisme dan sedimen. BSAF relatif cocok untuk menggambarkan bioakumulasi kontaminan di sedimen dalam rantai makanan dengan kondisi ketidakseimbangan antara sedimen dan ikan maupun sedimen dengan air *overlying*. Kegunaan dari BSAF lainnya

yaitu untuk memprediksi potensi akumulasi dari senyawa organik non ion pada organisme makrozoobentos di sedimen tetapi juga diterapkan untuk akumulasi pada ikan. Pada jalur penyerapan secara langsung, maka BSAF juga digunakan sebagai alat seleksi, ketika konsentrasi kontaminan di sedimen dikalikan BSAF guna menentukan jumlah yang terkandung dalam organisme yang kemudian dibandingkan dengan beberapa nilai yang diketahui menyebabkan bahaya (NRC, 2003) .

Penggunaan metode bioakumulasi untuk polutan organik persisten memerlukan konsentrasi lemak dan normalisasi karbon organik guna menunjukkan dampak dari kontaminasi polutan di sedimen (Melwani dkk., 2009). Potensi kimia bersifat akumulatif dapat dinilai dari: koefisien partisi n-oktanol-air (K_{ow}), nilai faktor biokonsentrasi (BCF) dan faktor bioakumulasi (BAF). Secara umum nilai ambang batas 1000 untuk BCF, 5000 untuk BAF, dan 100.000 untuk nilai K_{ow} merupakan batas apakah substansi kimia tersebut dikategorikan akumulatif atau tidak (Burkhard dkk., 2011). Qiu & Davis (2004) menunjukkan ketika substansi kimia memiliki nilai $\log K_{ow} \geq 5,5$, maka substansi tersebut memiliki karakteristik: hidrofobitas tinggi, toksik, bioakumulatif, dan persisten seperti: organoklorin termasuk heksaklorobenzen (H_xCB), poliklorinated dibenzo-p-dioksin (PCDDs), dibenzofuran (PCDFs), poliklorinated bifenil (PCBs), and pestisida organoklorin lainnya.

Evaluasi bioavailabilitas PCBs maupun organik non polar lainnya di sedimen dapat dilakukan dengan menggunakan pendekatan teori potensi bioakumulatif (*theoretical bioaccumulation potential*/TBP). Nilai TBP dapat dihitung dengan menggunakan rumus sebagai berikut:

$$TBP = BSAF \times LX \frac{Cs}{TOC}$$

Di mana,

TBP = konsentrasi kontaminan dalam jaringan ikan maupun organisme lainnya dalam berat basah.

BSAF = faktor akumulasi biota-sedimen (nilai acuan awal/default = 4).

Cs = konsentrasi kimia organik nonpolar dalam bentuk berat kering mg/kg di sedimen. PCBs di sedimen biasanya diwujudkan dalam bentuk PCBs total atau total aroklor)

TOC = karbon organik total di sedimen dalam bentuk fraksi berat kering desimal (misalnya 2% = 0,02).

L = Kandungan lemak pada organisme yang biasanya dinyatakan dalam bentuk fraksi berat basah.

Tahapan untuk menghitung nilai TBP adalah sebagai berikut:

- 1) Tahap pertama untuk menghitung TBP yaitu dengan jalan menentukan nilai BSAF terlebih dahulu. Jika nilai tersebut tidak tersedia maka bisa menggunakan nilai acuan awal (4) (Tabel 8).
- 2) Tahap kedua adalah menentukan kandungan lemak pada organisme. Jika kandungan lemak belum tersedia, maka dapat dilihat pada nilai acuan awal (Lampiran 6).
- 3) Tahap tiga yaitu untuk menghitung nilai TBP dengan menggunakan ke empat informasi yang di bawah. Jika nilai TOC kurang dari 0,005 (0,5%), maka nilai dari TBP tidak valid dan memerlukan proses analisis lebih lanjut lainnya.

Tabel 8. Contoh perhitungan nilai TBP untuk PCBs

Parameter	Nilai	Unit Satuan
BSAF	4	-
Cs	2	Mg/kg
TOC	0,03	-
L	0,06	-

Sumber: Ohio-EPA (2010)

$$\begin{aligned}
 TBP &= 4 \times 0,06 \times \frac{2 \text{ mg / kg}}{0,03} \\
 &= 16 \text{ mg / kg}
 \end{aligned}$$

Dari contoh di atas menunjukkan sedimen yang mengandung 2 mg/kg berat kering PCBs dan 3% TOC berpotensi menyebabkan ikan dengan kandungan lemak 6 % memiliki jumlah PCBs terakumulasi sebesar 16 mg/kg berat basah.

- 4) Tahap empat yaitu membandingkan nilai TBP dengan nilai pedoman dari akumulasi polutan dalam jaringan tubuh. Nilai pedoman dapat bersumber dari batas tertinggi konsumsi ikan atau hasil penelitian yang dilakukan di daerah lain yang menunjukkan konsentrasi ikan yang terkontaminasi (Lampiran 7 dan 8).

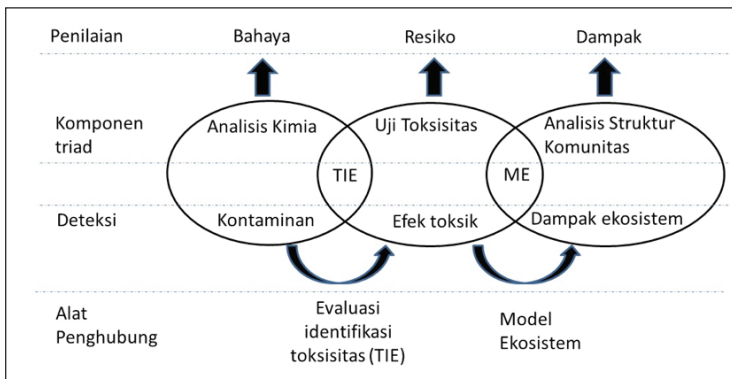
Kelebihan dari metode ini adalah penggunaan organisme dan kimia yang ada pada sedimen untuk mencapai konsentrasi residu dalam jaringan sudah semestinya tidak melebihi dari kriteria untuk melindungi kehidupan biota akuatik. Penggunaan metode ini mewakili interaksi dari seluruh jalur paparan antara sedimen dengan organisme dan penggabungan koefisien partisi sedimen-organisme dari lokasi spesifik. Kekurangan dari metode ini adalah pengembangannya masih belum secara luas digunakan. Komponen yang terlibat dalam kondisi lapang maupun laboratorium masih menghasilkan adanya ketidakpastian nilai hingga hubungan antara kimia di sedimen dan pengaruh toksikologi pada organisme diketahui lebih baik.

D. Kualitas Sedimen Triad (SQT)

Pendekatan dengan metode ini didasarkan pada besarnya pengaruh biologi untuk menggambarkan kualitas sedimen. Metode ini memberikan data deskriptif dan numerik untuk evaluasi kualitas sedimen. Suatu prosedur yang umum digunakan untuk evaluasi kerusakan ekologi akibat kontaminasi kimia pada sedimen adalah dengan melibatkan tiga komponen studi yaitu: analisis kimia *bulk* sedimen, uji toksisitas sedimen, dan pengukuran *in-situ* dari sehatnya komunitas organisme bentos (Adam dkk., 1992; Canfield dkk., 1994; Benhard, 2000; Long & Chapman, 1985). Analisis kimia pada sedimen dilakukan untuk menunjukkan status kontaminasi polutan di sedimen dan belum cukup menunjukkan bukti efek negatif bagi hewan bentos. Hasil dari analisis kimia berguna untuk identifikasi dan kuantifikasi kontaminan di sedimen dengan batas limit terendah yang masih memungkinkan untuk dicapai. Uji toksisitas digunakan untuk mengukur pengaruh yang ditimbulkan dari suatu polutan dalam kondisi terkontrol. Di samping itu, hasil dari uji toksisitas dilakukan untuk mengkuantifikasi toksisitas pada *bulk* sedimen pada skala laboratorium. Penilaian perubahan komunitas dari

biota yang sesil (makrozoobentos) digunakan untuk memprediksi adanya gangguan secara riil di lapangan (*in situ*).

Apitz dkk.,(2005) menambahkan masing-masing indikator dari ketiga komponen triad memberikan penilaian tersendiri dari kualitas lingkungan. Analisis kimia dapat memberikan informasi tentang kemungkinan bahaya yang terjadi dari adanya kontaminan di sedimen. Uji toksisitas dapat memberikan informasi adanya risiko kontaminan tersebut yang menimbulkan gangguan/toksistas bagi makhluk hidup, sedangkan pengukuran di lapangan berupa struktur komunitas makrozoobentos memberikan gambaran tentang kemungkinan dampak yang terjadi akibat kontaminan tersebut di lingkungan. Masing-masing indikator dapat beririsan satu dengan lainnya sehingga dapat memperjelas informasi kemungkinan kontaminan yang bertanggungjawab terhadap kejadian toksistas (TIE) maupun pengetahuan tentang model ekosistem (ME). Gambar 15 merupakan elaborasi dari komponen triad guna mencerminkan gangguan kontaminan terhadap ekosistem perairan. Interpretasi dari ketiga komponen triad dapat dalam bentuk matrik tabulasi diperlihatkan dalam Tabel 9. Pada awalnya pendekatan dengan konsep triad terdiri dari penggabungan tiga bahan bukti, namun sejalan dengan perkembangan konsep mulai ditambahkan bahan bukti lainnya seperti: bioakumulasi (quatrad), maupun analisis kecacatan pada biota (pentad) dan sebagainya.



Sumber: Apitz dkk. (2005)

Gambar 15. Elaborasi dari komponen triad dan informasi yang dihasilkan dari setiap indikator.

Tabel 9. Intepretasi data bioavailabilitas sedimen dengan menggunakan konsep *Triad* dalam bentuk matrik tabulasi

Kontaminasi	Toksistas	Perubahan Komunitas	Kemungkinan Kesimpulan	Kemungkinan Aksi/ Keputusan
+	+	+	Kuatnya petunjuk degradasi yang disebabkan oleh polusi	Remediasi tergantung pada tingkat kerusakan dan substansi kimia yang bertanggung jawab. Identifikasi toksistas sedimen (TIE) dapat digunakan untuk identifikasi kontaminan yang dipentingkan.
-	-	-	Kuatnya bukti berlawanan dengan degradasi yang disebabkan polusi	Aksi tidak diperlukan
+	-	-	Adanya kontaminasi tidak <i>bioavailable</i>	Aksi tidak diperlukan
-	+	-	Kontaminasi tidak terukur atau kondisi berpotensi untuk menyebabkan degradasi	1). Chek kembali analisis kimia, ferivikasi hasil tes toksistas, pastikan tidak disebabkan oleh modifikasi faltar lainnya mis: pengaruh ukuran butir sedimen 2). Lakukan tindakan lebih lanjut, fokuskan pada studi TIE.
-	-	+	Perubahan komunitas tidak disebabkan dari kontaminan toksik	1). Cek kembali hasil dari analisis bentos, pertimbangkan untuk tambahan pada analisis data. 2). Jika cek kembali mengindikasikan adanya perubahan, perlakuan/ remediasi masih memungkinkan.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Kontaminasi	Toksistas	Perubahan Komunitas	Kemungkinan Kesimpulan	Kemungkinan Aksi/Keputusan
				3). Jika cek kembali menunjukkan tidak adanya perubahan, minimisasi atau menurunkan input untuk mencegah perubahan dimasa yang akan datang.
-	+	+	Kontaminan toksik tidak dapat terukur yang menyebabkan degradasi	1). Cek kembali analisis kimia, pertimbangkan analisis tambahan dan/ atau TIE; pastikan toksistas dan perubahan tidak disebabkan oleh modifikasi faktor lainnya (misalnya: pengaruh ukuran butir). 2). Beberapa aksi tergantung pada di atas.
+	-	+	Kontaminan tidak <i>bio-available</i> , atau perubahan komunitas tidak disebabkan oleh kimia toksik	1). Konfirmasi / verifikasi hilangnya toksistas, teliti alasan adanya perubahan. 2). Beberapa aksi tergantung di atas.

Sumber: Chapman (1996)

Interpretasi hasil dari penggabungan ketiga komponen *triad* tergantung dari besarnya bobot bukti (*weight of evidence/WoE*). Secara teknis WoE didefinisikan sebagai hasil kombinasi pengukuran kondisi kualitas lingkungan yang berbeda guna membuat penilaian secara keseluruhan kesehatan sebuah ekosistem. Adanya bahan bukti tersebut dievaluasi, diorganisir dalam beberapa cara agar saling berkaitan, dan dijelaskan, sehingga kesimpulan dari keseluruhan bobot bukti tersebut dapat dibuat (Scrimshaw dkk., 2007).

Interpretasi hasil bobot bukti dapat berbentuk sebagai rangkuman indeks yang digambarkan dalam bentuk grafik radar, matrik tabulasi keputusan, maupun analisis multivariat. Interpretasi hasil dari ringkasan indeks biasanya memerlukan tahap normalisasi ketiga komponen *triad* dengan sebuah nilai referensi (rasio terhadap situs rujukan) guna menyamakan skala bobot bukti guna digambarkan dalam sebuah grafik radar. Nilai indeks tersebut setelah dilakukan normalisasi status kontaminasinya dan dilakukan *ranking* di masing-masing stasiun pengamatan.

Beberapa metode *ranking* untuk menentukan bobot kejadian pada komponen triad di setiap stasiun pengamatan dapat dilakukan seperti pada Wildhaber & Schmitt (1996). Peneliti tersebut melakukan *ranking* tempat berdasarkan data masing-masing komponen kimia di sedimen. Setelah masing-masing kimia dilakukan *ranking*, maka masing-masing *ranking* tersebut dijumlahkan dan dihitung reratanya guna menentukan bobot totalnya setiap stasiun pengamatan. Nilai *ranking* tempat berkisar dari angka 1 yang menunjukkan maksimum kontaminasi hingga 100 (minimum kontaminasi). Rumus yang digunakan dalam *ranking* seperti yang terlihat pada persamaan berikut ini:

$$\text{Kelimpahan}(K) = 1 + \frac{\text{Nilai acuan} - \text{Nilai Minimum}}{\text{Nilai maksimum} - \text{Nilai minimum}} \times 99$$

Keterangan: Nilai acuan adalah nilai yang akan dicari *ranking*nya.

Lee dkk., (2006) dan Chapman dkk., (1987) menggunakan nilai rasio terhadap *reference (ratio to reference /RTR)* untuk normalisasi pada masing-masing indikator (bobot bukti) dengan cara membagi nilai rata-rata pada masing pengukuran pada situs uji dengan nilai rata-rata dari situs rujukan. Secara matematis dapat dirumuskan sebagai berikut:

$$RTR_f = 1 - \frac{RTR_i}{100}$$

Di mana,

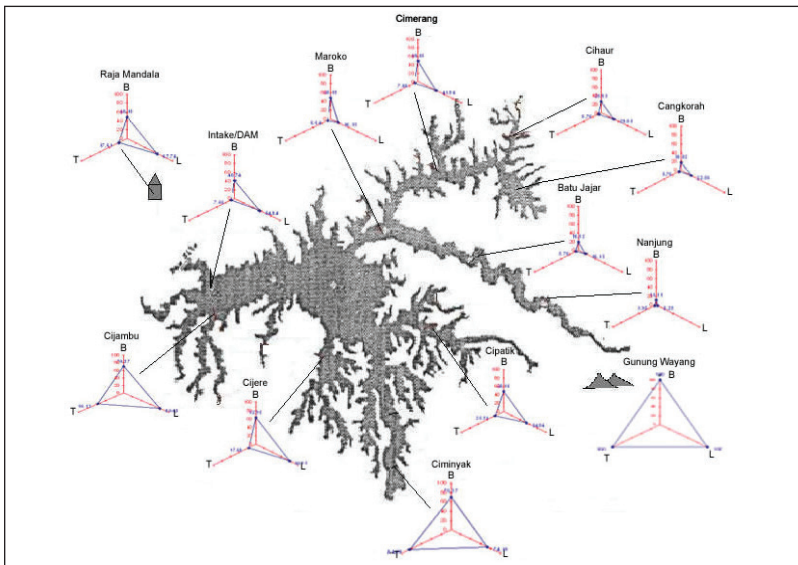
RTR_f = transformasi akhir dari nilai RTR dan RTR_i = awal dari nilai RTR

Chapman dkk. (1999) menunjukkan nilai indeks untuk kimia (rasio terhadap *reference*) pada komponen triad adalah sebagai berikut:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n RTRi}{n} \quad \text{dan} \quad RTRi = \frac{vi}{(vi)_0}$$

Di mana, n adalah jumlah total variabel, v_i adalah nilai masing-masing parameter ke I, dan $(vi)_0$ adalah nilai masing-masing parameter pada daerah situs rujukan.

Contoh penggunaan konsep triad untuk evaluasi bioavailabilitas logam berat di sedimen di Indonesia telah dilakukan oleh Sudarso (2008). Peneliti tersebut telah menggunakan grafik radar dalam mencerminkan bioavailabilitas logam berat di sedimen pada Waduk Saguling (Gambar 16). Pada gambar tersebut menunjukkan semakin besar dari grafik radar menunjukkan semakin rendahnya tingkat kontaminasi



Gambar 16. Gabungan dari komponen *triad* yang digambarkan dalam grafik radar. Abjad B merupakan *rangking* dari indek biotik gabungan dari komunitas bentik makroavertabrata, L merupakan nilai *rangking* kontaminasi logam gabungan (total) di sedimen, T merupakan nilai *rangking* uji toksisitas air pori sedimen pada hewan *Hydra* sp.

logam, gangguan pada struktur komunitas makrozoobentos, maupun toksisitas sedimennya. Adapun sebaliknya, jika grafik radar semakin mendekati titik pusat grafik, maka semakin besar kontaminasi logam diikuti dengan jelasnya perubahan pada struktur komunitas maupun uji toksisitas sedimennya.

Simpson dkk., (2005) menggunakan sistem *ranking* pada masing-masing bukti triad kejadian guna menentukan bobot keseluruhan WOE. Parameter dan sistem *ranking* yang digunakan dapat dilihat dalam Tabel 10. Hasil *ranking* tersebut kemudian dijumlahkan dan dilakukan rata-rata guna prediksi risiko yang ditimbulkan. Semakin besar nilai dari *ranking* menunjukkan semakin besar risiko yang ditimbulkan dari kontaminan yang ada di sedimen.

Penggunaan konsep kualitas sedimen *triad* sebagai rujukan dalam remediasi sedimen yang telah terkontaminasi oleh polutan telah dijelaskan oleh Long & Wilson (1997). Jika salah satu unsur dari komponen di bawah ini terpenuhi, maka sedimen tersebut perlu mendapat perhatian khusus dalam menetapkan prioritas tempat yang akan dilakukan remediasi. Komponen penilaian sedimen tersebut secara rinci dapat dilihat di bawah ini:

- 1) Satu atau lebih dari individu kimia telah melebihi nilai *effect range median*/ERM dan *probable effect level* /PEL atau beberapa pedoman kualitas sedimen yang telah tersedia.
- 2) Relatif tingginya hasil pembagian nilai rerata konsentrasi dengan ERM (misalnya >1)
- 3) Tingkat kelulushidupan hewan Amphipoda lebih kecil dibandingkan dengan di bagian kontrol (umumnya kurang dari 80%).
- 4) Relatif rendahnya kekayaan spesies dan keberadaan hewan Amphipoda dan Crustacea yang jarang atau tidak ada.
- 5) Adanya bioakumulasi dari toksikan pada ikan yang memiliki mobilitas rendah (*resident*) atau hewan moluska yang diamati pada suatu area yang terpilih.

Batley & Simpson (2016) lebih lanjut menambahkan dua bahan bukti lainnya selain tiga komponen triad di atas: yaitu bioakumulasi dan biomarker. Negara Australia dan New Zealand telah mengadopsi penggunaan lima bahan bukti tersebut menjadi bobot bukti (WOE) dalam menilai dampak yang ditimbulkan kontaminan di sedimen. Dari lima bahan bukti tersebut kemudian dilakukan *ranking* seperti yang

Tabel 10. Sistem *ranking* masing-masing bukti kejadian pada pendekatan triad

Parameter	Ranking		
	3	2	1
Kimia dari sedimen: PAH, PCB, logam	Satu atau lebih komponen kimia yang dianalisis (analit) dalam kategori ≥ 5 x Pedoman kualitas sedimen	Satu atau lebih analit < 5 x Pedoman kualitas sedimen	Tidak ada analit yang melebihi pedoman kualitas sedimen
Konsentrasi tributil tin dalam air pori sedimen	≥ 5 x Pedoman kualitas air	< 5 x Pedoman kualitas air	< pedoman kualitas air
Toksisitas (relatif terhadap kontrol)	Penurunan/kematian > 50%	Penurunan/kematian > 20%	Penurunan/kematian < 20%
Bentos (relatif terhadap situs rujukan)	Kelimpahan dan keanekaragaman lebih rendah	Kelimpahan dan keanekaragaman sedikit lebih rendah	Kelimpahan dan keanekaragaman lebih tinggi
Penilaian keseluruhan	Adanya pengaruh yang merugikan terlihat signifikan karena peningkatan konsentrasi kimia, > 50 % menyebabkan penurunan maupun kematian biota uji, dan rendahnya kelimpahan maupun keanekaragaman jenis dari bentos.	Potensi pengaruh yang merugikan terjadi disebabkan oleh: peningkatan konsentrasi kimia, > 20% menyebabkan penurunan maupun kematian biota uji, dan rendahnya kelimpahan maupun keanekaragaman jenis bentos.	Tidak menunjukkan pengaruh merugikan yang signifikan yang disebabkan oleh: peningkatan konsentrasi kimia, nilai akhir dari uji toksikologi, maupun menurunnya kelimpahan dan keanekaragaman jenis bentos.

Sumber: Simpson dkk. (2005)

dicantumkan dalam Tabel 11. Masing masing lima bahan bukti tersebut kemudian dilakukan penggabungan menjadi satu bobot bukti. Intepretasi dari masing-masing bobot bukti dicantumkan dalam Tabel 12.

Tabel 11. Sistem rangking pada masing-masing bahan bukti

Bahan bukti	Rangking		
	3	2	1
Kimia			
- Sedimen	Konsentrasi > dari nilai pedoman kualitas sedimen kategori tinggi.	Konsentrasi lebih < dari nilai pedoman kualitas sedimen kategori tinggi dan > nilai kualitas sedimen kategori rendah.	Konsentrasi < nilai kualitas sedimen kategori rendah.
- Air pori	Konsentrasi > pedoman kualitas air (konsentrasi yang membahayakan 10% spesies/ HC10).	Lebih kecil dari konsentrasi pedoman kualitas air HC10 dan > konsentrasi yang membahayakan 5% spesies/ HC5)	Konsentrasi < dari HC5.
Toksitas	≥ 50% biota uji terdampak dibandingkan kontrol	20-50% biota uji terdampak dibandingkan kontrol.	< 20% biota uji terdampak dibandingkan kontrol.
Bioakumulasi	Berbeda signifikan ($p < 0,05$) dan > 3 x dibandingkan kontrol.	Berbeda signifikan ($p < 0,05$) dan ≤ 3 x dibandingkan kontrol.	Tidak bebrbeda signifikan dari kontrol.
Ekologi	Pengaruh signifikan dan tinggi pada kelimpahan dan keanekaragaman.	Berbeda signifikan tetapi pengaruhnya sedang pada kelimpahan dan keanekaragaman.	Tidak berbeda signifikan pada kelimpahan dan keanekaragaman.
Biomarker	Berbeda signifikan dari kontrol	Dampak sedang namun masih signifikan berbeda dari kontrol	Tidak signifikan berbeda dari kontrol.
Bobot bukti	Pengaruh merugikan yang signifikan.	Kemungkinan pengaruh yang merugikan	Tidak ada dampak yang merugikan

Sumber: Batley dan Simpson (2016)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Tabel 12. Interpretasi bobot bukti dari masing-masing bahan bukti

No	Bahan bukti				Skor bobot bukti	Keseluruhan kesimpulan
	Kimia (logam, organik)	Toksitas	Bioakumulasi	Ekologi		
1	3	3	2 atau 3	3	3	Dampak signifikan yang merugikan dari kontaminasi sedimen
2	3	3	2 atau 3	2	3	Dampak signifikan yang merugikan dari kontaminasi sedimen
3	2 atau 3	3	2	2	3	Dampak signifikan yang merugikan dari kontaminasi sedimen
4	2 atau 3	2	1 atau 2	2	2	Kemungkinan dampak merugikan terjadi dari kontaminasi sedimen.
5	2	2 atau 3	1 atau 2	2	2	Kemungkinan dampak merugikan terjadi dari kontaminasi sedimen.
6	2	2	1 atau 2	2 atau 3	2	Kemungkinan dampak merugikan terjadi dari kontaminasi sedimen.
7	2 atau 3	2 atau 3	2 atau 3	1	2	Bahan kimia beracun menekan sistem tetapi resistensi mungkin telah berkembang di tingkat komunitas.
8	1	2 atau 3	1	2 atau 3	2	Kemungkinan bahan kimia toksik yang tidak terukur menyebabkan pengaruh pada komunitas.
9	1	2 atau 3	1	1	2	Pengaruh fisik atau kimia yang tidak terukur menyebabkan toksisitas.

No	Bahan bukti				Skor bobot bukti	Keseluruhan kesimpulan
	Kimia (logam, organik)	Toksitas	Bioakumulasi	Ekologi		
10	2 atau 3	1	1	2 atau 3	2	Bahan kimia tidak <i>bioavailable</i> atau perubahan komunitas mungkin tidak disebabkan oleh kimia.
11	1	1	1	2 atau 3	1	Perubahan kemungkinan tidak disebabkan oleh kontaminan yang diukur.
12	1 atau 2	1	1 atau 2	1	1	Tidak ada pengaruh merugikan.
13	1	1	1	1	1	Tidak ada pengaruh merugikan.
14	2 atau 3	1	1	1	1	Kontaminan tidak tersedia.

Sumber: Batley dan Simpson (2016)

Beberapa kelebihan penggunaan pendekatan kualitas sedimen triad dalam memprediksi bioavailabilitas polutan di sedimen adalah 1) Metode tersebut dapat digunakan pada beberapa tipe sedimen, 2) tidak membutuhkan sebuah asumsi pendahuluan dari mekanisme spesifik dari interaksi antara organisme dan kontaminan toksik, dan 3) sudah ada penggabungan data yang dihasilkan dari laboratorium, lapang, biologi, dan kimia (Adam dkk.,1992). Kesederhanaan dalam interpretasi triad secara visual dapat dengan mudah dipahami oleh para pengambil kebijakan yang bukan berlatar belakang peneliti (Chapman dkk.,1998). Kerugian dari pendekatan kualitas sedimen triad ini adalah: 1) Hilangnya substansi dari informasi yang ada selama konversi dari data multivariat ke dalam satu indeks secara proporsional, termasuk informasi yang berhubungan secara spatial, 2) signifikansi dari pengaruh secara spatial tidak dapat ditentukan secara statistik, 3) metode tersebut tidak dapat menjelaskan hubungan sebab-akibat ketika bahan kimia yang ada dalam bentuk campuran seperti dalam sedimen.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

E. Ekstraksi *Sequential* (Fraksinasi) untuk Kontaminan Logam

Unsur kimia tanah dan sedimen ada dalam beberapa bentuk yang berbeda dan berasosiasi dengan komponen lainnya. Dengan kondisi yang demikian, maka perlu informasi tentang bentuk fisik-kimia dari elemen tersebut di lingkungan yang berkaitan dengan perilakunya (mobilitas, jalur paparan, dan bioavailabilitas). Bentuk fisik dan kimia elemen tersebut di lingkungan sangat ditentukan oleh spesiasinya. Istilah spesiasi sendiri secara umum dapat didefinisikan sebagai identifikasi dan kuantifikasi perbedaan bentuk atau fase dari spesies kimia tertentu dimana elemen tersebut berada. Spesiasi ini berguna untuk mengkaji partisi, distribusi, akumulasi, dan mobilitas dari logam dalam sistem air dan sedimen. Analisis dan spesiasi logam di sedimen dan air *overlying* (air permukaan sedimen) memungkinkan dapat menelusuri nasib polutan tersebut di lingkungan. Sebagai contoh keberadaan logam spesifik dari aluminium monomer dapat berfungsi sebagai indikator adanya pengendapan pada lingkungan asam yang baru terjadi (Tack and Verloo, 1995). Salah satu metode untuk melihat spesiasi logam yang ada pada tanah maupun sedimen yaitu dengan cara ekstraksi *sequential* atau fraksinasi. Prosedur fraksinasi atau yang dikenal sebagai ekstraksi *sequential* selektif (*selective sequential extraction/ SSE*) digunakan untuk memisahkan masing-masing ikatan kimia dari logam yang terikat di sedimen guna memprediksi spesies dari logam yang mudah *bioavailable* ke lingkungan. Di samping itu fraksinasi logam juga dapat memberikan informasi tentang asal dari logam tersebut di lingkungan. Sebagai contoh tingginya *level* logam yang dihasilkan dari fraksi yang dapat dipertukarkan (*exchangeable*), terlarut dengan asam, dan dapat tereduksi (*reducible*) mengindikasikan adanya polusi dari aktivitas antropogenik (Komnitsas dkk., 2015; Luoma, 1995).

Secara umum, ada dua kelebihan utama dalam menggunakan SSE dalam evaluasi status logam di tanah dan sedimen. Pertama, kemampuan untuk menghubungkan suatu ekstraksi tertentu dalam suatu urutan entitas kimia tertentu (misalnya: karbonat, besi oksida) atau menurut bentuknya (misalnya: terlarut, dapat dipertukarkan, adsorpsi) yang

berkaitan dengan keberadaan logam di sedimen. Kedua, kemampuan dalam membuat kesimpulan berdasarkan spesiasi fase padat, perilaku logam di lingkungan (misalnya mobilitas dan bioavailabilitas), atau responsnya terhadap perubahan kondisi lingkungan (misalnya perubahan kelarutan karena perubahan pH maupun potensial redoks/Eh). Kualitas dari sebuah protokol SSE ditentukan oleh kemampuan dari urutan reagen ekstrak yang digunakan, sifatnya yang selektif, dan koheren dalam mendefinisikan masing-masing tahap spesies logam yang dimaksud. Förstner (1989) secara umum membagi SSE menjadi lima tahap yaitu: fraksi *exchangeable*, karbonat, tereduksi (terikat oleh sulfida dan fase organik), teroksidasi (terikat oleh Fe atau Mn oksihidroksida), dan fraksi residu atau sisa.

Secara garis besar jumlah tahap operasional fraksinasi yang didefinisikan dalam skema SSE bervariasi antara tiga hingga sembilan, sesuai dengan preferensi dan tujuannya masing-masing. Langkah dari fraksinasi logam dalam urutan fase sebagai berikut: karakteristik logam pada fase *air/aqueous*, logam yang terekstrak oleh larutan elektrolit, logam yang dapat dipertukarkan (*exchangeable*), logam yang terikat oleh karbonat dengan menggunakan asam lemah, logam yang berasosiasi dengan mangan dan besi oksihidroksida oleh agen pereduksi lemah, logam yang terikat oleh komponen organik dengan menggunakan agen pengoksidasi lemah, logam yang berhubungan dengan besi oksihidroksida terkristalisasi oleh agen pereduksi kuat, dan logam yang terekstrak oleh asam kuat guna melarutkan semua residu setelah semua langkah fraksinasi sebelumnya, kebanyakan berupa alumosilikat (Hass & Fine, 2010). Berbagai reagen yang telah digunakan dalam metode ekstraksi *sequential* secara rinci dapat dilihat dalam Tabel 13.

Kong dan Liu (1995) menyebutkan logam berat di ekosistem akuatik mungkin berasosiasi dengan komponen sedimen dalam bentuk: fase yang dapat dipertukarkan (*exchangeable*), karbonat, organik, besi atau mangan oksida, dan fraksi residu/sisa. Kedua peneliti tersebut menunjukkan spesiasi logam Cu, Cr dan Cd pada sedimen anaerob menunjukkan konsentrasi logam Cu yang rendah (10-11%), konsentrasi sedang dari logam Cr (38%) dan Cd (38-39%) sebagai fraksi yang mudah lepas

dan tereduksi di sedimen. Bentuk fraksi logam tersebut mewakili ikatan logam dengan besi dan mangan oksida. Logam dalam bentuk fase yang dapat dipertukarkan memiliki jumlah persentase yang sangat kecil yaitu Cu (0,2–0,32%), Cr (0,05–0,13%), dan Cd (0,01–0,05%). Adapun logam yang berikatan dengan karbonat juga memiliki persentase yang kecil yaitu: Cu (0,06–0,013), Cr (0,15–0,45%), dan Cd (0,01–0,02%).

Fraksi logam yang diperoleh dari ekstraksi *sequential* mungkin berkorelasi dengan konsentrasi pada mikroorganisme. Fraksi logam yang dapat dipertukarkan, terlarut dengan asam lemah, tereduksi, dan teroksidasi merupakan fraksi yang biasanya *bioavailable* bagi biota akuatik (Kong & Liu, 1995). Islam dkk., (2015) telah *meranking* mudahnya bio-availabilitas logam yang terikat di sedimen sebagai berikut: fase yang dapat dipertukarkan > reduksi asam > organik > fraksi residu. Logam dalam fase residu umumnya tertanam/masuk dalam kisi kristal sedimen.

Logam yang berikatan dengan besi atau mangan oksida umumnya bersifat *mobile* dan melibatkan proses geokimia yang relatif singkat, sehingga memiliki potensi bioavailabilitas lebih besar. Bentuk ion logam yang terkompleksasi dengan besi atau mangan oksida mungkin bersifat lebih atau kurang toksik. Pembentukan spesiasi ini sangat dipengaruhi oleh beberapa faktor antara lain: pH, potensial redoks, tipe dan konsentrasi ligan anorganik (misalnya hidroksida dan bikarbonat), logam organik (asam fulvik), dan bahan koloid.

Prosedur SSE juga mengandung sejumlah kritik dan beberapa kekurangan seperti yang diungkapkan oleh Hass dan Fine (2010) antara lain: 1) reagen yang digunakan belum menjamin terlarut sepenuhnya komponen logam target/spesifik, 2) selektifnya ekstraksi atau pelarutan dari komponen logam target masih memerlukan pengujian lebih lanjut, dan 3) pemulihan secara penuh dari komponen logam terlarut tanpa adanya mekanisme resorpsi atau pengendapan masih belum banyak diketahui.

Table 13. Ringkasan reagen yang digunakan dalam metode ekstraksi sequential di tanah dan sedimen

Sumber	Komponen yang secara operasional ditentukan									
	ter-larut	Exchangable	Absorpsi	Bahan organik	Karbonat	Mn oksida amorphous	Besi oksida amorphous	Besi oksida crystalline	Sulfida	Residu
Gibbs, 1973	MgCl ₂ , pH 7			NaOCl, pH 8,5 ^c			Citrate NaDithionite ^b			LiBO ₃ (1000°C) HNO ₃ ^d
Mc Laren and Crawford 1973	CaCl ₂	HOAc.		K ₄ P ₂ O ₇			NH ₄ Ox, UV, pH 3,25			HF
Gupta and Chen 1975	H ₂ O ^a	NH ₄ Oac ^b		H ₂ O ^e	HOAc ^c	HA ^d , pH 2		HA, HOAc ^f		HCl, HF, HClO ₄ ^g
Stover dkk. 1976	KNO ₃	KF, pH 6.5		Na ₄ P ₂ O ₇	EDTA pH 6.5				1M HNO ₃	
Tessier dkk., 1979	MgCl ₂ , pH 7 ^a			H ₂ O ₂ , pH 2 ^d	NaOAc, pH 5 ^b		HA, HOAc., pH 2 ^c			HCl·HF·HClO ₄ ^e
Shuman, 1979	MgCl ₂ , pH 7			H ₂ O ₂			NH ₄ Ox. in the dark, pH 3			HCl·HNO ₃ ·HF
Sposito dkk., 1982	KNO ₃	H ₂ O		NaOH	EDTA					4M HNO ₃
Salomons and Forstner, 1984	NH ₄ OAc, pH 7 ^a			H ₂ O ₂ , pH 2 ^e	NaOAc, pH 5 ^b		HA, pH 2 ^c	NH ₄ Ox. HOx., pH 3 ^d		HNO ₃ ^f
Shuman, 1985	Mg(NO ₃) ₂ , pH 7			NaOCl, pH 8.5			HA, pH 2	NH ₄ Ox. in the dark, pH 3 bic acid, pH 3		HCl·HNO ₃ ·HF
Miller dkk., 1986b	H ₂ O ^a	Ca(NO ₃) ₂ ^b	Pb(NO ₃) ₂ ^c	K4P2O7 ^f	HOAc., pH 2.5 ^d		HA, pH 2 ^e	NH ₄ Ox. in the dark, pH 3 ^g	Under UV, pH 3 ^h	HCl·HNO ₃ ·HF

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Komponen yang secara operasional ditentukan									
Sumber	ter-larut	Exchangable	Absorpsi	Bahan organik	Karbonat	Mn oksida amorphous	Besi oksida crystalline	Sulfida	Residu
McGrath and Cegarra, 1992		CaCl ₂		NaOH	Na ₂ H ₂ EDTA				HCl·HNO ₃
Ma and Uren, 1995	H ₂ O ^a	NH ₄ OAc. EDTA, pH 8.3 ^b		H ₂ O ₂ , pH 4.74 ^e	NaOAc., pH 4.74 ^d	Quinon, NH ₄ OAc., pH 7 ^c	NH ₄ Ox., pH 3.25 ^f		H ₂ SO ₄ ·HClO ₄ · NO ₃ —sum ^g
Berti and Jacobs, 1996	H ₂ O ^a	Ca(NO ₃) ₂ , pH 7 ^b		Na ₄ P ₂ O ₇ ^e	HOAc. Ca(NO ₃) ₂ ^c	HA pH 2 ^d	NH ₄ Ox. in theNH ₄ Ox. HOx dark, pH 3 ^f under UV, pH 3 _g		HNO ₃ ·HCl·HF ^h
Han and Banin, 1996		NH ₄ NO ₃ ^{3'} , pH 7 ^a		H ₂ O ₂ ^{7'} , pH 2 ^d	NaOAc., pH 5 ^b	HA, HOAc., pH 2 ^c	HA, HOAc., pH 2 ^e		4M HNO ₃ ^f
Iwasaki dkk., 1997		NH ₄ OAc., pH 7 ^a	Pb(NO ₃) ₂ NH ₄ OAc., pH 6 ^b	Na ₄ P ₂ O ₇ ^e	HOAc., pH 2.6 ^c	HA, pH 2 ^d	NH ₄ Ox in the NH ⁴ Ox. dark, pH 3 ^f	Ascorbic acid, pH 3.1 ^g	H ₂ SO ₄ ·HClO ₄ · HNO ₃ ^h
Sloan dkk., 1997		Ca(NO ₃) ₂ ^a		H ₂ O ₂ , pH 2 ^e	NaOAc., pH 5 ^b	HA, pH 2 ^c	HA HOAc. pH 2 ^d		4M HNO ₃ ^f
Smith dkk., 1997		CaCl ₂		Na ₄ P ₂ O ₇	EDTA			6M HNO ₃	18M HNO ₃
Li dkk., 1997	H ₂ O	KNO ₃	NH ₄ F pH 6.5	Na ₄ P ₂ O ₇	EDTA pH 6.5			3M HNO ₃	
Nyamangara, 1998		HOAc. ^a		H ₂ O ₂ , pH 2 ^c		HA, pH 2 ^b			HF·HNO ₃ ³ , HOAc. ^d

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Komponen yang secara operasional ditentukan									
Sumber	ter-larut	Exchangable	Absorpsi	Bahan organik	Karbonat	Mn oksida amorphous	Besi oksida crystalline	Sulfida	Residu
Mia and Uren, 1998	H ₂ O ^b	MgCl ₂ ⁷ pH 7 ^b	NH ₄ OAc. EDTA, pH 8.3 ^c	H ₂ O ₂ , pH 4.74 ^f	NaOAc., pH 4.74 ^e	pHQuinon, NH ₄ Ox., pH 3.25 ^g			H ₂ SO ₄ ·HClO ₄ ⁴ NO ₃ – sum ^h
Krishnamurti and Naidu, 2000	NH- ₄ NO ₃ ^{7a} pH 7 ^a		HOAc., pH 5 ^b Na ₄ P ₂ O ₇	H ₂ O ₂ , pH 2 ^d	HA, pH 2 ^c	NH ₄ Ox. in the NH ₄ Ox. dark, pH 3.0 ^e	Ascorbic acid, pH 3 ^f		HF·HClO ₄ ⁸
Silveira et al., 2006		CaCl ₂	NaOAc., pH 5	NaOCl, pH 8.5	HA, pH 2	NH ₄ Ox. in the 6M HCl dark, pH 3.0			HNO ₃ ·HCl
Fitamo dkk., 2007		NH ₄ NO ₃ ⁷ pH 7 ^a		Na ₄ P ₂ O ₇ ^d	NaOAc. EDTA, pH 4.65 ^b				7M HNO ₃ – sum ^e

Keterangan:

alfabet *superscript* menunjukkan urutan tahap ekstraksi *sequential*, HA= hidroksilamin hidroklorida, OAc=asetat, Ox=oksalat, EDTA= etilendiamin tetra asetik acid, sum = jumlah reagen yang digunakan pada seluruh tahap SSE.

Sumber: Hass & Fine (2010)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

F. Normalisasi Logam oleh *Acid Volatile Sulfide* (AVS)

Geokimia sedimen dapat memengaruhi hasil uji bioakumulasi dan toksisitas logam di sedimen. Konsentrasi rasio molar dari logam yang terekstrak secara simultan dengan larutan HCl 0,1 N atau yang disebut sebagai SEM dengan AVS yang sering digunakan untuk memprediksi kejadian toksisitas logam dalam sedimen air tawar (Burton & Johnston, 2010; Besser dkk., 1995). Sebagai contoh adalah kejadian toksisitas dari logam Cd dan Ni pada hewan amphipoda di sedimen dapat didekati dengan perbandingan/rasio molar SEM dan AVS. Ketika konsentrasi SEM:AVS < 1, toksisitas dari sedimen akan berkurang, begitu juga konsentrasi logam pada air pori sedimen. Namun sebaliknya ketika SEM:AVS > 1, maka toksisitas semakin meningkat (DiToro dkk., 1991; Ankley, 1996). Konsentrasi AVS ini sangat mudah berubah ketika *sampling* sedimen dilakukan dan dapat menghasilkan bias dalam interpretasinya (Burton, 2010; Chapman dkk., 1998; Luoma, 1995). Di samping itu, tidak selalu dari konsentrasi SEM:AVS > 1 dapat menyebabkan peningkatan toksisitas, karena banyaknya fase pengikatan logam yang terjadi di dalam sedimen. Logam yang berhubungan dengan AVS mungkin dilepaskan dari sedimen ketika banjir, aktivitas pengerukan, oksidasi dan sebagainya (Prica dkk., 2007).

Konsentrasi dari AVS ini sangat mudah berubah ketika adanya perubahan pada potensial redoks dan oksidasi di sedimen. Beberapa contoh proses yang dapat menyebabkan peningkatan potensial redoks atau oksidasi di perairan antara lain: 1) perubahan laju pengendapan partikel dan reduksi sulfat oleh mikroba secara spasial maupun temporal, 2) bioturbasi dan bioirigasi yang berasal dari sarang organisme makrozoobentos dari aktivitas: ekskresi, respirasi, maupun pergerakan dari biota air itu sendiri, 3) resuspensi sedimen oleh banjir, badai, pergantian pasang surut, arus air, maupun aktivitas pengerukan. Adanya proses tersebut di atas menyebabkan AVS mudah teroksidasi dan mudah menguap (Burton, 2010; Chapman dkk., 1998). Oksidasi dari sulfida ini dapat menghasilkan kemampuan melarutkan dan meningkatkan bioavailabilitas dari logam toksik (Besser dkk., 1995). Kation logam

dalam bentuk divalen seperti: Me^{2+} , $Me(H_2O)_x^{2+}$, dan $Me(OH)^{2+}$ akan mudah dilepaskan ke air pori dan kolom air sehingga bersifat toksik bagi sebagian besar biota akuatik (Burton, 2010; Chapman dkk., 1998; Allen, 1993).

Prosedur untuk melihat potensi bioavailabilitas dari logam yang terekstraksi secara simultan (SEM) di sedimen dapat dijelaskan melalui melalui tiga tahap seperti berikut ini.

- **Tahap pertama untuk menghitung SEM dalam μmol adalah sebagai berikut:**

$$SEM (\mu\text{mol}) = \frac{x \mu\text{g}}{y \mu\text{g}/\text{mo}}$$

Dimana,

x = konsentrasi logam

y = massa molar (Tabel 14)

SEM (μmol) = jumlah logam dalam mikromol

Contoh massa molar untuk logam adalah sebagai berikut:

Tabel 14. Contoh Penghitungan SEM

Logam	Konsentrasi ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Massa molar	SEM $\mu\text{mol}/\text{kg}$
Kadmium (Cd)	42000	112,41	373,63
Tembaga (Cu)	21100	63,546	332,04
Timah hitam (Pb)	17000	207,2	82,046
Nikel (Ni)	17000	58,693	289,64
Seng (Zn)	114000	65,38	1743,6
Perak (Ag)	18000	107,86	166,88

Sumber: Ohio-EPA (2010)

- **Tahap kedua adalah menjumlah mol dari SEM sebagai berikut:**

$$\begin{aligned} \Sigma[\text{SEM}] &= \text{SEM}_{\text{Cd}} + \text{SEM}_{\text{Cu}} + \text{SEM}_{\text{Pb}} + \text{SEM}_{\text{Ni}} + \text{SEM}_{\text{Zn}} + \text{SEM}_{\text{Ag}} \\ &= 373,63 + 332,04 + 83,046 + 289,64 + 1743,6 + (0,5)(166,8) \\ &= 2904,4\text{SEM} \\ &= \underline{2904,4 \mu\text{mol}/\text{kg}} = 2,9044 \mu\text{mol}/\text{g SEM} \\ &\quad 1000 \text{ g}/\text{kg} \end{aligned}$$

Nilai SEM untuk perak dikalikan dengan setengah, hal ini karena kationnya adalah monovalen, sedangkan yang lainnya adalah divalen.

- Jika data karbon organik tersedia, tahap tiga adalah untuk menghitung $(\Sigma\text{SEM-AVS})/f_{oc}$

$$\begin{aligned} \text{Jika diketahui konsentrasi AVS} &= 1 \mu\text{mol/g, dan } f_{oc} = 0.0081 \\ (\Sigma\text{SEM-AVS})/f_{oc} &= \underline{2,9044 \mu\text{mol/g SEM} - 1 \mu\text{mol/g AVS}} \\ &= 235,11 \mu\text{mol/g}_{oc} \\ &= 0,0081 \end{aligned}$$

Kriteria dari nilai $(\Sigma\text{SEM-AVS})/f_{oc}$ adalah sebagai berikut: < 130 $\mu\text{mol/g}_{oc}$ menunjukkan tidak ada risiko untuk mengganggu kehidupan biota akuatik, nilai 130-3000 $\mu\text{mol/g}_{oc}$ membutuhkan pengujian lebih lanjut dan butuh informasi lebih banyak untuk menentukan risiko bagi kehidupan biota akuatik. Nilai dari $(\Sigma\text{SEM-AVS})/f_{oc} > 3000 \mu\text{mol/g}_{oc}$ menunjukkan risiko adanya toksisitas oleh logam berat terhadap kehidupan biota akuatik. Karena nilai hasil dari perhitungan > 130 dan < 3000 $\mu\text{mol/g}_{oc}$, maka butuh pengujian lebih lanjut (misalnya: uji toksisitas sedimen) (Ohio-EPA, 2010).

G. Keseimbangan Partisi (*Equilibrium Partitioning/ EqP*) untuk Kontaminan Organik Persisten

Pendekatan dengan keseimbangan partisi ini didasarkan pada teori, bahwa bahan kimia yang terserap oleh sedimen akan mencapai kondisi kesetimbangan termodinamik antara konsentrasi di sedimen dengan air pori/ *interstitial*-nya (Adam dkk., 1992). Sormunen (2008) menyebutkan pada teori EqP diasumsikan bahwa distribusi kimia organik yang hidrofobik memiliki kesetimbangan termodinamik antara kandungan lemak pada organisme, air pori sedimen, dan karbon organik di sedimen. Pada titik kesetimbangan tersebut masa kimia dari fase yang satu (sedimen) dapat dinilai dengan pengukuran fase yang lainnya (air pori sedimen). Pataki *and* Cahill (1999) menyebutkan bahwa kontaminan yang terlarut pada air pori-pori sedimen dengan menggunakan EqP diasumsikan berasal dari tiga faktor yaitu: 1) Konsentrasi kontaminan

Buku ini tidak diperjualbelikan.

di sedimen, 2) Konsentrasi karbon organik di sedimen, dan 3) Afinitas kontaminan untuk karbon organik di sedimen.

Konsentrasi kimia pada air pori dan sedimen dihubungkan oleh koefisien partisi dari karbon organik yang menormalisasinya. Penerapan dari metode ini cocok digunakan untuk memprediksi bioavailabilitas terutama bahan kimia organik non polar (non ion) yang terserap di sedimen. Adam dkk. (1992) menyebutkan walaupun konsentrasi logam maupun organik yang sama diberikan pada dua tipe sedimen yang berbeda, sering kali tidak menunjukkan hasil toksisitas yang sama. Hal ini erat kaitannya dengan ketersediaan logam maupun organik dalam bentuk bebas tersedia di sedimen. Sebagai contoh toksisitas senyawa kepon (*chlordecone*) pada larva Diptera *Chironomus* tidak berkorelasi baik dengan senyawa tersebut di sedimen, namun berkorelasi baik dengan konsentrasi kepon di air pori dan karbon organik yang menormalisasi di sedimen. Hal serupa juga diamati pada beberapa bahan kimia organik lain seperti: dieldrin, DDT, dan fluoranten yang semuanya mendukung kesimpulan bahwa toksisitas oleh bahan tersebut berkorelasi dengan karbon organik yang menormalisasi konsentrasi kimia di sedimen maupun air porinya.

Pendekatan dengan keseimbangan partisi digunakan untuk menentukan konsentrasi kontaminan dalam *bulk* sedimen terutama fraksi kontaminan organik yang *bioavailable* dalam air pori sedimen dapat dirumuskan sebagai berikut:

$$C_s = C_{pw} \times K_d$$

K_d adalah koefisien partisi antara air dan sedimen dari kimia organik yang diukur. C_s adalah konsentrasi kontaminan organik dalam *bulk* sedimen, dan C_{pw} adalah konsentrasi kontaminan organik dalam air pori. Namun untuk kimia organik non-ion yang diasumsikan sebagai fase pengikat utama dalam sedimen dalam air pori sedimen dapat didekati dengan menggunakan rumus sebagai berikut:

$$C_{pw} = \frac{C_s}{f_{oc} \times K_{oc}}$$

f_{oc} adalah fraksi karbon organik dalam sedimen, dan K_{oc} adalah koefisien partisi antara karbon organik dengan air (Castro-Català dkk., 2016).

Dalam penentuan batas kriteria polutan yang terikat di sedimen terutama senyawa organik persisten misalnya: poli aromatik hidrokarbon (PAH), dapat didasarkan pada tiga pendekatan yaitu: EqP, teori *narcosis*, dan penambahan unit toksik. Keseimbangan partisi (EqP) merupakan prinsip termodinamik yang digunakan untuk prediksi distribusi dan akumulasi kontaminan organik dalam kompartemen lingkungan atau fase. Berdasarkan asumsi EqP, distribusi dan akumulasi dikendalikan oleh afinitas bahan kimia oleh fase tertentu. Kondisi ini secara teoritis memungkinkan untuk membangun perhitungan tentang konsentrasi kontaminan yang ada dalam fase yang tidak terukur/diketahui, jika konsentrasi salah satu fase lainnya diketahui. Sebagai contoh konsentrasi bahan kimia organik total (C_T) yang terdistribusikan antara fase terlarut (C_d) dan partikulat/sedimen (C_p) tahap dapat didefinisikan sebagai:

$$C_T = C_d + C_p$$

Dalam penerapannya, sangat sulit untuk mengukur konsentrasi kontaminan terlarut (C_d) yang (*bioavailable*) dari suatu bahan kimia organik yang dapat didekati dengan cara mengetahui koefisien partisi (K_p) dan konsentrasi pada fase yang mudah diukur seperti pada sedimen utuh yang secara spesifik dapat dirumuskan sebagai berikut:

$$K_p = \frac{C_p}{C_d}$$

Dan

$$C_d = \frac{C_p}{K_p}$$

Dimana,

C_p = Konsentrasi kontaminan organik yang terserap di sedimen,

C_d = Konsentrasi kontaminan organik yang terlarut di air.

Pengukuran parameter di atas dilakukan setelah dilakukan penyampuran.

Penerapan EqP ini dapat juga digunakan untuk menghasilkan suatu batas kriteria sedimen (*Equilibrium Partitioning sediment benchmarks/ESB*), yang fase kritisnya terletak pada keberadaan karbon organik di sedimen (*organic carbon/OC*) dengan asumsi: sebagian besar polutan (misalnya PAH) tersebut ada dan fase terlarut PAH tersebut dilepaskan dari karbon organik di sedimen ke jaringan lemak organisme (Adam dkk., 1992).

Estimasi C_d terlihat meningkat ketika K_p dinormalisasi oleh konsentrasi karbon organik di sedimen guna menghasilkan koefisien partisi normalisasi karbon organik (K_{OC}). Pataki dan Cahill (1999) mendefinisikan K_{OC} atau koefisien partisi karbon organik/air adalah pengukuran konsentrasi kontaminan yang terabsorpsi oleh karbon organik di sedimen dibagi dengan konsentrasi kontaminan yang terlarut di air. Oleh karena itu, persamaan untuk estimasi C_d didasarkan pada rumus:

$$C_d = \frac{C_p}{K_{OC}}$$

nilai KOC dapat juga dirumuskan sebagai:

$$K_{oc} = \frac{[\text{sedimen}]/f_{oc}}{[\text{air}]}$$

[sedimen] = konsentrasi kimia organik dalam sedimen

[air] = konsentrasi kimia organik dalam air

f_{oc} = fraksi karbon organik dalam sedimen.

Nilai K_{oc} juga dapat diperoleh dengan rumus $\text{Log } K_{oc} = 0,00028 + 0,983 \text{ log } K_{ow}$ (Burgess dkk., 2013). Nilai K_{ow} merupakan koefisien yang mewakili rasio kelarutan sebuah senyawa dalam n-oktanol (sebagai pelarut non-polar) ke kelarutannya dalam air (pelarut polar). Semakin tinggi nilai K_{ow} , menunjukkan semakin non polar senyawa tersebut. Pataki dan Cahill (1999) menyebutkan jika kontaminan memiliki nilai $\text{Log } K_{ow} < 3$ menunjukkan kontaminan tersebut bersifat non persisten di sedimen.

Log K_{ow} umumnya digunakan sebagai indikator kecenderungan relatif senyawa organik tersebut untuk terserap ke dalam tanah. Nilai Log K_{ow} umumnya berbanding terbalik dengan kelarutannya di dalam air dan berbanding lurus dengan berat molekul. Besarnya nilai K_{ow} dan K_{oc} pada beberapa senyawa kimia organik dapat dilihat dalam Lampiran 9).

Pada teori *narcosis* seperti yang diterapkan dalam ESB, sebuah nilai kronis akhir (FCV) dari 2,24 $\mu\text{mol/g}$ oktanol digunakan sebagai nilai di atas senyawa PAH yang menyebabkan toksisitas subletal (US-EPA, 2000). Istilah *narcosis* disini merujuk pada sejumlah kontaminan yang memiliki mode aksi serupa dengan bahan narkotik pada umumnya yang menyebabkan gangguan pada syaraf (Burgess dkk., 2012). McCauley dkk. (2000) menyebutkan bahwa teori *narcosis* digunakan untuk menunjukkan *slope/kemiringan* hubungan antara toksisitas akut-Kow di antara spesies dan menormalisasi toksisitas akut dari seluruh komponen PAH dalam air ke spesies akuatik dengan nilai rujukan Kow adalah 1 (konsentrasi di air dan di lemak pada organisme adalah sama). Karena toksisitas yang dinormalisasi dengan nilai Kow adalah 1, maka *ranking* sensitivitas akut dapat ditetapkan pada individu spesies.

Nilai kronis akhir/FCV dihasilkan dari data toksisitas kronis biota akuatik yang berbeda taksa familinya yang umumnya berasal dari organisme bentik. Penggunaan FCV ini ditujukan untuk melindungi 95% sebuah grup taksa (genus yang berbeda) dari pengaruh letal maupun subletal (US-EPA, 2000). Dengan menggunakan pendekatan ini, oktanol digunakan sebagai pengganti untuk lemak. Sebagai bentuk dari fase lemak, maka konsentrasi yang memengaruhi fasa cair dapat dihitung.

Pendekatan dengan penambahan unit toksik pada EqP dihitung dengan cara membagi konsentrasi PAH yang terlarut dalam air atau interstisial dengan FCV. Ketika bentuk unit toksik tersebut telah ditetapkan, maka kontribusi masing-masing total toksisitas dari PAH dapat ditentukan dengan cara menambahkan semua individu unit toksik. Konsep ESB dari US-EPA menunjukkan ketika jumlah unit toksik > 1 , makrozoobentos yang tergolong sensitif mungkin tidak dapat mentoleransi pengaruh dari polutan tersebut (Driscoll & Burgess, 2007).

Bioavailabilitas polutan di sedimen seperti: PAH, dieldrin, endrin, dan organik non-ion paling banyak diestimasi dengan menggunakan ESB. Adapun bioavailabilitas untuk poli klorinated bifenil (PCBs) dapat diestimasi dengan menggunakan teori potensi bioakumulatif (TBP). Kandungan karbon organik total (TOC) di sedimen sangat diperlukan guna menghitung normalisasi jumlah kontaminan per gram organik karbon, dan kemudian dibandingkan dengan nilai kronis akhir (FCV) untuk kontaminan yang bersangkutan (Ohio-EPA,2010). Contoh penghitungan bioavailabilitas untuk PAH, dan organik non-ion dengan menggunakan ESBs dapat dilihat di bawah ini:

1. PAH

Tahap pertama adalah mengubah nilai TOC menjadi fraksi karbon organik (foc) dengan cara membagi nilai TOC (%) dengan 100. Sebagai contoh:

nilai TOC di sedimen sebesar = 0,81%, maka nilai foc = 0,81%/100 = 0,0081

Tahap kedua yaitu membagi konsentrasi PAH yang terdeteksi dalam µg/g dengan nilai foc (Tabel 15)

Contoh:

$$\text{Naftalen} = 0,0894 \text{ } \mu\text{g/g} / 0,0081 = 11,04 \text{ } \mu\text{g/goc}$$

Tabel 15. Contoh untuk menghitung konsentrasi komponen PAH yang sudah dinormalisasi

PAH	Konsentrasi (µg/g)	foc	Konsentrasi yang sudah dinormalisasi (µg/goc)
Naftalen	0,0894	0,0081	11,04
Piren	0,1710	0,0081	21,11
Floranten	0,0806	0,0081	9,951
Benzo(a) piren	0,1640	0,0081	20,25

Sumber: Ohio-EPA (2010)

Tabel 16. Contoh perhitungan untuk menghitung Unit Toksik ESB

PAH	Konsentrasi yang sudah dinormalisasi ($\mu\text{g/goc}$)	Nilai kronis akhir ($\mu\text{g/goc}$)	Unit Toksik ESB
Naftalen	11,04	385	0,0287
Piren	21,11	697	0,0303
Floranten	9,951	707	0,0141
Benzo(a)piren	20,25	965	0,0210

Sumber: Ohio-EPA (2010)

Tahap ketiga yaitu menentukan unit toksik ESB (ESBTU) dengan cara membagi masing-masing nilai konsentrasi PAH yang telah dinormalisasi dengan nilai kronis akhir (FCV) (Tabel 16). Jika nilai dari masing-masing komponen PAH melebihi nilai konsentrasi maksimum seperti yang tertera dalam Lampiran 10, maka digunakanlah nilai konsentrasi maksimum. Contoh:

$$\text{Naftalen} = 11,04 \mu\text{g/goc} / 385 \mu\text{g/goc} = 0,0287 \text{ ESBTU}$$

Tahap keempat yaitu menjumlah keseluruhan dari nilai ESBTU.

$$\Sigma\text{SBTU} = 0,0287 + 0,0303 + 0,0141 + 0,0210 = 0,0941$$

Tahap kelima adalah menerapkan faktor ketidakpastian pada nilai ΣSBTU . Faktor ketidakpastian ini diterapkan karena pada ESB mengasumsikan sebagai “PAH total” yang jumlah keseluruhannya adalah 34 komponen PAH. Karena hanya empat yang dilakukan analisis, maka dikalikan dengan faktor ketidakpastian biasanya pada level 90 atau 95%. Pada bagian Lampiran 11 merupakan faktor ketidakpastian dari komponen PAH 13 atau 23. Karena hanya 4 komponen PAH yang dilakukan analisis, maka dapat dipilih faktor ketidakpastian PAH 13 yaitu 8,45 untuk persentil 90 dan 11,5 untuk persentil 95. Jika seluruh komponen dari PAH (34 jenis) dilakukan analisis, maka tidak diperlukan lagi perkalian dengan faktor ketidakpastian. Hasil dari perkalian antara ΣSBTU x Faktor ketidakpastian (persentil ke-90) menunjukkan hasil sebagai nilai ΣSBTU yang diatur:

$$\Sigma\text{SBTU yang diatur} = 0,0941 \times 8,45 = 0,795.$$

Jika nilai ΣSBTU yang diatur dari PAH < dari 1, maka PAH pada sedimen tersebut tidak bersifat toksik bagi kehidupan akuatik. Begitu juga sebaliknya, jika nilai ΣSBTU yang diatur > 1, maka PAH tersebut bersifat toksik bagi kehidupan akuatik. Hasil dari perhitungan di atas menunjukkan kecilnya PAH untuk memberikan toksisitas bagi kehidupan akuatik.

Chen dkk. (2013) menunjukkan rasio isomer dari PAH berupa konsentrasi fluoranten/(fluoranten+Piren) dapat digunakan untuk identifikasi sumber PAH di sedimen (pirogenik atau petrogenik). Jika nilai dari rasio isomer tersebut lebih tinggi dari 0,5 maka sumber PAH di sedimen berasal dari hasil pembakaran misalnya: rumput, kayu, atau batu bara. Nilai isomer PAH antara 0,4-0,5 menunjukkan kontaminasi PAH bersumber dari pembakaran minyak/petroleum. Sedangkan nilai kurang dari 0,4 menunjukkan kontaminasi PAH di sedimen bersumber dari kontaminasi minyak.

2. Kimia Organik Non-ion

Kimia organik non-ion seperti: benzena, pestisida, dan pelarut klorin masing-masing individunya memiliki sebuah faktor toksisitas seperti pada kimia lainnya. Namun khusus untuk kimia organik non-ion memiliki faktor *narcosis* relatif yang merupakan efek tambahan dengan keberadaan kimia organik non-ion lainnya. Oleh sebab itu, ketika mengevaluasi toksisitas dari kimia organik non-ion terhadap kehidupan akuatik, maka informasi toksisitas konvensional dan potensi *narcosis* perlu dilibatkan. Cara untuk menghitung potensi toksisitas pada kimia organik non-ion dapat dijelaskan sebagai berikut:

Tahapannya hampir sama dengan PAH khususnya tahap pertama dan kedua, namun pada tahap ketiga nilai dari kimia organik yang telah dinormalisasi dibagi dengan nilai toksisitas konvensional dan potensi *narcosis*. Nilai toksisitas konvensional dan potensi *narcosis* dapat dilihat dalam Lampiran 12. Contoh Perhitungan untuk mengetahui potensi toksisitas pada kimia organik non-ion dapat dilihat dalam Tabel 17.

Contoh:

$$\begin{aligned}\text{Benzen} &= 0,9526 \mu\text{g/goc} / 16 \mu\text{g/goc} = 0,595 \text{ konvensional ESBTU} \\ &= 0,9526 \mu\text{g/goc} / 660 \mu\text{g/goc} = 0,0014 \text{ narcosis ESBTU}\end{aligned}$$

Tabel 17. Perhitungan untuk menghasilkan potensi toksisitas pada kimia organik non-ion

Kimia organik non-ion	Konsentrasi yang sudah dinormalisasi ($\mu\text{g/goc}$)	Konsentrasi sedimen/ Faktor toksisitas konvensional ESB	Konsentrasi sedimen/Faktor narcosis ESB
Benzen	0,9526	0,0595	0,0014
Pentaklorobenzen	2,304	0,0329	0,0014
Tetraklorobenzen	0,5316	0,0130	0,0006
Malation	0,0129	0,1925	-

Sumber: Ohio-EPA (2010)

Tahap keempat adalah menjumlah semua nilai dari *narcosis* ESBTU.

$$0,0014+0,0014+0,0006 = 0,0034 \text{ narcosis } \Sigma\text{ESBTU}.$$

Konsensus yang dihasilkan adalah sebagai berikut: Jika konsentrasi kimia organik non-ion dibagi dengan faktor toksisitas ESB pada beberapa komponen individu < 1 , maka sedimen tersebut belum menunjukkan toksik bagi kehidupan akuatik. Namun sebaliknya jika hasilnya ≥ 1 , maka sedimen tersebut toksik bagi kehidupan akuatik. Hal yang sama juga berlaku untuk jumlah *narcosis* ESBTU jika < 1 menunjukkan sedimen tersebut tidak toksik bagi kehidupan akuatik. Namun jika jumlah ESBTU ≥ 1 , maka sedimen tersebut toksik bagi kehidupan akuatik. Dari perhitungan di atas menunjukkan kecilnya pengaruh dari kimia organik non-ion dalam memberikan toksisitas pada biota akuatik.

Kriteria kualitas sedimen (*Sediment Quality Criterial/SQC*) dalam bentuk konsentrasi total relatif masih diperlukan, karena analisis kimia lebih mudah dilakukan dalam bentuk fasa padat. Berbagai macam senyawa organik non-ion pada konsentrasi air pori sedimen dapat menimbulkan kematian dan pengaruhnya pada pertumbuhan maupun akumulasi bagi biota akuatik. Fenomena yang sama juga tampak ketika senyawa yang sama diterapkan pada percobaan *flow-through* maupun pengenceran sedimen dengan dengan air. Terjadinya kematian maupun

pengaruhnya pada pertumbuhan dan bioakumulasi dapat berkorelasi dengan karbon organik yang menormalisasinya dan konsentrasi bahan kimia pada fasa padat di sedimen. Karbon organik dapat melakukan kontrol utama pada bioavailabilitas dan potensi pengaruh biologi oleh bahan kimia organik non-ion di sedimen (DiToro dkk., 1991). Oleh karena itu, kriteria kualitas air (*Water Quality Criteria/WQC*) dapat digunakan untuk melihat efek/ pengaruh konsentrasi polutan yang terlarut dalam air pori dan untuk menghitung konsentrasi kimia yang dinormalisasi oleh karbon organik dalam fasa padat di sedimen. Hal ini merupakan pendekatan yang lazim digunakan untuk mendapatkan SQC yang berbasis pada EqP (Driscoll & Burgess, 2007).

Nilai kriteria kualitas sedimen (SQC) untuk senyawa organik non-ion hingga saat ini didasarkan pada teori kesetimbangan partisi (EqP) dan diturunkan dengan menggunakan nilai kronis akhir (FCV). Nilai kronis akhir dapat diperoleh dari dokumen kriteria kualitas air (WQC) dan koefisien partisi karbon organik (K_{oc}) dari bahan kimia tersebut. Kriteria kualitas sedimen yang berbasis pada keseimbangan partisi adalah upaya untuk menghitung bioavailabilitas senyawa organik non-ion berdasarkan penyerapan senyawa tersebut pada bahan partikulat karbon organik dan nilai rekomendasi US-EPA (konsentrasi substansi non-ion di sedimen yang tidak dapat ditoleransi oleh organisme bentik) (Hoke dkk., 1997).

Rumus untuk menghasilkan kriteria kualitas sedimen secara sederhana dapat dijabarkan sebagai berikut:

$$SQC_{oc} = K_{oc} \times WQC \text{ atau } ESG = K_{ow} \times FCV \text{ atau } K_p \times FCV$$

Dimana,

SQC_{oc} atau ESG (*Equilibrium Sediment Guideline*) = kriteria kualitas sedimen dari elemen yang dinormalisasi oleh karbon organik dengan menggunakan prinsip kesetimbangan (µg/ g_{oc})

K_{oc} = koefisien partisi dari karbon yang menormalisasi air-sedimen (L/g_{oc}).

K_{ow} = Koefisien distribusi oktanol-air, menunjukkan tingkat distribusi suatu senyawa di antara dua fasa yaitu: 1-oktanol dan air.

WQC = kriteria kualitas air ($\mu g/L$).

FCV = nilai kronis akhir ($\mu g/L$).

K_p = koefisien partisi untuk bahan kimia yang telah ditentukan (L/kg).

Berikut adalah contoh untuk menghasilkan nilai kriteria senyawa endrin dan PCB di sedimen adalah sebagai berikut:

1) Endrin

Diketahui $\log K_{ow}$ Endrin = 4,97 L/kg , $FCV = 0,05805 \mu g/L$.

Maka ESG Endrin = $(10^{4,97} L/kg_{oc}) * (10^{-3} kg_{oc}/g_{oc}) * (0,05805 \text{ Endrin } \mu g/L) = 5,4 \mu g \text{ endrin}/g_{oc}$

Dari nilai tersebut menunjukkan organisme benthik dapat terlindungi ketika konsentrasi endrin di sedimen $\leq 5,4 \mu g \text{ Endrin}/g_{oc}$ (US-EPA, 2000).

2) PCB

Diketahui kriteria kualitas air untuk PCB guna melindungi hewan predator pemakan ikan terhadap bioakumulasi sebesar $0.001 \mu g/l$.

Nilai K_{ow} untuk PCB = $10^{6,14}$ atau $1.380.384.3 l/kg$, maka

Kriteria sedimen untuk PCB yang dinormalisasi karbon organik adalah

$$\begin{aligned} SQC_{oc} &= K_{ow} \times WQC \\ &= 0.001 \mu g/l \times 1.380.384.3 l/kg \times 1 kg/1000 g OC \\ &= 1,38 \approx 1,4 \mu g/gOC \end{aligned}$$

(Catatan: nilai $1 kg/1000 g OC$ merupakan faktor konversi)

Dari nilai tersebut dapat diketahui konsentrasi PCB di sedimen tidak melebihi $1,4 \mu g$ untuk setiap gram karbon organik dalam sedimen. Untuk menerapkan nilai ini pada tempat spesifik, maka konsentrasi karbon organik harus diketahui. Jika sampel sedimen diketahui

mengandung 3% karbon organik, maka kriteria PCB di sedimen pada tempat spesifik sebagai berikut:

$$SC = SQC_{OC} \times f_{OC}$$

$$f_{OC} = 3\% \text{ OC/kg sedimen} = 30 \text{ gOC/kg}$$

$$PCB \text{ SC} = 1.4 \text{ } \mu\text{g/gOC} \times 30 \text{ gOC/kg} = 42 \text{ } \mu\text{g PCB/kg sedimen}$$

Dari kriteria yang dihasilkan, jika konsentrasi PCB sebesar 42 μg /kg sedimen dengan konsentrasi karbon organik > 3%, maka tidak menunjukkan risiko pada hewan predator tersebut mengkonsumsi ikan dari lokasi yang telah terkontaminasi PCB (Pataki & Cahill, 1999).

Sekilas tampak bahwa untuk menghitung kriteria kualitas sedimen hanya cukup membutuhkan nilai kriteria kualitas air atau nilai kronis akhir dan koefisien partisi karbon yang menormalisasi sedimen-air (Adam dkk., 1992). Kadang kala beberapa peneliti lebih senang menyebutkan SQC (*sediment quality criteria*) atau sebagian menyebutkan SQG (*sediment quality guideline*) guna menyusun sebuah nilai kualitas sedimen. Pada prinsipnya penggunaan kedua istilah tersebut merupakan sinonim dan dapat dipertukarkan penggunaannya (MacDonald, 1994a).

Kelebihan dari penggunaan EqP ini adalah kemampuannya untuk diterapkan pada skala yang lebih luas dari berbagai macam ekosistem karena sudah mempertimbangkan faktor variabel lingkungan yang sifatnya *site* spesifik dalam mengontrol bioavailabilitas polutan di sedimen (misalnya: karbon organik total /TOC atau *acid volatile sulfide*/AVS). Di samping itu, untuk menghasilkan pedoman kualitas sedimen relatif mudah yaitu hanya membutuhkan ketersediaan data kriteria kualitas air (WQC) yang mungkin bersifat spesifik pada masing-masing tempat dan nilai koefisien partisi kontaminan di sedimen/air. Penggunaan EqP ini sudah banyak digunakan oleh agen regulator lingkungan dalam mengidentifikasi beratnya kontaminasi polutan di sedimen.

Beberapa kekurangan dari metode EqP ini adalah masih sedikitnya WQC terutama untuk kimia organik yang bersifat non-ion dan keterbatasan validasi di lapang (Adam dkk., 1992). Di samping itu, hasil nilai SQG yang dihasilkan belum mampu mencerminkan pengaruh

sinergi maupun antagonis dari tambahan kontaminan yang ada dalam sedimen. SQG untuk logam dengan menggunakan pendekatan EqP masih dalam taraf pengembangan, namun untuk polutan organik non-ion sudah banyak menggunakan pendekatan ini. Keterbatasan EqP ini dalam menghasilkan kriteria kualitas sedimen dapat dibaca lebih lanjut pada Pataki dan Cahill (1999).

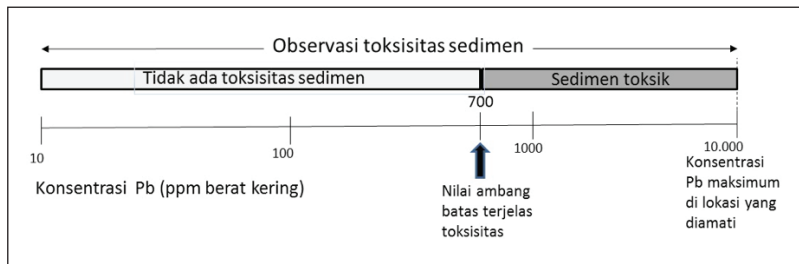
H. Ambang Batas Efek Terjelas (*Apparent Effect Threshold/ AET*)

Penggunaan AET telah ada dalam program penyusunan nilai kualitas sedimen guna melindungi kehidupan akuatik di daerah Puget Sound USA. AET didasarkan pada hubungan antara konsentrasi kontaminan di sedimen dengan pengaruh biologi yang diamati secara langsung terutama pada organisme benthik. Definisi dari AET adalah konsentrasi kontaminan dalam sedimen di bawah dari nilai yang secara statistik efeknya berpengaruh secara signifikan ($p < 0,05$) pada komponen biologi yang selalu terjadi (misalnya pada uji toksisitas mortalitas Amphipoda maupun penurunan jumlah taksa dan kelimpahan makrozoobentos di sedimen) (USEPA, 1992). Pendekatan dengan metode ini didasarkan pada cukupnya ketersediaan data empiris (lapang dan laboratorium) yang digunakan untuk mengidentifikasi konsentrasi kimia di atas dari efek biologi yang merugikan selalu dilakukan. Nilai AET diperoleh dengan cara membandingkan efek biologi yang dihasilkan dengan data set kimia dari sampel yang dikumpulkan dari lapang. Analisis statistik uji beda nyata dilibatkan pada data konsentrasi bahan kimia dan efek biologi yang merugikan selalu diamati ($P < 0,05$), dengan demikian nilai AET dapat ditetapkan. Nilai AET didasarkan pada normalisasi berat kering konsentrasi kontaminan untuk logam atau berat kering, atau normalisasi total organik karbon (TOC) untuk substansi organik.

Pendekatan dengan menggunakan AET membutuhkan cukupnya sedimen yang berfungsi sebagai kontrol. Data yang dibutuhkan mungkin berasal dari berbagai macam organisme dan uji biologi yang dilakukan guna mendapatkan data efek biologi. Didalamnya mungkin mencakup survei di lingkungan dengan menggunakan komunitas benthik yang hidup di sedimen maupun uji toksisitas dengan *bulk* sedimen.

Tahap penghitungan nilai AET untuk masing-masing kimia dan indikator biologi yang digunakan biasanya melibatkan tiga proses yaitu;

- 1) Sinkronisasi antara data kimia dengan data efek biologi dari sejumlah sampel sedimen dari lapang. Pada tahap ini dilakukan analisis kimia sedimen, pengukuran gangguan pada organisme makrozoobentos, dan uji toksisitas dengan *bulk* sedimen.
- 2) Mengidentifikasi lokasi sedimen yang dinyatakan terkena dampak maupun tidak. Untuk masing-masing sampel sedimen dilakukan pengujian pengaruh biologinya yang berbeda secara signifikan dengan situs yang masih dinyatakan “bersih” (kondisi rujukan).
- 3) Penentuan nilai AET untuk masing-masing bahan kimia yang akan dikaji. Kegiatan ini dilakukan dengan cara mengurutkan data dari lokasi yang dinyatakan tidak terpengaruh (tidak menunjukkan efek biologi) dan konsentrasi tertinggi dari sedimen tersebut digunakan sebagai nilai AET (tidak secara signifikan berbeda efek dengan lainnya). Dari nilai AET tersebut kemudian dievaluasi kembali tentang konsistensi, akurasi dan sensitivitasnya (Barrick dkk., 1989). Penjelasan dari penentuan nilai AET secara ringkas dapat dilihat dalam Gambar 17.



Sumber: Barrick dkk. (1989)

Gambar 17. Contoh penentuan nilai AET untuk logam Pb di sedimen selama uji toksisitas. Nilai kualitas sedimen untuk logam Pb berdasarkan pendekatan AET adalah 700 ppm.

Penggunaan metode AET dapat berfungsi sebagai alat seleksi guna mengevaluasi kontaminasi sedimen pada suatu daerah dan mendefinisikan

berbagai macam polutan yang berpotensi menimbulkan gangguan pada makhluk hidup. Keunggulan dari AET adalah kemampuannya dalam menampakkan pengaruh biologi yang diamati pada skala yang lebih luas (area, spesies, dan macam pengaruh biologi yang ditimbulkan) yang berasal dari survei lapang maupun uji toksisitas sedimen di laboratorium. Kekurangan dari metode AET ini adalah tidak akurat dalam prediksi kontaminan penyebab efek biologi yang ditimbulkan. Data empiris yang digunakan untuk menghasilkan nilai AET tidak memungkinkan dipisah pengaruh kimianya secara individu, karena berasal dari data lapang yang sumber kontaminasinya beraneka macam. Implementasi AET di daerah lainnya mungkin membutuhkan penambahan pengumpulan data yang lebih banyak lagi. Nilai yang dihasilkan dari AET mungkin bersifat proteksi berlebihan. Hal ini mungkin terjadi ketika substansi lainnya bergabung dengan substansi lainnya yang bertanggung jawab terhadap efek biologi yang merugikan.

I. Seleksi Tingkat Konsentrasi Kontaminan (SLC)

Salah satu konsep untuk memprediksi potensi bioavailabilitas polutan di sedimen dan penyusunan pedoman kualitas sedimen yaitu dengan SLC. Konsep SLC sebagian besar bersumber dari kajian hubungan kisaran konsentrasi kimia yang terakumulasi di sedimen dengan seringnya efek negatif yang ditimbulkan pada biota akuatik atau lazim disebut sebagai hubungan sebab-akibat. Selama ini dalam penyusunan SQG dengan menggunakan SLC relatif sesuai keperluan untuk melindungi kehidupan organisme benthik hampir 95% terhadap kontaminasi logam dan organik tertinggi. Namun untuk melindungi kehidupan ikan sejauh ini masih belum dilakukan evaluasi secara mendalam. Pendekatan SLC ini hampir mirip dengan AET yang sama-sama membutuhkan cukupnya basis data konsentrasi kimia yang mampu menghasilkan efek biologi yang merugikan. Perbedaannya hanya cara untuk menetapkan nilai kualitas sedimen, pada SLC didasarkan perhitungan persentil. Pendekatan dengan SLC dapat meminimalkan adanya pengaruh dari perbedaan metode *sampling*, desain *sampling*, analisis, maupun metode kontrol kualitas.

Nilai SLC ditentukan dengan menggunakan basis data yang berisi informasi tentang konsentrasi kontaminan tertentu dalam sedimen dan keberadaan organisme bentik dalam sedimen yang sama. Seleksi tingkat konsentrasi untuk spesies/(SSLC) ditentukan dengan cara memplotkan distribusi frekuensi dari seluruh konsentrasi kontaminan pada semua situs/lokasi, dimana spesies organisme bentik tersebut masih ditemukan/ada. Minimal data yang diperlukan untuk menyusun SSLC adalah sepuluh situs. Setelah data diurutkan maka ditetapkan persentil ke-90 sebagai nilai SSLC untuk spesies yang diteliti. Adapun nilai SLC ditetapkan dengan menggunakan persentil ke-5 yang menunjukkan 95% dari spesies yang ada mampu mentolerir konsentrasi kontaminan yang ada. Metode SLC sekarang ini lebih banyak diadopsi oleh beberapa negara antara lain: Canada, Australia, Belanda, Belgia, dan Hongkong guna menghasilkan pedoman kualitas sedimen.

Penggunaan SLC mengalami pengembangan lebih lanjut dengan adanya penggabungan dengan metode lainnya misalnya: EqP, uji toksisitas sedimen, dan berbagai macam pendekatan yang mensinkronkan antara konsentrasi kontaminan di lapang dengan efek biologi yang ditimbulkan (misalnya AET, SQT). Penggabungan metode tersebut di atas guna menghasilkan pedoman kualitas sedimen untuk daerah pesisir melalui program kerja dari *National Status and Trends Program* (NSTP) dan *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) dikenal dengan pendekatan bobot kejadian (*weight of evidence*/WoE). Istilah dari WoE ini akhirnya berkembang yang dapat didefinisikan sebagai gambaran kesimpulan yang didasarkan pada keseluruhan informasi dari masing-masing bukti-bukti yang tersedia (*line of evidence*/LOE) dan adanya hubungan/interelasi didalamnya. Penjelasan dari WoE ini secara rinci akan dijelaskan pada interpretasi kualitas seimen Triad (SQT).

Hasil pengembangan SLC dapat dihasilkan dua konsensus antara lain: 1) Konsentrasi ambang batas (*threshold effect level concentration*/TEL), yaitu konsentrasi di bawah efek merugikan jarang atau tidak pernah terjadi dan merupakan nilai konsentrasi tingkat tinggi guna melindungi biota akuatik. 2) Konsentrasi kemungkinan efek merugikan sering terjadi (*Probable effect level concentration*/PEL) yang merupakan

nilai konsentrasi tingkat rendah dalam memberikan perlindungan bagi biota akuatik. Umumnya efek merugikan/toksisitas terjadi kurang dari 10% ketika nilainya di bawah dari TEL, dan lebih dari 50-75% terjadi toksisitas ketika nilainya melebihi PEL. Nilai di antara TEL dan PEL (>TEL dan <PEL) mengindikasikan efek biologi yang meragukan atau kadang-kadang terjadi (Mac Donald, 1994b).

Penentuan nilai PEL dan TEL dapat dilakukan dengan jalan membagi data menjadi dua bagian yaitu: konsentrasi polutan yang menimbulkan pengaruh toksisitas dengan yang tidak menimbulkan gejala toksisitas. Masing-masing data tersebut diurutkan mulai yang terkecil hingga terbesar. Nilai TEL dihitung dengan menggunakan nilai rerata geometri persentil ke 15 dari set data efek dengan nilai persentil ke 50 dari set data tidak ada efek toksisitas. Sedangkan nilai PEL dihasilkan dari nilai rerata geometri persentil ke 50 dari efek data dan persentil ke 85 dari set data tidak ada efek toksisitas. Secara matematis rumus dari nilai TEL dan PEL adalah sebagai berikut:

$$TEL = \sqrt{EDS - L.NEDS - M}$$

Di mana,

TEL = Konsentrasi ambang batas

EDS-L = Persentil ke 15 dari set data efek.

NEDS-M= Persentil ke 50 dari set data tidak ada efek.

$$PEL = \sqrt{EDS - M.NEDS - H}$$

Di mana,

PEL = Konsentrasi kemungkinan efek merugikan sering terjadi

EDS-M = Persentil ke 50 dari set data efek.

NEDS-H = Persentil ke 85 dari set data tidak ada efek (Mac Donald, 1994a).

Secara spesifik nilai TEL mengindikasikan lebih dari 75% sampel sedimen secara riil dilaporkan dinyatakan tidak toksik, sedangkan nilai

PEL mengindikasikan lebih dari 75% dari sampel sedimen menunjukkan toksisitas (Long & MacDonald, 1998; Mac Donald, 1994a).

Pendekatan SLC ini juga digunakan oleh Kementerian Lingkungan Hidup Quebec dalam mengembangkan SQG dengan contoh kasus dari Sungai St. Lawrence. Hasil dari pendekatan SLC tersebut ada dua nilai yang terbentuk: yaitu ambang batas efek minimal (*Minimum Effect Threshold*/MET) dan ambang batas efek toksik (*Toxic Effect Threshold*/TET). Nilai MET diperoleh dari persentil ke 15 dari efek data, sedangkan nilai TET dari persentil ke 90 dari masing masing substansi kimia yang diuji. Oleh sebab itu,, nilai MET dan TET menghasilkan perlindungan 85% dan 10 % dari spesies dalam basis data. Lebih lanjut, Kementrian Lingkungan Hidup Ontario menghasilkan dua nilai SQG dengan nama nilai tingkat efek terendah (LEL) dan tingkat efek berat (SEL) dengan melalui pendekatan SLC ini (McDonald dkk., 2003).

Kelebihan dari pendekatan SLC ini adalah fleksibel dan kemudahan dalam memanfaatkan ketersediaan data informasi toksisitas maupun efek biologi yang merugikan yang berasal hasil dari pengukuran di lapang. Kondisi ini dapat digunakan untuk mengembangkan pedoman kualitas sedimen hampir untuk semua jenis kontaminan yang ada di ekosistem laut maupun tawar. Penerapan SLC ini memiliki beberapa asumsi yang dapat membatasi penerapannya untuk menghasilkan pedoman kualitas sedimen. Pertama, pendekatan ini mengasumsikan bahwa distribusi organisme bentuk berhubungan erat dengan tingkat kontaminan yang diukur di sedimen. Adanya pengaruh faktor-faktor lain selain kontaminan yang tidak terukur, kondisi habitat (yaitu: ukuran butir, kecepatan arus air, gradien salinitas, dll), dan interaksi antar spesies tidak secara eksplisit dipertimbangkan. Kedua, pendekatan SLC berasumsi bahwa efek biologis yang merugikan dari kontaminan diwakili hanya dengan tidak munculnya spesies dari situs tertentu. Informasi tentang hubungan dosis dengan respons, yang dimasukkan dengan menggunakan data tingkat populasi atau efek subletal sebagian besar diabaikan. Selanjutnya, SLC mengasumsikan bahwa basis data yang tersedia meliputi konsentrasi kontaminan selama rentang penuh toleransi spesies (Mac Donald, 1994b).

Beberapa kekurangan dari penerapan SLC ini antara lain: 1) Pada SLC tidak memungkinkan melihat hubungan secara langsung sebab-akibat dari satu kontaminan terhadap biota bentik. Kontaminan di lapang jarang sekali hadir sebagai komponen tunggal, namun merupakan interaksi dari berbagai macam campuran kontaminan yang ada. Oleh karena itu, SLC didasarkan pada hubungan antara konsentrasi kimia dan efek biologis yang ditimbulkan di lapang. 2) Perbedaan dalam teknik pengambilan sampel dapat menghasilkan bias pada hasil analisisnya (misalnya: pengambilan sampel dengan cara dikeruk dapat menghasilkan bias ketika substratnya banyak mengandung batu dan pengaruhnya terhadap komposisi dan kelimpahan spesies yang sesil). 3) Menyangkut persyaratan dari SLC yang memerlukan informasi tentang konsentrasi kontaminan di sedimen sekurangnya sepuluh situs. Beberapa ilmuwan menyarankan bahwa dua puluh situs akan menunjukkan hasil yang lebih baik. Untuk banyak kontaminan, data ini mungkin belum tersedia. Oleh karena itu, pengembangan pedoman kualitas sedimen membutuhkan desain dan pelaksanaan program pengumpulan data yang berpotensi mahal. SLC dihitung untuk kontaminan tertentu sangat tergantung pada kualitas dan kuantitas data yang tersedia. Penilaian basis data akan sulit tanpa informasi pengetahuan sebelumnya pada kepekaan spesies yang diduga terpengaruh.

J. Pendekatan Kisaran Efek (*Effect Range Approach/ERA*)

Penggunaan ERA dalam menghasilkan SQG ini diformulasikan sebagai alat untuk menilai potensi bahan kimia terpilih dalam memberikan pengaruh merugikan bagi organisme makrozoobentos melalui pengujian dari *National Status and Trends Program* (NSTP). Proses yang digunakan dalam menyusun SQG ini melibatkan beberapa tahapan antara lain: perolehan data sebagai kandidat untuk digunakan sebagai data efek, *review* dan evaluasi data yang ada, pengumpulan data yang dapat diterima ke dalam basis data proyek, dan analisis data guna menetapkan SQG. Pengumpulan data dapat bersumber dari sumber pustaka yang telah tersedia maupun komunikasi peneliti yang berkecimpung dalam

bidang penilaian kualitas sedimen. Data yang telah terkumpul kemudian dilakukan *review* dan evaluasi guna menentukan dapat digabungkannya dengan data lainnya. Evaluasi tersebut juga digunakan untuk menentukan tingkat kepercayaan antara konsentrasi kimia yang ada pada sedimen dengan data efek biologi yang ditimbulkan. Data yang menunjukkan tidak adanya pengaruh yang merugikan dapat dikategorikan sebagai kondisi konsentrasi latar belakang. Data yang menunjukkan data efek saja yang digunakan untuk menghitung SQG.

Long dan Morgan (1991) dalam menyusun SQG, data efek biologi dikumpulkan dari ekosistem air tawar, estuarin, maupun laut. Nilai SQG didapat dengan cara data tersebut diurutkan konsentrasinya dari yang terendah hingga tertinggi. Nilai persentil ke 10 dan 50 dari data efek ditetapkan sebagai nilai kisaran efek rendah (ERL) dan nilai kisaran efek median/tengah (ERM). Nilai ERL mewakili nilai ambang batas terendah yang menunjukkan frekuensi pengaruh biologi pada organisme jarang terjadi, sedangkan nilai ERM menunjukkan nilai ambang batas kedua di atas dari pengaruh merugikan pada organisme sering terjadi. Sama dengan pendekatan yang dilakukan oleh Long dan Morgan (1991) dalam menghasilkan nilai ERL dan ERM, Ingersoll dkk., (1996) menetapkan persentil ke 15 sebagai ERL dan persentil 50 sebagai ERM untuk ekosistem air tawar.

Pendekatan dengan kisaran efek guna menghasilkan SQG tidak terlepas dari sejumlah kelebihan dan kekurangan yang ada. Kelebihan dari pendekatan kisaran efek ini secara umum relatif sama dengan pendekatan SLC. Kelebihan lainnya antara lain: sudah memberikan informasi tentang bobot kejadian, telah memperhitungkan pengaruh dari campuran kontaminan, dan menyediakan data rangkuman untuk evaluasi sedimen.

Adapun kekurangan dari metode ini dalam menghasilkan SQG adalah membutuhkan basis data yang cukup banyak guna mensinkronkan kimia sedimen dan pengaruh biologi yang ditimbulkan, tidak menunjukkan hubungan sebab-akibat, dan potensi bioakumulasi bioavailabilitas belum dilibatkan dalam perhitungan.



BAB VII

PEDOMAN KUALITAS SEDIMEN

Keberadaan kimia kontaminan di sedimen telah lama dihubungkan dengan efek/pengaruh biologi yang ditimbulkan makhluk hidup guna mengembangkan ambang batas toleransi substansi kimia tersebut boleh atau ada di lingkungan. Sebagai contoh: pengaruh yang ditimbulkan terhadap pertumbuhan organisme, reproduksi, atau struktur komunitas yang dihubungkan dengan keberadaan konsentrasi kimia spesifik di sedimen (basis konsentrasi berat kering) guna menetapkan ambang batas toksisitas pada tempat dan substansi spesifik. Dengan data korelasi tersebut dapat dimungkinkan disusun sebuah pedoman kualitas sedimen guna memprediksi kemungkinan terjadinya risiko toksikologi yang ditimbulkan dari sedimen tersebut. Oleh sebab itu, negara-negara maju telah berupaya untuk melindungi kehidupan biota akuatik, hewan liar, maupun kesehatan manusia dengan cara menyusun kriteria kualitas sedimen (McCauley dkk., 2000).

Beberapa istilah yang sering dijumpai dalam kaitannya dengan nilai numerik kimia sedimen yang dihasilkan antara lain: “*objectives*”, “*guideline*/pedoman”, “kriteria”, dan standar. Istilah pedoman dan kriteria pada sedimen merupakan konsentrasi numerik atau pernyataan narasi yang direkomendasikan untuk mendukung dan memelihara nilai

Buku ini tidak diperjualbelikan.

guna dari sedimen. Sebagai contoh kondisi yang tidak menunjukkan pengaruh yang membahayakan bagi udang *mysid* pada sedimen ketika konsentrasi seng (Zn) maksimumnya di bawah 0.166 mg/L. Oleh sebab itu, penggunaan istilah “kriteria” dan “pedoman” oleh beberapa peneliti menunjukkan sebuah sinonim dan dapat dipertukarkan. Istilah “*objective*” merupakan konsentrasi numerik atau pernyataan narasi yang ditetapkan guna mendukung dan melindungi nilai guna sedimen pada suatu tempat/lokasi spesifik. Misalnya konsentrasi rerata Zn di estuari A tidak diperkenankan melebihi 0,05 mg/L. Sedangkan istilah “standar” termasuk dalam kriteria “*objective*” yang diakui dalam hukum pengendalian lingkungan dan dilaksanakan oleh tingkat pemerintah (MacDonald, 1994b). Misalnya konsentrasi Zn di sedimen pada daerah Surabaya atau negara Indonesia tidak melebihi dari 0,086 mg/L. Burton (2002) menyebutkan istilah yang lebih tepat dari “*objective*”, pedoman, maupun kriteria adalah nilai kualitas sedimen (*sediment quality values*/SQVs), karena nilai tersebut berguna untuk tujuan seleksi dalam menetapkan sebuah kisaran substansi kimia spesifik. Adanya perbedaan dalam terminologi misalnya kriteria versus nilai mungkin tidak begitu penting, namun istilah kriteria memiliki kejelasan peraturan, implikasi hukum, dan tidak digunakan secara sembarangan. Adanya variasi yang kadang kala besar di SQVs untuk logam maupun polutan lainnya menunjukkan kenyataan bahwa banyak faktor yang memengaruhi kemungkinan efek terjadi di lingkungan, risiko, maupun ketidakpastian dari SQVs. Di samping itu, masing-masing SQVs juga mengandung tingkat ketidakpastian yang melekat dengan metodologi tertentu (Burton, 2002; CCME, 1995).

SQVs untuk substansi logam dan metaloid yang digunakan oleh pihak/agensi yang berwenang sebagian besar didasarkan pada tiga pendekatan yaitu: 1) AET misalnya digunakan oleh Washington State Departemen Ekologi, 2) Seleksi tingkat konsentrasi kontaminan (SLC) yang diadopsi oleh Kementerian Lingkungan Hidup Ontario di Kanada; dan 3) Kisaran efek rendah (*effects range low*/ERL), efek kisaran tengah/median, (*effects range median*/ERM) atau menggunakan tingkat (misalnya: tingkat efek ambang batas/*threshold effects level*/TEL), dan

tingkat kemungkinan efek (*probable effects level/PEL*) yang merupakan pendekatan empiris yang diadopsi oleh Departemen Perlindungan Lingkungan Hidup Florida, Lingkungan Kanada, Dewan Lingkungan dan Konservasi Australia dan Selandia Baru, dan Hong Kong (Chapman dkk., 1999).

Scimshaw dkk. (2007) lebih lanjut menyebutkan peran penting dari pedoman kualitas sedimen (*sediment quality guidelines/SQG*) dalam manajemen sedimen yaitu: untuk membantu menunjukkan pola kontaminasi substansi kimia secara spasial maupun temporal dan kemungkinan dampak/pengaruh yang ditimbulkan oleh kontaminan tersebut. Pedoman kualitas sedimen (SQG) merupakan tahap seleksi awal dalam pengambilan keputusan guna menunjukkan tempat kemungkinan adanya pengaruh biologi yang merugikan. Peran kedua dari SQG yaitu merupakan bagian dari penilaian risiko lingkungan dalam skema tahap penilaian. Pada peran kedua ini termasuk didalamnya mencakup: kemungkinan adanya dampak pada skala populasi atau komunitas, estimasi risiko ekologi, tahap seleksi untuk menilai dampak dari aktivitas pengerukan sedimen maupun untuk tujuan remediasi dan restorasi. Di samping itu, Scimshaw dkk. (2007) juga menambahkan keterbatasan penggunaan SQG antara lain: 1) SQG umumnya cocok digunakan untuk tipe perairan danau maupun kolam atau rendahnya gradien dari sungai (hilir), 2) SQG mungkin dibutuhkan untuk perairan estuarin, 3) SQG mungkin tidak cocok diterapkan pada habitat pengendapan lahan basah atau sistem perairan yang mengalami modifikasi tinggi, 4) SQG tidak cocok untuk diterapkan pada lokasi yang non *depositional* maupun lingkungan tererosi.

Sorell dan McEvoy (2013) menambahkan bahwa penyusunan SQG ini sebagai usaha untuk identifikasi ambang batas individu kimia ketika berlebih, menunjukkan pengaruh merugikan pada komunitas makrozoobentos, maupun menimbulkan gejala toksisitas. Oleh sebab itu, SQG sering kali digunakan sebagai justifikasi usaha untuk pemberantasan kontaminasi polutan di lingkungan perairan.

Secara umum SQG dihasilkan dari dua pendekatan yaitu secara empiris dan mekanistik. Pendekatan empiris biasanya dihasilkan dari

kumpulan basis data konsentrasi kontaminan dan pengaruh efek biologi merugikan yang dihasilkan dari kondisi di lapang. Dari kisaran basis data tersebut kemudian diurutkan berdasarkan persentil maupun pendekatan lainnya guna menghasilkan sebuah kisaran dari efek konsentrasi. Pendekatan empiris untuk menghasilkan SQG ini antara lain: nilai AET, SLC, ERM dan sebagainya. Pendekatan mekanistik didasarkan pada pemahaman bioavailabilitas substansi kimia di sedimen dan menentukan keberadaan dari substansi tersebut cukup untuk menghasilkan kejadian toksisitas atau efek biologi yang merugikan. Biasanya dalam pendekatan mekanistik ini lebih banyak dilakukan di dalam laboratorium. Contoh pendekatan dari pendekatan mekanistik ini antara lain: TIE, uji toksisitas sedimen spiked, EqP, dan sebagainya (Burgess dkk., 2012).

Beberapa negara maju seperti Amerika dan Kanada telah mengembangkan beberapa pedoman kualitas sedimen guna melindungi kehidupan biota akuatik maupun tujuan restorasi ketika sedimen tersebut dinyatakan berbahaya bagi makhluk hidup. Keberadaan baku mutu tersebut diperlukan untuk membantu membuat keputusan misalnya kelayakan sedimen tersebut dibuang secara terbuka di laut, perlindungan terhadap kesehatan manusia, kontrol dari sumber polusi, dan remediasi dari *site* yang telah terkontaminasi (Adam dkk., 1992). Sebagai contoh Kanada telah mengembangkan pedoman kualitas sedimen guna melindungi ekosistem akuatik terhadap kontaminasi logam berat, organik, dan nutrisi (substansi yang mendorong terjadinya *blooming* alga). Tiga kategori kualitas sedimen yang dihasilkan yaitu: tingkat tidak ada efek (*no effect level*/NEL), efek terendah (*lowest effect level* LEL), dan efek terberat (*severe effect level*SEL). Besarnya konsentrasi NEL, LEL dan SEL secara rinci ditampilkan dalam Tabel 18.

Nilai NEL didasarkan pada rendahnya konsentrasi kimia yang memungkinkan kontaminan tersebut tidak dilepaskan melalui rantai makanan maupun pengaruhnya pada kualitas air. Di samping itu nilai NEL menunjukkan konsentrasi kimia yang tidak berpengaruh pada kehidupan ikan maupun organisme yang hidup di dasar sedimen (misalnya makrozoobentos). Konsentrasi kontaminan dalam sedimen yang masih memenuhi NEL dinyatakan bersih dan keputusan untuk mengelola/

Tabel 18. Pedoman kualitas sedimen untuk daerah Ontario Canada

Jenis Kontaminasi	Konsentrasi ($\mu\text{g/g}$) atau ppm berat kering		
	NEL	LEL	SEL
Logam:			
Arsen	-	6	33
Cadmium	-	0,6	10
Chromium	-	26	110
Tembaga	-	16	110
Besi (%)	-	2	4
Plumbum	-	31	250
Mangan	-	460	1100
Merkuri	-	0.2	2
Nikel	-	16	75
Seng	-	120	820
Nutrien:			
TOC (%)	-	1	10
TKN	-	550	4800
TP	-	600	2000
PCBs dan Pestisida organochlorin.			
Aldrin	-	0,002	8
BHC	-	0,003	12
α -BHC	-	0,006	10
β -BHC	-	0,005	21
γ -BHC	0,0002	0,003	1
Chlordan	0,005	0,007	6
DDT (total)	-	0,008	12
op+pp-DDT	-	0,008	71
pp-DDD	-	0,005	6
pp-DDE	-	0,002	19
Dieldrin	0,0006	0,003	91
Endrin	0,0005	0,02	130
HCB	0,01	-	24
Heptachlor	0,0003	0,005	-
Hepoxida	-	0,007	5
Mirex	-	0,07	130
PCBs (total)	0,01	0,06	530
PCB 1254	-	0,05	34
PCB 1248	-	0,007	150
PCB 1016	-	0,005	53
PCB 1260	-	0,005	24

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Jenis Kontaminasi	Konsentrasi ($\mu\text{g/g}$) atau ppm berat kering		
	NEL	LEL	SEL
Poli Aromatik Hidrokarbon (PAH)			
Anthrasen	-	0,220	370
Benz(a)anthrasen	-	0,320	1.480
Benzo(k)flouranten	-	0,240	1.340
Benzo(a)pyren	-	0,370	1.440
Benzo(g,h,i)perylene	-	0,170	320
Chrysen	-	0,340	460
Dibenzo(a,h) anthrasen	-	0,060	130
Flouranthen	-	0,750	1.020
Flouren	-	0,190	160
Indeno(1,2,3-cd)pyren	-	0,200	320
Phenanthren	-	0,560	950
Pyren	-	0,490	850
PAH(total)	-	4	10.000

Sumber: Giesy dan Hoke (1990)

restorasi lingkungan mungkin tidak diperlukan. Nilai LEL dan SEL didasarkan pada studi yang dilakukan dalam jangka waktu yang lama pengaruh dari kontaminan pada kehidupan organisme yang hidup di sedimen. Nilai LEL pada sedimen menunjukkan tingkat kontaminan yang tidak berpengaruh pada sebagian besar organisme yang hidup di sedimen. Kualitas sedimen yang memenuhi nilai LEL umumnya dikategorikan bersih hingga tercemar ringan. Kontaminasi pencemar organik di sedimen misalnya: PCBs dan pestisida pada kisaran nilai NEL dan LEL, maka pembuangan sedimen tersebut tidak boleh dilakukan di tempat yang memiliki kategori NEL atau lebih baik. Kontaminan yang melebihi nilai LEL perlu pengujian lebih lanjut dan rencana pengelolaannya. Nilai SEL menunjukkan kualitas sedimen tercemar berat dan kemungkinan dampaknya yang besar bagi kesehatan biota di sedimen. Jika konsentrasi kontaminan di sedimen melebihi nilai SEL maka diperlukan pengujian lebih lanjut guna menetapkan toksisitas akut dari sedimen tersebut. Rencana pengelolaan dapat berupa pengaturan sumber-sumber kontaminasi dan pengangkatan sedimen.

Penentuan nilai LEL dan SEL didasarkan pada nilai persentil ke 5 dan 95 dari data *base level screening concentration* (SLC). Dari

tiga kategori kualitas sedimen di atas, memudahkan para pengambil keputusan untuk menentukan:

- 1) Kapan sedimen tersebut dinyatakan bersih.
- 2) Seberapa besar kontaminan yang ada di sedimen masih dapat diterima dalam jangka waktu pendek, hingga sumber kontaminasi tersebut dapat dikontrol dan rencana pembersihan (*clean up*) akan dimulai.
- 3) Konsentrasi berapa dari kontaminan yang ada dinyatakan tercemar berat dan sedimen tersebut perlu dilakukan pengangkatan atau penutupan dengan lapisan sedimen yang lebih bersih atau yang disebut dengan *capping* (Persaud, Jaagumagi, & Hayton, 1993).

Hampir mirip dengan pedoman kualitas sedimen yang telah dikembangkan sebelumnya (PEL dan SEL), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) telah menghasilkan dua nilai yaitu kisaran efek rendah (ERL) dan kisaran efek tinggi (ERM). Dari dua nilai tersebut dapat dibagi menjadi tiga kategori yaitu nilai konsentrasi di bawah dari nilai ERL yang menunjukkan efek biologi merugikan yang jarang sekali terjadi. Nilai antara ERL dan ERM menunjukkan efek biologi yang merugikan kadang-kadang terjadi, dan nilai di atas atau sama dengan ERM menunjukkan efek biologi yang merugikan sering kali terjadi. Dari nilai tersebut dapat dibuat tiga kategori umum yaitu: nilai kurang dari ERL dapat dianggap belum mengalami pencemaran, nilai antara ERL dan ERM menunjukkan tercemar sedang, dan nilai di atas ERM menunjukkan tercemar berat (Chen dkk., 2013).

Giesy dan Hoke (1989) telah merangkum beberapa pedoman kualitas sedimen untuk tujuan regulasi dan manajemen kontaminasi polutan yang terakumulasi di sedimen. Pada tahun 1973 hingga tahun 1977, *U.S.-Environmental Protect Agency* (US-EPA) dan *U.S.-Army Corps of Engineers* (U.S-ACOE) telah mempublikasikan kriteria pertama untuk regulasi dan manajemen kualitas sedimen terutama untuk keperluan pengerukan sedimen dari air laut dan tawar. Kriteria tersebut dikembangkan guna membantu para pengambil keputusan guna menilai adanya pengaruh yang ditimbulkan oleh aktivitas pengerukan, maupun

penggabungan dengan uji toksisitas pada lokasi-lokasi spesifik. Tabel 19 merupakan kriteria kontaminan pada sedimen yang diijinkan ada dalam materi hasil pengerukan sedimen. Burton (2002) lebih lanjut menambahkan pedoman kualitas sedimen dari adanya kontaminasi logam berat dan organik yang ada di beberapa negara maju seperti yang terlihat dalam Tabel 20–25.

Tabel 19. Kriteria kualitas sedimen yang diijinkan pada materi hasil pengerukan

Parameter	Kriteria (% berat kering)
Padatan volatil	6
<i>Chemical Oxygen Demand</i> (COD)	5
Total <i>Kjeldhal</i> Nitrogen (TKN)	0,10
Minyak dan lemak	0,15
Merkuri	0,0001
Plumbum	0,005
Seng	0,005

Sumber: Giesy dan Hoke (1990)

Tabel 20. Pedoman nilai ambang batas kualitas sedimen untuk logam berat (mg/kg)

Pedoman kualitas sedimen	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn
TEL ¹	5,9	0,6	37,3	35,7	35	0,17	18	123
ERL	33	5	80	70	35	0,15	30	120
LEL ²	6	0,6	26	16	31	0,2	16	120
MET ³	7	0,9	55	28	42	0,2	35	150
CB TEC	9,79	0,99	43,4	31,6	35,8	0,18	22,7	121
EC-TEL ⁴	7,24	0,68	52,3	18,7	30,2	0,13	15,9	124
NOAA ERL ⁵	8,2	1,2	81	34	46,7	0,15	20,9	150
ANZECC ERL ⁵	20	1,2	81	34	47	0,15	21	200
ANZECC ISQG-rendah ⁵	20	1,5	80	65	50	0,15	21	200
SQAV TEL-HA 28 ⁶	11	0,58	36	28	37	-	20	98
SQO Netherland target	2,9	0,8	-	36	85	0,3	-	140
Hongkong ISQG-rendah ⁷	8,2	1,5	80	65	75	0,15	40	200
Hongkong ISQV-rendah ⁷	8,2	1,5	80	65	75	0,28	40	200
Flanders RV X ⁸	28	1	43	20	0,1	35	28	168

Keterangan:

SQG: pedoman kualitas sedimen; TEL: tingkat ambang batas efek; ERL: kisaran efek rendah; LEL: tingkat efek terendah; MET: ambang batas efek minimal; CB: berdasarkan konsensus; TEC: konsentrasi ambang batas efek; EC: *Environment Canada*; NOAA: *National Oceanic and Atmospheric Administration*; ANZECC: *Australian and New Zealand Environment and Conserva-*

tion Council; ISQG: pedoman kualitas sedimen *interim*; SQAV: *Sediment Quality Advisory Value*; SQO: *Objective* kualitas sedimen; ISQV: nilai kualitas sedimen *interim*; RV: nilai referensi; EQS: standar kualitas lingkungan; MEL: tingkat efek median; FDEP: *Florida Department of Environmental Protection*

¹ Sama sebagai pedoman sedimen air tawar Canada.

² Sama sebagai *Ontario Ministry of Environment Screening Level Guidelines*

³ Sama sebagai MEL dalam SQAV

⁴ Ada kesamaan dari Pedoman FDEP dan Pedoman kualitas sedimen laut Canada

⁵ Beberapa nilai dari NOAA dan ANZECC adalah sama

⁶ Semua SQAV lainnya adalah sama sebagai SQG.

⁷ ISQG dan ISQV sama untuk keseluruhan jenis logam kecuali logam Hg

⁸ Nilai rujukan dan batas kelas untuk kualitas sungai daerah Flander; <X kelas 1, <Y Kelas 2 2,<Z kelas 4,>Z Kelas 5

Sumber: Burton (2002)

Tabel 21. Pedoman kualitas sedimen pada kisaran sedang untuk logam berat (mg/kg)

Pedoman kualitas sedimen	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn
PEL ¹	17	3,53	90	197	91,3	0,486	36	315
ERM	85	9	145	390	110	1,3	50	270
EC-PEL ²	41,6	4,21	160	108	112	1,7	42,8	271
NOAA ERM ³	70	9,6	370	270	218	0,71	51,6	410
SQAV PEL-HA 28 ⁴	48	3,2	120	100	82	-	33	540
SQO Netherland Limit	55	2	-	36	530	0,5	-	490
Hongkong ISQG-tinggi ⁵	70	9,6	370	270	218	1	-	410
Norwegian Moderate	80	1	300	150	120	0,6	130	700
Flanders RV Y ⁶	69	2	107	50	0,3	88	69	422

Keterangan:

SQG: pedoman kualitas sedimen; PEL: tingkat kemungkinan efek; ERM: kisaran efek median; EC: *Environment Canada*; NOAA: *National Oceanic and Atmospheric Administration*; SQAV: *Sediment Quality Advisory Value*; SQO: *Objective* kualitas sedimen; ISQV: nilai kualitas sedimen *interim*; RV: nilai referensi; FDEP: *Florida Department of Environmental Protection*; ANZECC: *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council*; ISQG: pedoman kualitas sedimen *interim*

¹ Sama sebagai pedoman sedimen air tawar Canada.

² Adanya kesamaan dari *guideline FDEP* dan Pedoman kualitas sedimen laut Canada

³ Sama sebagai ANZECC ERM, ANZECC ISQG-Tinggi, dan ERM/PEL

⁴ Semua SQAV lainnya adalah sama sebagai SQG.

⁵ Sama sebagai HongKong ISQG-tinggi.

⁶ Nilai rujukan dan kelas batas untuk kualitas sungai daerah Flander; <X kelas 1, <Y Kelas 2 2,<Z kelas 4,>Z Kelas 5

Sumber: Burton (2002)

Tabel 22. Pedoman kualitas sedimen pada kondisi ekstrim untuk logam berat (mg/kg)

Pedoman kualitas sedimen	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn
TET	17	3	100	86	170	1	61	540
SEL ¹	33	10	110	110	250	2	75	820
CB-PEC ²	33	4,98	111	149	128	1,06	48,6	459
SQO Netherland Intervention	55	12	-	190	530	10	-	720
Flanders RV Z ²	174	6	267	126	0,8	221	174	1067
<i>Extreme Elevated Stream Sediments</i> ³	28	20	60	200	100	0,3	-	300

Keterangan:

SQG: pedoman kualitas sedimen; TET: ambang batas efek toksik; SEL: tingkat efek berat; CB: berdasarkan konsensus; PEC: konsentrasi kemungkinan efek; SQO: *Objective* kualitas sedimen; RV: nilai referensi; SQAL: *sediment quality advisory level*; AN-ZECC: *Australian and New Zealand environment and conservation council*

¹ Sama sebagai *Ontario Ministry of Environment Screening Level Guidelines*

² Nilai referensi dan batas kelas untuk kualitas sungai daerah Flander; <X kelas 1, <Y Kelas 2 2,<Z kelas 4,>Z Kelas 5

³ Klasifikasi sedimen sungai di Daerah Illinois.

Sumber: Burton (2002)

Tabel 23. Pedoman nilai ambang batas kualitas sedimen untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Substansi	SLC	TEL ¹	ERL	LEL	MET	CB TEC 95% CI	Ontario minimum environmental screening Level-low	NOAA TEL air tawar	NOAA TEL es- tuarin	NOAA ERL ¹
Acenaphten	60	10	20						6,71	16
Acenaphthilen	50	10	40						5,87	44
Antrasen	160	50	90						46,85	85,3
Flourin	100	20	20						21,17	19
Naphthalene	410	30	160						34,57	160
Phenanthrene	270	90	240					41,9	86,68	240
LMW PAHs									311,7	552
B (a)anthrasen	260	70	260					31,7	74,83	261
Benzo(b)fluor	320	70	320							
Benzo(k)fluor	280	60	280							
Benzo(a)piren	400	90	430					31,9	88,81	430
Dibenzo(a,h)anthrasen									6,22	63,4
Krisen	380	110	380					57,1	107,77	384
Fluoranthene	640	110	600					111	112,82	600
Piren	660	150	660					53	152,66	665
HMW PAHs						2900			655,34	1700
Total PAHs	4090	870	3500			1190	200		1684,1	4022
p-p-DDD		3,54	2	8	10	4,88		3,54	1,22	2

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Substansi	SLC	TEL ¹	ERL	LEL	MET	CBTEC 95% CI	Ontario minimum environmental screening Level-low	NOAA TEL air tawar	NOAA TEL es- tuarin	NOAA ERL ¹
P-P-DDE		1,42	2	5	7	3,16		1,42	2,07	2,2
p-p-DDT			1	8	9	4,16			1,19	1
Total DDT		7	3	7	9	5,28	7	6,98	3,89	1,58
Klordan		4,5	0,5	7	7	3,24	7	4,5	2,26	0,5
Dieldrin		2,85	0,02	2	2	1,9	2	2,85	0,715	0,02
Endrin		2,67	0,02	3	8	2,22	3	2,67		0,02
Heptaklor epokside		0,06		5	5	2,47	5	0,6		
Lindan		0,09		3	3	2,37	3	0,094	0,32	0,32
Total PCBs	3	34	50	70	200	35	70	34,1	21,55	22,7

Keterangan:

SLC: Seleksi tingkat kontaminasi; TEL: tingkat ambang batas efek; ERL: kisaran efek rendah; LEL: tingkat efek rendah; MET: ambang batas efek minimal; CB: berdasarkan konsensus; TEC: konsentrasi ambang batas efek; CI: selang kepercayaan; NOAA: *National Oceanic and Atmospheric Administration*; LMW: berat molekul rendah; PAHs: poli aromatik hidrokarbon; HMW: berat molekul tinggi; DDD: diklorodifenildikloroetana; DDE: diklorodifenildikloroetilen; DDT: diklorodifenil trikloroetana; PCBs: poliklorinated bifenil; ISQG: pedoman kualitas sedimen *interim*; ISQV: nilai kualitas sedimen *interim*; ANZECC: *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council*; FDEP: *Florida Department of Environmental Protection*

¹ Sama sebagai HongKong ISQG-rendah tidak termasuk DDT, DDE, DDT, klordan, dieldrin, endrin, heptaklor epoksida, dan lindan
Sama sebagai HongKong ISQV-rendah, tidak termasuk DDT, DDE, DDT, klordan, dieldrin, endrin, heptaklor epoksida, dan lindan
Sama sebagai ANZECC ISQG-rendah, tidak termasuk heptaklor epoksida

Sama sebagai pedoman untuk pembuangan sedimen ke laut ANZECC, seleksi tingkat kisaran efek rendah, kecuali klordan, dieldrin

² Sama sebagai kriteria kualitas sedimen Canada

Sama sebagai pedoman FDEP

Sama sebagai pedoman kualitas sedimen laut Canada

³ Sama sebagai pedoman sedimen air tawar Canada

Sumber: Burton (2002)

Tabel 24. Pedoman kualitas sedimen pada kisaran sedang untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Substansi	NEC	PEL	ERM	CB MEC 95% CI	NOAA PEL air tawar ¹	NOAA ERM laut ²	NOAA ERM ³	Ontario minimum environmental screening Level-severe
Acenaphthen	90		500			88,9	500	
Acenaphthilen	130	640				127,87	640	
Antracene	240	1100				245	1100	
Flourin	140	540				144,35	540	
Naftalen	390	2100				390,64	2100	
Penantren	540	1500		18000	515	543,53	1500	
LMW PAHS						1442	3160	
B(a)antracene	690	1600		6820	385	692,53	1600	
Benzo(b)fluor	710	1880						
Benzo(k)fluor	610	1620						
Benzo(a)piren	760	1600			782	763,22	1600	
Dibenzo(a,h)antracene						134,61	260	
Crisen	850	2800			682	845,98	2800	
Fluoranten	1490	5100			2355	1493,5	5100	
Piren	1400	2600			875	1397,6	2600	
HMW PAHS						6676,1	9600	
Total PAHS	8040	23580				1667707,81	44792	110000
p-p-DDD	8,51	20			8,51	374,17	20	
P-P-DDE	6,8	15			6,75	4,77	27	
p-p-DDT		7				51,7	7	
Total DDT	4500	350			4450	4,79	46,1	120
Chlordan	8,9	6			8,9	4,3	6	60

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Substansi	NEC	PEL	ERM	CB MEC 95% CI	NOAA PEL air tawar ¹	NOAA ERM laut ²	NOAA ERM ³	Ontario minimum environmental screening Level-severe
Dieldrin		6,67	8		6,67		8	910
Endrin		62,4	45		62,4		8	1300
Heptaclor epoxida		2,7			2,74	0,99		50
Lindan		1,38			1,38	188,79	1	10
Total PCBs	190	277	400	340	277		180	5300

Keterangan:

NEC, konsentrasi tidak ada efek; PEL, tingkat kemungkinan efek; ERM, kisaran efek median; CB, berdasarkan konsensus; MEC, konsentrasi efek kisaran tengah; CI, selang kepercayaan; NOAA, *National Oceanic and Atmospheric Administration*; LMW, berat molekul rendah; PAHs, poli aromatik hidrokarbon; HMW, berat molekul tinggi; DDD, diklorodifenildikloroetana; DDE, diklorodifenildikloroetilen; DDT, diklorodifenil trikloroetana; PCBs, poliklorinated bifenil; FDEP, *Florida Department of Environmental Protection*; ISQG, nilai kualitas sedimen *interim*; ISQG, pedoman kualitas sedimen *interim*; ANZECC, *Australian and New Zealand Environment and Conservation Council*

¹ Sama sebagai pedoman sedimen air tawar Canada

² Sama sebagai kriteria kualitas sedimen Canada

Sama sebagai pedoman FDEP.

Sama sebagai pedoman kualitas sedimen laut Canada

³ Sama sebagai HongKong ISQG-tinggi, tidak termasuk DDT, DDE, DDT, klordan, dieldrin, endrin, heptaklor epoxida, dan lindan

Sumber: Burton (2002)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Tabel 25. Pedoman kualitas sedimen pada kondisi ekstrim untuk organik ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Substansi	TET	SEL	CB MEX 95% CI	NOAA 1 AET71 air tawar	NOAA AET laut2
Acenaphten		-		290 M	130 E
Acenaphtilen				160 M	71 E
Antracen				260 M	280 E
Flourin				300 M	120 E
Naftalen				600 I	230 E
Penantren				800 I	660 E
LMW PAHs				5300 M	1200 E
B(a)antracen				500 I	960 E
Benzo(b)fluor					
Benzo(k)fluor					
Benzo(a)pyren				700 I	1100 E
Dibenzo(a,h)antracen				100 M	230 OM
Crisen				800 I	950 E
Fluranten				1500 M	1300 E
Piren				1000 I	2400 E
HMW PAHs				6500 M	7900 E
Total PAHs	60		100000	12000 M	16 I
p-p-DDD	50	60		60 I	9 I
P-P-DDE	50	190		50 I	12 I
p-p-DDT	30	710		<50 I	11 B
Total DDT		120		50 I	2,8 A
Chlordan	30	60		30 I	1,9 E
Dieldrin	300	910		300 I	
Endrin	500	1300		500 I	
Heptachlor epoxida	30	50		30 I	
Lindan	9	10		9 I	> 4,8 N
Total PCBs	1000	5300	1600	26 M	130 M

Keterangan:

TET, ambang batas pengaruh toksik; SEL, Tingkat pengaruh berat; CB, berdasarkan konsensus; MEC, konsentrasi kisaran tengah efek; CI, selang kepercayaan; NOAA, *National Oceanic and Atmospheric Administration*; AET, ambang batas pengaruh terjelas; LMW, berat molekul rendah; PAHs, : poli aromatik hidrokarbon; HMW, berat molekul tinggi; DDD, diklorodifenildikloroetana; DDE, diklorodifenildikloroetilen; DDT, diklorodifeniltrikloroetana; PCBs, poliklorinated bipenil; TOC, total karbon organik

¹ Entri terendah di antara uji AET, pada basis 1% TOC: pengaruh pada komunitas makrozoobentos (*infauna*), bioassai mikrotox.

² Nilai terendah di antara uji AET: bioassai Amphipoda, remis, larva Oyster, larva Ekinodermata, dan *Neanthes*.

Sumber: Burton (2002)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

BAB VIII

PENILAIAN STATUS KONTAMINASI POLUTAN DI SEDIMEN

Penilaian status pencemaran atau kontaminasi di sedimen dalam beberapa dekade terakhir telah mengalami kemajuan cukup pesat. Secara garis besar indeks yang digunakan untuk menilai status tercemar di sedimen terdiri dari tiga tipe yaitu: 1) indeks kontaminasi yang membandingkan konsentrasi kontaminan di daerah yang dinyatakan bersih (belum tercemar) dengan daerah yang sudah tercemar dalam satu area studi. Contoh dari pendekatan ini adalah indeks pencemaran (Widianarko dkk., 2000), 2) indeks pengkayaan dari konsentrasi latar belakang (*background concentration*): yang membandingkan hasil dari kontaminasi dengan perbedaan *baseline* atau konsentrasi latar belakang yang dapat tersedia dalam literatur, dan dapat digunakan untuk beberapa daerah yang dikaji. Contoh dari indeks ini adalah geoakumulasi (Muller, 1979) dan faktor pengkayaan (Wang dkk., 2007b), dan 3) indeks risiko ekologi: yang membandingkan hasil kontaminasi dengan nilai pedoman kualitas sedimen. Contoh pendekatan dari indeks risiko ekologi antara lain: unit toksik (Zheng dkk., 2008), indeks *mean sediment quality guideline quotient* /SQG-Q (Long & MacDonald, 1998), dan indeks *hazard quotient* (HQ).

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Keberadaan substansi polutan di lingkungan akuatik mungkin secara alami ada dan ditemukan pada konsentrasi latar belakang kompartemen lingkungan yang berbeda. Sebagai contoh: logam berat yang sering ditemukan berfungsi sebagai konsentrasi latar belakang. Konsentrasi latar belakang dari logam dapat didefinisikan sebagai fraksi logam yang dihasilkan dari proses geologi, biogeokimia maupun oleh proses lainnya yang terbentuk secara alami. Ditinjau dari sudut pandang geokimia, konsentrasi latar belakang logam pada lingkungan air dan sedimen dapat ditemukan pada area yang hanya mendapat input materi organik alami misalnya: erosi bagian pinggir sungai yang belum terkontaminasi, jatuhnya daun, dan partikulat atmosfer. Adanya perbedaan geokimia skala lokal maupun regional dapat menyebabkan perbedaan nilai konsentrasi latar belakang dari masing-masing lokasi (Khaled dkk., 2006).

Status mutu kualitas perairan dari kontaminasi logam berat di sedimen akibat antropogenik dapat dihitung dengan menggunakan indeks pencemaran (W) (Widianarko dkk., 2000). Indeks ini membutuhkan konsentrasi latar belakang sedimen. Rumus dari indeks polusi (W) adalah sebagai berikut:

$$W = \log \left(\prod_{i=1}^n C_i / C_{oi} \right)$$

Dengan, C_i = konsentrasi logam i di sedimen, C_{oi} = konsentrasi logam di stasiun yang berfungsi sebagai konsentrasi latar belakang (*background concentration*), dan n = jumlah dari logam. Lokasi dikategorikan belum tercemar jika $W \leq 0$, tercemar ringan jika $0 \leq W < 1$, tercemar sedang $1 < W \leq 2$, dan tercemar berat jika $W > 2$.

Pendekatan yang hampir sama dengan menggunakan indeks pencemaran di atas, Chen dkk. (2005) menggunakan rerata geometri. Indeks pencemaran (*pollution index/PI*) logam merupakan nilai rasio konsentrasi logam di daerah pengamatan dengan konsentrasi logam di daerah yang belum tercemar (daerah kontrol/ *reference*) sebagai latar belakang. Hal yang sama dengan PI adalah Faktor Kontaminasi (*contamination factor/*

CF) (Islam dkk., 2015). Rumus Faktor Kontaminasi untuk logam adalah sebagai berikut: $CF_{\text{logam}} = C_{\text{logam}} / C_{\text{latar belakang}}$. Kriteria yang dihasilkan untuk faktor kontaminasi adalah: $CF < 1$ menunjukkan kategori rendah, ($1 \leq x < 3$) kategori sedang, $3 \leq x < 6$ kategori dapat dipertimbangkan tinggi, dan ≥ 6 kategori sangat tinggi (Islam dkk., 2015). Sedangkan indeks pencemaran logam kumulatif (*Integrative Pollution Index/IPI*) adalah nilai rerata geometrik dari nilai indeks pencemaran macam logam yang diamati. Kriteria tingkat pencemaran didasarkan dari indeks pencemaran logam sama dengan indeks pencemaran dari Widianarko dkk., (2000). Rumus IPI adalah sebagai berikut:

$$IPI = \sqrt[n]{x_1 \cdot x_2 \cdot x_3 \dots \cdot x_n}$$

IPI = indeks kontaminasi logam kumulatif

x = Indeks pencemaran masing-masing logam (PI)

n = Jumlah jenis logam berat.

Islam dkk., (2015) mensinonimkan IPI dengan indeks beban pencemaran (*pollution load index/PLI*). Kriteria dari PLI antara lain: nilai 0 menunjukkan tingkat sempurna, nilai 1 hanya menunjukkan tingkat dasar (*baseline*) bagi polutan, dan > 1 menunjukkan penurunan kualitas secara progresif dari situs oleh polutan.

Indeks Geoakumulasi (I_{geo}) memungkinkan mengkaji kontaminasi polutan organik maupun anorganik di sedimen dengan cara membandingkan konsentrasi sekarang dengan konsentrasi pra-industri (Khaled dkk., 2006). Sementara ini indeks geokimia lebih banyak dipakai khususnya untuk menilai kontaminasi logam. Kelebihan dari indeks ini adalah penggunaan tingkat konsentrasi latar belakang (B_n) yang tergantung pada ukuran butir sedimen. Sedangkan, kekurangan dari indeks ini adalah belum dapat menggabungkan seluruh dari kontaminan logam menjadi satu nilai (Caeiro dkk., 2005). Goher dkk. (2014) menyebutkan perkalian dengan nilai faktor 1,5 dihasilkan dari kemungkinan adanya variasi dari nilai latar belakang geokimia akibat variasi litogenik maupun pengaruh antropogenik yang sangat kecil. Rumus dari nilai indeks geoakumulasi dapat didefinisikan sebagai berikut:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 [C_n / (1,5 \times B_n)]$$

Dimana,

C_n adalah konsentrasi elemen logam yang diperiksa di sedimen, dan B_n adalah latar belakang geokimia suatu elemen logam yang diperiksa atau konsentrasi logam n pada sedimen yang belum tercemar (menurut daftar konsentrasi regional pada ukuran butir berbeda misalnya pasir, lumpur, lempung, dan sebagainya) (Khaled dkk., 2006; Caeiro dkk., 2005).

Konsentrasi latar belakang secara umum dapat diestimasi dari tiga pendekatan yaitu: 1) rerata konsentrasi logam di sedimen yang telah dilaporkan dalam sebuah referensi penelitian, 2) hasil pengukuran yang diambil dari endapan sedimen yang baru dari area yang masih alami (belum mengalami gangguan oleh antropogenik), 3) pengukuran dari *core* sedimen yang memberikan rekaman kejadian sejarah pada area khusus (Belzunce dkk., 2004). Sebagai contoh nilai rerata konsentrasi latar belakang untuk logam Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, dan Zn secara global berturut-turut adalah sebagai berikut: 0.3, 90, 45, 0.017, 26.7, 26.6, dan 19.4 mg/kg (Milbrink, 1983). Klasifikasi kualitas sedimen berdasarkan indeks geoakumulasi ditampilkan dalam Tabel 26 (Khaled dkk., 2006; Caeiro dkk., 2005; Calmano dkk., 1997).

Faktor Pengkayaan (*enrichment factor/EF*) merupakan salah satu alat yang efektif untuk evaluasi besarnya kontaminan di lingkungan (Islam dkk., 2015). Wang dkk. (2007a) menggunakan rumus faktor peng-

Tabel 26. Klasifikasi indeks geoakumulasi

I_{geo}	Kelas I_{geo}	Keterangan Kualitas Sedimen
> 5	6	Terkontaminasi ekstrim
4-5	5	Terkontaminasi kuat hingga ekstrim
3-4	4	Terkontaminasi kuat
2-3	3	Terkontaminasi sedang hingga kuat
1-2	2	Terkontaminasi sedang
0-1	1	Belum terkontaminasi hingga terkontaminasi sedang
< 0	0	Belum terkontaminasi

Sumber: Khaled dkk. (2006); Calmano dkk. (1997)

kayaan guna menilai status kontaminasi logam di sedimen dari Teluk Jiaozhou China. Faktor pengkayaan merupakan rasio dari konsentrasi logam yang diamati (Me) dengan konsentrasi aluminium (Al) pada sampel dibagi dengan rasio konsentrasi logam yang diamati (Me) dengan konsentrasi aluminium (Al) pada konsentrasi latar belakangnya. Ergin dkk., (2007) dalam Nazeer dkk., (2014) menggunakan basis konsentrasi besi (Fe) dan Manoj dan Padhy (2014) menggunakan elemen logam yang bersangkutan (sama dengan unsur logam pembilangnya) guna menggantikan konsentrasi Al. Goher dkk., (2014) menyebutkan selain logam Al dan Fe dapat juga menggunakan logam Ti, Mn, Li, Sc, dan Zr. Sebagian besar peneliti lebih banyak menggunakan logam Fe untuk normalisasi kontaminan logam berat. Rumus EF secara matematis dapat dilihat di bawah ini (Wang dkk., 2007a):

$$EF = \frac{\left(\frac{Me}{Al}\right)_{\text{Sampel}}}{\left(\frac{Me}{Al}\right)_{\text{Konsentrasi latar belakang}}}$$

Kriteria yang dihasilkan dari faktor pengkayaan adalah sebagai berikut: nilai EF 0,5-1,5 menunjukkan logam pada sedimen berasal dari proses pelapukan geologi secara alami, sedangkan nilai EF > 1,5 menunjukkan adanya pengkayaan logam yang dihasilkan dari aktivitas antropogenik melalui *point sources* maupun *non point sources* (selain proses pelapukan geologi). Birch & Olmos dalam Islam dkk., (2015) membagi lagi kriteria dari EF yaitu: 1,5–3 kategori ringan, 3–5 sedang, 5–10 berat, dan > 10 sangat berat. Saken dkk. dalam Saleem dkk. (2015) yang menggunakan basis logam Fe menunjukkan kriteria untuk EF sebagai berikut: EF < 1 menunjukkan tidak adanya pengkayaan, 1–3 menunjukkan adanya pengkayaan dalam skala kecil/minor, 3–5 pengkayaan sedang, 5–10 pengkayaan sedang hingga tinggi, 10–25 pengkayaan tinggi, dan 25–50 pengkayaan sangat tinggi. Kriteria EF yang dihasilkan oleh Manoj dan Padhy (2014) berbeda sedikit dengan kriteria sebelumnya yaitu: 1-2 kategori pengkayaan skala kecil/ ringan, 5–20 pengkayaan sedang, 20–40 pengkayaan sangat tinggi, > 40 pengkayaan ekstrim tinggi.

Zheng dkk., (2008) menggunakan pendekatan lainnya dengan penjumlahan unit toksik (*toxic units/ TU*) masing-masing logam berat untuk menilai potensi toksisitas akut kontaminan pada sampel sedimen. Unit toksik digunakan untuk normalisasi toksisitas dari berbagai macam logam dan mengijinkan perbandingan pengaruh relatif antara satu tempat dengan tempat lainnya. Unit toksik didefinisikan sebagai rasio konsentrasi elemen yang diukur dengan nilai PEL atau batas kriteria lainnya. Wildhaber dan Schmitt (1996) mendefinisikan unit toksik sebagai rasio konsentrasi kimia/elemen yang diamati dalam air dengan konsentrasi bahan tersebut yang menyebabkan kematian atau kriteria kualitas air yang menimbulkan toksisitas kronis. Sorensen dkk. (2007) menunjukkan potensi dari bioavailabilitas/ toksik dari polutan (misalnya: PAH) ketika nilai ΣTU sedimen PAH > 2, meragukan ketika nilainya 1–2, dan tidak toksik ketika nilainya <1.

Long dan MacDonald (1998) menggunakan metode nilai rerata hasil bagi pedoman kualitas sedimen (*Mean Sediment Quality Guideline Quotient /SQG-Q*) untuk memprediksi potensi gangguan pada biota yang ditimbulkan oleh substansi kimia tersebut di sedimen. Indeks SQG-Q termasuk dalam kategori indeks risiko ekologi dengan cara melibatkan gabungan dari berbagai kontaminan yang ada di sedimen. Nilai persamaan dari SQG-Q adalah sebagai berikut:

$$SQG - Q = \frac{\sum_{i=1}^n PEL - Qi}{n}$$

$$\text{dan } PEL - Qi = \frac{[\text{Kontaminan } i]}{PEL}$$

Dengan,

PEL-Qi = hasil bagi *level* kemungkinan efek terjadi (*probable effect level quotient*) substansi kimia i

n = jumlah substansi kimia yang digunakan

PEL-Qi = hasil bagi *level* kemungkinan efek terjadi (*probable effect level quotient*)

PEL / *probable effect level* = konsentrasi kimia di atas efek merugikan sering terjadi.

Masing-masing lokasi pengambilan sedimen kemudian dilakukan skoring menurut tingkat gangguannya, berdasarkan kriteria SQG-Q di atas sebagai berikut:

$SQG-Q \leq 0,1$ menunjukkan belum mengalami gangguan atau rendahnya potensi efek yang merugikan, $0,1 \leq SQG-Q \leq 1$ potensi gangguan sedang untuk efek biologi yang merugikan, dan $SQG-Q \geq 1$ menunjukkan potensi gangguan tinggi untuk efek biologi yang merugikan.

Long dkk. (1998) menggunakan nilai rerata hasil bagi ERM (mERMQ) dan rerata hasil bagi PEL (mPELQ) sebagai alat yang berguna untuk menurunkan sejumlah besar dari kontaminasi logam ke dalam bentuk tunggal. Penggunaan nilai rerata hasil bagi ERM dan PEL diasumsikan bahwa pengaruh buruk terjadi terhadap organisme akuatik disebabkan oleh pengaruh tambahan dari masing-masing individu kimia dan bukan pengaruh sinergis maupun antagonis. Rumus dari mERMQ dan mPELQ adalah sebagai berikut:

$$mERMQ = \frac{\sum_{i=1}^n M_i/ERM_i}{n}$$

$$\text{dan } mPELQ = \frac{\sum_{i=1}^n M_i/PEL_i}{n}$$

Dengan, M_i adalah konsentrasi elemen i dalam sedimen. ERM_i dan PEL_i adalah nilai pedoman dari elemen i dan n adalah jumlah total dari elemen logam yang digunakan. Nilai tersebut dapat digunakan untuk menilai kualitas sedimen maupun sebagai *trigger* aksi remediasi. Nilai mERMQ dapat dibagi menjadi empat yaitu: $<0,1$, $0,11-0,5$, $0,51-1,5$, dan $> 1,5$ yang mewakili 12%, 30%, 46%, dan 74% probabilitas toksisitas pada amphipoda. Nilai mPELQ menunjukkan $<0,1$, $0,11-1,5$, $1,51-2,3$, dan $>2,3$ yang mewakili 10%, 25%, 50%, dan 76% probabilitas toksisitas berturut-turut. Berdasarkan persentase tersebut da-

pat dikategorikan menjadi empat kriteria yaitu: rendah, rendah-sedang, sedang-tinggi, dan tinggi (Komnitsas dkk., 2015).

Potensi risiko adanya paparan polutan yang berasal dari sedimen atau air ke biota air dapat didekati dengan menggunakan indeks *hazard quotient* (HQ). Pendekatan dengan menggunakan HQ didapat dengan cara membandingkan konsentrasi kontaminan yang diprediksi tepapar ke lingkungan (*predicted exposure concentrations*/PEC) dengan konsentrasi kimia tersebut yang diprediksi tidak menimbulkan pengaruh atau gangguan pada biota uji (*predicted no effect concentrations*/PNEC) (Lemly, 1996; Volosin dan Cardwell, 2002). Sebagai contoh *United States-Environmental Protection Agency* (US-EPA) menggunakan HQ dari logam selenium (Se) di air dengan cara membandingkan konsentrasi selenium yang ada di lingkungan dengan kriteria kualitas air dari EPA untuk paparan kronis (5 mg/L). Jika nilai dari HQ melebihi kriteria, maka potensi bahaya atau risiko adanya toksisitas oleh substansi kimia (Se) tersebut ada atau semakin besar kemungkinannya. Begitu juga sebaliknya jika nilai HQ masih di bawah kriteria maka diharapkan potensi bahayanya akan minimal. Kriteria untuk intepretasi dari nilai HQ secara rinci dapat dilihat di bawah ini:

HQ = <0,1 , tidak ada bahaya

HQ= 0,1–1 , bahaya rendah

HQ= 1,1–10 , bahaya sedang

HQ= > 10 , bahaya tinggi (Lemly, 1996).

Indeks potensi risiko ekologi (*Potential Ecological Risk Index*/PERI) pertama kali diperkenalkan oleh Hakanson tahun 1980 guna menilai polusi logam di tanah berdasarkan toksisitas logam dan respons di lingkungan. Namun sekarang ini penggunaan indeks tersebut juga digunakan untuk menilai kualitas sedimen (Manoj dan Padhy, 2014; Yisa dkk., 2012). PERI dapat digunakan untuk evaluasi risiko ekologi yang disebabkan oleh kontaminasi logam toksik di sedimen (Yisa dkk., 2012). Rumus untuk menghasilkan indeks PERI dapat dilihat sebagai berikut:

$$F_i = C_n^i / C_o^i$$

Dengan, F_i = indeks pencemaran oleh elemen tunggal, = konsentrasi elemen dalam sampel, = konsentrasi elemen dalam situs rujukan atau latar belakang. Rumus dari indeks pencemaran tunggal (F_i) sama dengan rumus Faktor Kontaminasi (CF).

$$E_r^i = T_r^i \times F_i$$

= *monomial* faktor potensi risiko ekologi, = faktor respons logam toksik. Nilai masing-masing elemen adalah sebagai berikut: Zn = 1, Cr = 2, Cu = Ni = Pb = 5, As = 10, Cd = 30.

$$PERI = \sum_{i=1}^n E$$

PERI adalah potensi risiko ekologi yang disebabkan oleh keseluruhan kontaminasi dari logam. Dari nilai faktor kontaminasi dapat dicari Tingkat Kontaminasi Elemen Total (CD) dengan rumus sebagai berikut:

$$CD = \sum_{i=1}^n CF$$

Klasifikasi dari nilai Faktor Kontaminasi (CF) dan Tingkat Kontaminasi Elemen Total (CD) diperlihatkan dalam Tabel 27. Kisaran nilai indeks dan PERI dapat dilihat dalam Tabel 28.

Tabel 27. Klasifikasi nilai faktor kontaminasi dan tingkat kontaminasi elemen

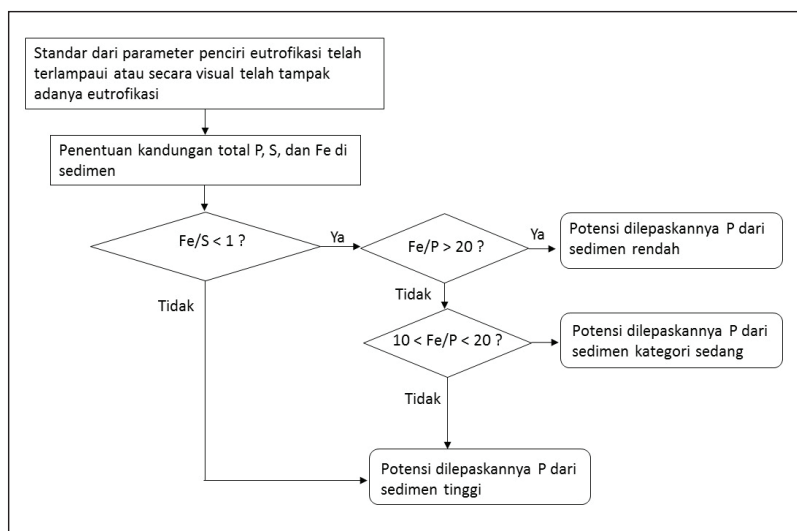
Nilai CF	Klasifikasi	Nilai CD	Klasifikasi
CF < 1	Rendah	CD < 6	Rendah
1 ≤ CF < 3	Sedang	6 ≤ CD < 12	Sedang
3 ≤ CF < 6	Cukup tinggi	12 ≤ CD < 24	Cukup tinggi
CF ≥ 6	Sangat tinggi	CD ≥ 24	Sangat tinggi (alarm indikasi kontaminasi oleh antropogenik)

Sumber: Manoj dan Padhy (2014)

Tabel 28. Kriteria potensi risiko ekologi dari kontaminasi logam toksik

Nilai	Kriteria risiko ekologi untuk logam	Nilai PERI	Kriteria untuk lingkungan
< 40	Risiko rendah	PERI < 100	Risiko rendah
	Risiko sedang	$110 \leq \text{PERI} < 200$	Risiko sedang
< 160	Risiko yang cukup besar	$200 \leq \text{PERI} < 400$	Risiko yang cukup besar
< 320	Risiko tinggi	$\text{PERI} \geq 400$	Risiko sangat tinggi
≥ 320	Risiko sangat tinggi		

Sumber: Yisa dkk. (2012)



Sumber: Hin dkk. (2010)

Gambar 18. Diagram alir untuk prediksi mudah lepasnya unsur P dari sedimen

Dalam kaitannya penilaian kualitas sedimen terhadap kemungkinan terjadinya eutrofikasi, Hin dkk., (2010) telah merinci tiga faktor utama dalam mencerminkan mudah lepasnya unsur P dari sedimen ke perairan (*overlying water*). Ketika unsur P mudah lepas dari sedimen, maka unsur tersebut dapat dimanfaatkan oleh alga untuk tumbuh dengan cepat,

Buku ini tidak diperjualbelikan.

sehingga mendorong terjadinya *blooming*. Tiga faktor utama tersebut adalah: parameter total P, total Fe, dan total S di sedimen. Peneliti tersebut telah membuat diagram alir guna memudahkan prediksi potensi dari unsur P untuk dilepaskan dari sedimen seperti yang terlihat dalam Gambar 18. Pada gambar tersebut menunjukkan kemampuan besi untuk mengikat P dapat ditentukan nilai Fe/S (g/g). Ketika nilai Fe/S < 1, maka seluruh Fe di sedimen ada dalam bentuk FeS, dan Fe tidak berkontribusi dalam mengikat P, sehingga unsur P akan mudah lepas. Namun sebaliknya jika Fe/S > 1, maka tidak semua unsur Fe dalam bentuk FeS, sehingga kemungkinan untuk berikatan dengan P semakin tinggi. Begitu juga dengan rasio Fe/P tinggi (> 20), maka diasumsikan sebagian besar dari P berikatan dengan Fe sehingga tidak tersedia bebas. Namun jika Fe/P rendah (< 10), maka potensi untuk dilepaskannya P semakin tinggi.

BAB IX

PENGEMBANGAN PENILAIAN KUALITAS SEDIMEN

Negara Indonesia memiliki sumber daya perairan yang sangat berlimpah baik berupa perairan lotik maupun lentik. Diperkirakan jumlah danau yang tersebar di kepulauan Indonesia sebanyak 5.807 buah yang terdiri dari 1.022 danau alami, 1.314 danau buatan, dan sisanya masih belum dikategorikan buatan atau alami (Mutiah, 2020). Kondisi perairan lotik (misalnya sungai) dan lentik (misalnya: danau, telaga, dan waduk) di Indonesia sebagian besar telah mengalami kontaminasi maupun pencemaran oleh aktivitas antropogenik terutama pengkayaan bahan organik, nutrien, elemen renik, dan sebagainya, sehingga kondisi kualitas airnya cenderung mengalami penurunan.

Seperti yang telah dijelaskan pada bab sebelumnya bahwa polutan di badan air memiliki kemampuan untuk berikatan dengan bahan partikular yang kemudian akan diendapkan sebagai sedimen. Adanya polutan di sedimen mampu memberikan pengaruh negatif bagi biota yang ada di dalamnya mulai dari terganggunya tingkat seluler hingga pada skala yang lebih luas berupa punahnya biota akuatik. Oleh sebab itu, sebagian besar dari penelitian yang berkaitan dengan sedimen lebih banyak difokuskan untuk mengetahui bioavailabilitas polutan tersebut maupun status kontaminasinya. Sehingga penelitian tersebut akan

Buku ini tidak diperjualbelikan.

menentukan langkah pengelolaan selanjutnya misalnya pengerukan, remediasi, dan sebagainya.

Kontaminasi sedimen oleh bahan berbahaya dan beracun di Indonesia masih belum banyak mendapat perhatian maupun menjadi prioritas penanganannya, karena sebagian besar masih difokuskan pada pengukuran bahan polutan tersebut di badan air. Hingga saat ini di Indonesia masih belum memiliki baku mutu kualitas sedimen untuk melindungi kehidupan biota akuatik maupun hewan liar. Di samping itu, keterbatasan sarana dan prasarana yang ada dapat menghambat kemajuan dalam penelitian yang berhubungan dengan bioavailabilitas polutan di sedimen. Adanya pemahaman yang lebih baik tentang penilaian kualitas maupun bioavailabilitas polutan yang terikat di sedimen dapat mendorong segera terwujudnya pedoman kualitas sedimen guna melindungi kehidupan biota akuatik maupun untuk tujuan pengelolaan.

Berbagai macam pendekatan untuk menilai status pencemaran maupun bioavailabilitas polutan di sedimen sudah dijelaskan pada bab sebelumnya (BAB VI). Beberapa pendekatan tersebut memiliki potensi untuk dikembangkan lebih lanjut khususnya di negara-negara beriklim tropis seperti Indonesia guna menilai bioavailabilitas polutan di sedimen maupun untuk kepentingan penyusunan baku mutu/*guideline*. Sudah barang tentu penerapan dari metode atau pendekatan yang ada memiliki beberapa kelebihan maupun keterbatasan, sehingga dapat dipilih pendekatan yang paling sesuai untuk diterapkan di negara tropis seperti Indonesia. Dalam Tabel 29 telah dirangkum sejumlah kelebihan dan keterbatasan dari beberapa pendekatan yang sudah dijelaskan sebelumnya guna menilai kualitas maupun bioavailabilitas polutan di sedimen.

Penyusunan pedoman kualitas sedimen di Indonesia dapat diawali dengan cara mengklasifikasikan tingkat gangguan pada masing-masing tipe badan air akibat kontaminasi kimia di sedimen. Sebagai contoh banyaknya danau atau telaga yang tersebar di Indonesia memiliki potensi besar untuk digunakan sebagai bahan penyusunan data efek biologi sepanjang gradien kontaminasi kimia. Dengan pendekatan seperti pada SLC maupun kisaran efek, maka mudah diperoleh nilai seperti TEL, PEL, dan sebagainya. Nilai tersebut kemudian dilakukan

Tabel 29. Kelebihan dan Keterbatasan Metode Penilaian Bioavailabilitas Polutan di Sedimen

Pendekatan	Keunggulan	Keterbatasan
Analisis kimia (air atau sedimen)	Lebih realitas dalam menunjukkan adanya kontaminasi. Relatif sederhana, digunakan secara luas, pendekatan yang sudah lazim digunakan, metode pengukuran sudah standar.	Tidak menunjukkan hubungan sebab dan akibat. Kadang kala kurang berarti ketika hanya analisis senyawa tunggal sedangkan di lingkungan predominasi berupa campuran. Dari sisi biaya kadang kala mahal dan membutuhkan peralatan yang canggih.
Keseimbangan Partisi (EqP)	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi dan kontaminasi (prinsip toksikologi). Relatif cocok untuk seluruh golongan kelas kimia (senyawa ion dan non-ion) dan sebagian besar tipe sedimen.	Masih sedikit kriteria kualitas sedimen yang tersedia/ dihasilkan. Kriteria kualitas air belum terse-dia untuk beberapa substansi kimia. Sedimen secara <i>in-situ</i> jarang mengalami kondisi kesetimbangan. Model EqP sementara ini hanya dikembangkan terutama untuk beberapa senyawa non ion dan lima kation divalen.
Ambang batas Pengaruh Terjelas (AET)	Bioavailabilitas polutan diperhitungkan. Evaluasi dari penyebab dan pengaruh yang ditimbulkan dapat diketahui (hubungan kausalitas). Didasarkan pada pengaruh/efek biologi. Seluruh tipe data biologi dilibatkan. Cocok untuk seluruh golongan kelas kimia dan sebagian besar tipe sedimen.	Model EqP sementara ini hanya dikembangkan terutama untuk beberapa senyawa non ion dan lima kation divalen. Pengukuran analitik sering kali sulit dilakukan. Aktivitas logam belum bisa diketahui dengan pendekatan ini, karena memungkinkan masih ada fase pengikatan dengan lainnya. Data base kondisi site spesifik secara luas dibutuhkan.
Seleksi Tingkat Konsentrasi Kontaminan (SLC)	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi. Relatif mudah untuk dilakukan. Cukupnya dari ketersediaan basis data. Cocok untuk seluruh kelas/golongan kimia dari banyak tipe sedimen.	Tidak memungkinkan untuk menetapkan hubungan sebab dan akibat dari pengaruh subatansi kimia yang ditimbulkan. Risiko yang ditimbulkan bisa di bawah atau over proteksi dari sumber daya. Belum memungkinkan untuk melihat hubungan sebab-akibat (kausalitas). Basis data yang dibutuhkan cukup besar. Bioavailabilitas dari polutan masih belum jelas.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Pendekatan	Keunggulan	Keterbatasan
Uji toksisitas dengan air pori Sedimen/ <i>Interstitial</i> .	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi.	Jumlah air pori yang dihasilkan dari ekstraksi sering kali sedikit guna keperluan uji toksisitas maupun analisis kimia. Tidak memungkinkan untuk menetapkan hubungan sebab dan akibat dari pengaruh substansi kimia yang ditimbulkan. Isolasi air pori membutuhkan waktunya waktu dan peralatan yang memadai.
Uji toksisitas dengan air <i>elutriate</i>	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi. Jumlah ekstraksi air pori yang dihasilkan cukup banyak untuk uji toksisitas.	Kondisi pajanan polutan tidak realistis (tidak terlihat interaksi biotik maupun non biotik). Sementara ini hanya cocok untuk simulasi <i>bioavailability</i> polutan di sedimen hasil dari aktivitas pengerukan. Tidak memungkinkan untuk menetapkan hubungan sebab dan akibat dari pengaruh substansi kimia yang ditimbulkan. Isolasi air pori membutuhkan waktunya waktu dan peralatan yang memadai.
<i>Spiked Sediment Toxicity test</i>	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi. Cocok untuk seluruh golongan kelas kimia dan sebagian besar tipe sedimen. Mendukung evaluasi hubungan sebab-akibat.	Kecukupan data yang umumnya belum tersedia. Pelaksananya membutuhkan biaya yang tinggi. Prosedur <i>spiking</i> masih belum terstandarisasi.
Residu dalam Jaringan (Bioakumulasi)	Sederhana untuk dilaksanakannya. Mekanisme pajanan dan bioavailabilitas polutan telah diibatkan. Protokol untuk analisis polutan di dalam tubuh/jaringan telah tersedia.	Pedoman untuk analisis residu dalam jaringan pada hewan liar belum tersedia. Sedimen secara <i>in-situ</i> jarang mengalami kondisi kesetimbangan dengan yang ada dalam tubuh biota. Belum dapat menunjukkan pengaruh yang merugikan pada organisme target. Adanya adaptasi maupun aklimatisasi masih dipertanyakan.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Pendekatan	Keunggulan	Keterbatasan
Struktur Komunitas Makrozoobentos	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi secara <i>in situ</i> . Sederhana untuk dilaksanakan.. Standardisasi untuk pengambilan sampel mulai banyak dilakukan.	Tidak memungkinkan untuk menetapkan hubungan sebab akibat dari pengaruh substansi kimia yang ditimbulkan. Sortir dan identifikasi sampel biologi membutuhkan keahlian dari petugas. Waktu yang dibutuhkan untuk menghasilkan data relatif lebih lama. Struktur komunitas makrozoobentos juga dipengaruhi oleh tipe karakteristik substrat.
Ekstraksi Sequential (Fraksinasi)	Bioavailabilitas logam berat yang terikat pada sedimen lebih <i>reliable</i> .	Prosedur ekstraksi yang digunakan hanya cocok untuk logam berat. Membutuhkan banyak substansi kimia yang diilabatkan guna ekstraksi substansi kimia di sedimen sehingga biaya yang dikeluarkan akan meningkat.
Normalisasi Logam dengan <i>Acid Volatile Sulfide</i> (AVS).	Bioavailabilitas logam berat yang terikat pada sedimen lebih dapat dipercaya.	Hanya cocok digunakan untuk logam berat pada kondisi perairan anaerob akibat tingginya bahan organik dan sulfida. Prosedur untuk isolasi AVS harus bebas dari oksigen, sehingga membutuhkan peralatan dan ketrampilan khusus.
Kualitas Sedimen Triad (SQT)	Didasarkan pada pengaruh/efek biologi. Kimia, uji toksisitas, dan pengaruh biologi secara insitu digabungkan. Memberikan informasi bobot dari bukti adanya gangguan/toksistas di lapangan maupun di laboratorium.	Sulit untuk menghasilkan pedoman kualitas sedimen numerik . Padat karya dan mahal. Kriteria statistik untuk evaluasi Triad belum ditetapkan. Data base kondisi site spesifik secara luas dibutuhkan. Tidak memungkinkan untuk menerapkan hubungan sebab-akibat. Bioavailabilitas belum terlihat secara nyata.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

pengujian kembali dengan tes toksisitas (misalnya: *spiked*) guna melihat konsistensi dalam memberikan perlindungan biota akuatik. Seperti nilai kualitas sedimen lainnya, diharapkan konsentrasi yang didapat, mampu melindungi minimal 80% dari kehidupan biota akuatik untuk hidup secara normal.

Setelah kontaminasi polutan di sedimen telah diketahui status kontaminasi maupun toksisitas bagi makhluk hidup, maka biasanya diikuti dengan tindakan pengelolaan maupun remediasi. Tindakan pengelolaan dari sedimen yang terkontaminasi misalnya dengan cara pelarangan untuk tidak memasuki area tertentu atau mengkonsumsi secara langsung biota yang terpapar di tempat tersebut. Tindakan remediasi polutan di sedimen biasanya dilakukan dengan dua cara yaitu: secara *in-situ* dan *eks-situ*. Teknologi remediasi secara *in-situ* yang dapat dilakukan misalnya dengan cara penimbunan dengan menggunakan pasir atau bahan inert lainnya, sehingga kemungkinan polutan untuk dilepaskan kembali ke kolom air dapat terhambat. Kegiatan remediasi secara *eks-situ* meliputi: pengerukan, penyedotan, dan kemudian diikuti dengan tindakan pencucian, elektrokimia, pengapungan, penggunaan ekstraksi dengan ultrasonik, maupun immobilisasi polutan (Komnitsas dkk., 2015). Kondisi ini dapat berdampak pada peningkatan biaya pemulihan lingkungan yang cukup tinggi dan lokasi pembuangan yang khusus agar pelindihan polutan ke lingkungan seminimal mungkin terjadi. Oleh sebab itu, pencegahan maupun pengolahan polutan yang masih dalam bentuk limbah relatif lebih mudah dilakukan dibanding dengan polutan tersebut yang sudah menyebar ke ekosistem akuatik.

DAFTAR PUSTAKA

- Adam, W. J., Kimerle, R. A., & Barnett, J. W. JR. (1992). Sediment quality and aquatic life assessment. *Environ. Sci. Technol.*, 26(10), 1864–1875.
- Adams W. J., & Rowland, C. D. (2003). Aquatic toxicology test methods. Dalam D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, & J. Cairns. *Handbook of Ecotoxicology*, Second edition. Lewis Publisher, USA, 19–44.
- Alkarkhi A. F. M., Ismail, N., Ahmed, A., & Mat Easa, A. (2009). Analysis of heavy metal concentrations in sediments of selected estuaries of Malaysia: A statistical assessment. *Environ. Monit. Assess.*, 153, 179–185.
- Allen, H. E. (1993). The significance of trace metal speciation for water, sediment, and soil quality criteria and standards. *the sci. of tot. environ. Supple.*, 12, 23–45.
- Allen, H. E., Fu, G., & Deng, B. (1993). *Analysis of acid-volatile sulfide and simultaneously extracted metals (sem) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments*. *Environ. Toxic Chem.*, 12, 1441–1453.
- Amriani, B., Hendrarto, & Hadiyarto, A. (2011). bioakumulasi logam berat timbal (Pb) dan seng (Zn) pada kerang darah (*Anadara granosa* L.) dan kerang bakau (*Polymesoda bengalensis* L.) di perairan Teluk Kendari. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, 9(2), 45–50.
- Anderson B., Nicely, P., Gilbert, K., Kosaka, R., Hunt, J., & Phillips, B. (2010). *Overview of freshwater and marine toxicity tests*. Department of Environmental Toxicology, University of California, Davis, 130 hlm.
- Ankley, G. T. (1996). Evaluation of metal/acid-volatile sulfide relationships in the prediction of metal bioaccumulation by benthic macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12), 2138–2146.

- Ankley, G. T., Phips, G. L., Leonard, E. L., Benoit, D. A., Mattson, V. R., Kosian, P. A., Cotter, A. M., Dierkes, J. R., Hansen, D. J., & Mahony, J. D. (1991). Acid volatile sulfide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *10*, 1309–1319.
- Ankley, G. T., Schubauer-Berigan, M. K., & Dierkes, J. R. (1991). Predicting the toxicity of bulk sediments to aquatic organisms with aqueous test fractions: Pore water vs elutriate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *10*, 1359–1366.
- APHA. 2000. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th ed. Washington D.C.: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF),
- Apitz S. E., Brils, J., Marcomini, A., Critto, A., Agostini, P., Micheletti, C., Pippa, R., Scanferla, P., Zuin, S., Lánzos, T., Dercová, K., Kořan, A., Petrík, J., Hucko, P., & Kusnir, P. (2005). Approaches and frameworks for managing contaminated sediments: A European perspective. Dalam Reible D., and Lánzos, T. (Eds.), *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*, Springer, Dordrecht, The Netherlands, 5–82.
- Avramidis P., Nikolaou, K., & Bekiari, V. (2015). Total organic carbon and total nitrogen in sediments and soils: A comparison of the wet oxidation–titration method with the combustion-infrared method. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, *4*, 425–430.
- Baudo R., Beltrami, M., & Rossi, D. (1999). In situ tests to assess the potential toxicity of aquatic sediments. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, *2*(4), 361–365, Doi: 10.1080/14634989908656974.
- Barrick R., Beller, H., Becker, S., & Ginn, T. (1989). Use of the apparent effect threshold approach (AET) in classifying contaminated sediment. Dalam *Contaminated Marine Sediments: Assessment and Remediation* (64–77). Committee on Contaminated Marine Sediments, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.
- Bastami, D. K., Bagheri, H., Haghparast, S., Soltani, F., Hamzehpoor, A., & Bastami, M. (2012). Geochemical and geo-statistical assessment of selected heavy metals in the surface sediments of the Goosseinrgan Bay, Iran. *Mar. Pollut. Bull.*, *64*, 2877–2884.

- Batley, G. E., & Simpson, S. L. (2016). Introduction. Dalam S. L. Simpson & G. E. Batley (eds), *Sediment Quality Assessment, A Practical Guide*, Second Edition. CSIRO, Clayton South, Australia, 1–11.
- Belzunce, M. J., Solaun, O., Oreja, J. A. G., Milhin, E., & Perez, V. (2004). Contaminants in sediments. Dalam A. Borja and M. Collins (eds), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier, 283–315.
- Benhard, T., & Neff, J. (2001). Metal bioavailability in the navy's tiered ecological risk assessment process. *Issue Paper*. Diakses dari <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.202.7403&rep=rep1&type=pdf>. 15 hlm.
- Besser, J. M., Kubitz, J. A., Ingersoll, C. G., Braselton, W. E., & Giesy, J. P. (1995). Influences on copper bioaccumulation, growth, and survival of the midge, *Chironomus tentans*, in metal-contaminated sediments. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4, 157–168.
- Besser, J. M., Giesy, J. P., Kubitz, J. D., Verbrugge, D. A., Coon, T. G., & Braselton, W. E. (1996b). Assessment of sediment quality in dredged and undredged areas of the trenton channel of the Detroit River, Michigan, USA, using the sediment quality triad. *J. Great Lakes Res.*, 22(3), 683–696.
- Birch, G. F. (2011). *Indicators of anthropogenic change and biological risk in coastal aquatic environments*. Elsevier, 236–265.
- Burgess, R. M., Berry, W. J., Mount, D. R., & Di Toro, D. M. (2013). Mechanistic sediment quality guidelines based on contaminant bioavailability: Equilibrium partitioning sediment benchmarks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(1), 102–114.
- Burkhard, L. P., Arnot, J. A., Embry, M. R., Farley, K. J., Hoke, R. A., Kitano, M., Leslie, H. A., Lotufo, G. R., Parkerton, T. F., Sappington, K. G., Tomy, G. T., & Woodburn, K. B. (2011). Comparing laboratory and field measured bioaccumulation endpoints. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8(1), 17–31.
- Burton, G. A., & Johnston, E. L. (2010). Assessing contaminated sediments in the context of multiple stressors. *Environ. Toxicol. Chem.* 29, 2625–2643.
- Burton, G. A. (2010). Metal bioavailability and toxicity in sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40, 852–907.

- Burton, G. A., Denton, D. L., Ho, K., & Ireland, D. S. (2003). Sediment toxicity testing: Issues and methods. Dalam D. J. Hoffman, B. A. Rattner, G. A. Burton, J. Cairns, *Handbook of Ecotoxicology*, Second edition. Lewis Publisher, USA, 111–150.
- Burton, J. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3, 65–75.
- Burton, G. A., Batley, G. E., Chapman, P. M., Forbes, V. E., Smith, E. P., Reynoldson, T., Schlekot, C. E., den Besten, P. J., Bailer, A. J., Green, A. S., & Dwyer, R. L. (2002). A weight-of-evidence framework for assessing sediment (or other) contamination: Improving certainty in the decision-making process. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 8(7), 1675–1696. Doi: 10.1080/20028091056854.
- Burton, G. A., & Ingersoll, C. G. (1994). Evaluating the toxicity of sediments. *The ARCS Assessment Guidance Document*. EPA/905-B94/002. U.S. Environmental Protection Agency. Chicago.
- Caeiro, S., Costa, M. H., Ramos, T. B., Fernandes, F., & Silveira, N. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5, 151–169.
- Cairns, J. Jr., & Dickson, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal Water Pollution Control Federation*, 43(5), 755–1971.
- Calle, P., Monserrate, L., Medina, F., Delgado, M. C., Montiel, M., Barzola, O. R., Cadena, O. A., Tirape, A., Domínguez, G. A., & Alava, J.-J. (2018). Mercury assessment, macrobenthos diversity and environmental quality conditions in the Salado Estuary (Gulf of Guayaquil, Ecuador) impacted by anthropogenic influences. *Mar. Pollut. Bull.*, 136, 365–373.
- Calmano, W., Ahlf, W., & Fostner, U. (1997). *Sediment quality assessment: Chemical and biological approach*. Springer-verlag. Berlin Heidelberg, 1–35.
- Camargo, J. B. D. A., Cruz, A. C. F., Campos, B. G., Araújo, G. S., Fonseca, T. G., Abessa, D. M. S. (2015). Use, development, and improvements in the protocol of whole-sediment toxicity identification evaluation using benthic copepods. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 511–517.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (1995). *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life*, Chapter 6. CCME EPC-98E, Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Ottawa, 35.

- Canfield, T. J., Kimble, N. E., Grumbaugh, W. G., Dwyer, F. J., Ingersoll, C. G., & Fairchild, J. F. (1994). Use of benthic macroinvertebrate community structure and sediment quality triad to evaluate metal contaminated sediment in the upper Clark Fork River, Montana. *Environ. Toxicol. Chem.*, *13*, 1999–2012.
- Castro-Català, N. de, Kuzmanovic, M., Roig, N., Sierra, J., Ginebreda, A., Barceló, D., Pérez, S., Petrovic, M., Picó, Y., Schuhmacher, M., & Muñoz, I. (2016). Ecotoxicity of sediments in rivers: Invertebrate community, toxicity bioassays and the toxic unit approach as complementary assessment tools. *Science of the Total Environment*, *540*, 297–306.
- Chakrabarty, D., & Das, S. K. (2006). Alteration of macroinvertebrate community in tropical lentic systems in context of sediment redox potential and organic pollution. *Biological Rhythm Research*, *37*(3), 213–222.
- Chapman, P. M., Wang, F., Adam, W. J., & Green, A. (1999). Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. *Environ. Sci. Technol.*, *33*(22), 3937–3941.
- Chapman, D. (1996). *Water quality assessment*. E & F. Spon, 626 hlm.
- Chapman, P. M. (1996b). Presentation and interpretation of sediment quality triad data. *Ecotoxicology*, *5*, 327–339.
- Chapman, P. M., Dexter, R. N., & Long, E. R. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, *37*, 75–96.
- Chapman, P. M., & Wang, F. (2001). Assessing sediment contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. and Chem.*, *20*(1), 3–22.
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: Binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, *55*, 2221–2243.
- Chen, C. F., Dong, C. D., & Chen, C. W. (2013). Evaluation of sediment toxicity in Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, *22*(3), 301–314. Doi: 10.1080/15320383.2013.726294.

- Chen, T. B., Zheng, Y. M., Lei, M., Huang, Z. C., Wu, H. T., Chen, H., Fan, K. K., Yu, K., Wu, X., & Tian, Q. Z. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, *60*, 542–551.
- Clements, W. H., & Newman, M. C. (2002). *Community ecotoxicology*. Wiley, Virginia, USA, 336.
- Collins, A. L., Naden, P. S., Sear, D. A., Jones, J. I., Foster, I. D. L., & Morrow, K. (2011). Sediment target for informing river catchment management: International experience and prospects. *Hydrol. Process.*, *25*, 2112–2129.
- Dafforn, K. A., Simpson, S. L., Kelaher, B. P., Clark, G. F., Komyakova, V., Wong, C. K. C., & Johnston, E. L. (2012). The challenge of choosing environmental indicators of anthropogenic impacts in estuaries. *Environ. Pollut.*, *163*, 207–217.
- Dauvin, J.-C. (2008). Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: The case of the Seine estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, *57*, 160–169.
- DelValls, T. A., Chapman, P. M., Drake, P., Dulce Subida, M., Vale, C., de la Reguera, D. F., & Blasco, J. (2007). Benthos sediment quality assessment, sustainable management of sediment resources. Dalam D. Barcelo & M. Petrovic (Eds), *Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants*, 215–260.
- DFO. (2000). *Effects of sediment on fish and their habitat*. DFO Pacific Region Habitat Status Report 2000/2001.
- Didden, W. (2003). Oligochaeta. Dalam B. A. Markert, A. M. Breure, H. G. Zechmeister (Eds), *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier Science Ltd.
- Di Toro, D. M., Mahony, J. D., Hansen, D. J., Scott, K. J., Hicks, M. B., & Mayer, S. M. (1990). Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.*, *9*, 1487–502.
- Di Toro, D. M., Zarba, C. S., & Hansen, D. J. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.*, *10*, 1541–83.
- Driscoll, S. B. K., & Burgess, R. M. (2007). An overview of the development, status, and application of equilibrium partitioning sediment benchmarks for PAH mixtures. *Human and Ecological Risk Assessment*, *13*, 286–301.

- Edwards, R. W. (1987). Ecological assessment of the degradation and recovery of river from pollution. Dalam O. Ravera (Ed), *Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution, and Recovery*. Elsevier, Netherland, 159–194.
- Ferraz, M. A., Alves, A. V., Muniz, C. C., Pusceddu, F. H., Gusso-choueri, P. K., Santos, A.R., & Choueri, R. B. (2017). Sediment toxicity identification evaluation (tie phases i and ii) based on microscale bioassays for diagnosing causes of toxicity in coastal areas affected by Domestic Sewage. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Doi: 10.1002/etc.3824.
- Förstner, U. (1989). Lecture notes in earth science. Dalam S. Bhatattacharji, G. M. Friedman, H. J. Neugebauer, & A. Seilacher (Eds), *Contaminated sediment*. Springer-Verlag, 151.
- Förstner, U., & Whittmann, G. T. (1983). *Toxic metal: Metal pollution in aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, 3–68.
- Giesy, J. P., & Hoke, R. A. (1989). Freshwater sediment toxicity bioassessment: Rationale for species selection and test design. *J. Great Lakes Res.*, 15(4), 539–569.
- Giesy, J. P., & Hoke, R. A. (1990). Freshwater sediment quality criteria: Toxicity bioassessment: Chapter 9. Dalam R. Baudo, J. P. Giesy, & H. Muntau, *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place pollutants*. Lewis Publishers Inc. Ann Arbor Boca Raton Boston, Michigan, 265–348.
- Goher, M. E., Farhat, H. I., Abdo, M. H., & Salem, S. G. (2014). Metal pollution assessment in the surface sediment of Lake Nasser, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 40, 213–224.
- Govenor, H., Krometis, L. A. H., Willis, L., Angermeier, P. L., & Hession, W. C. (2019). Macroinvertebrate sensitivity thresholds for sediment in Virginia streams. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(1), 77–92.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Res.*, 14, 975–1001. Doi: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
- Haring, H. J., Smith, M. E., Lazorchak, J. M., Crocker, P. A., Euresti, A., Wratschko, M. C., & Schaub, M. C. (2010). Comparison of bulk sediment and sediment elutriate toxicity testing methods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, 676–683.

- Harrison, E. T., Norris, R. H., & Wilkinson, S. N. (2007). The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates. Dalam A. L. Wilson, R. L. Dehaan, R. J. Watts, K. J. Page, K. H. Bowmer, & Curtis (Eds), *Implications for River Management. Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference*. Australian Rivers: Making a Difference. Charles Sturt University, Thurgoonna, New South Wales, 139–144.
- Hass, A., & Fine, P. (2010). Sequential selective extraction procedures for the study of heavy metals in soils, sediments, and waste materials: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(5). 365–399.
- Hin, J. A., Oste, L. A., & Schmidt, C. A. (2010). *Guidance document for sediment assessment*. Ministry of Infrastructure and the Environment-DG Water, 153.
- Hoke, R. A., Ankley, G. T., Kosian, P. A., Cotter, A. M., Vandermeiden, F. M., Balcer, M., Phipps, G. L., West, C., & Cox, J. S. (1997). Equilibrium partitioning as the basis for an integrated laboratory and field assessment of the impacts of DDT, DDE, and DDD in Sediments. *Ecotoxicology*, 6, 101–125.
- Hukom, F. D. (2002). Komposisi jenis, distribusi, dan kelimpahan ikan karang di perairan terumbu karang mentawai. *Prosiding Seminar Nasional Ikan VI*, 225–237.
- Ingersoll, C. G. (1995). Sediment tests. Dalam Rand. *Fundamentals of aquatic toxicology: Effects, environmental fate, and risk assessment*. Ed. G. M. 2nd. Taylor and Francis, 231–255.
- Ingersoll, C. G., Haverland, P. S., Brunson, E. L., Canfield, T. J., Dwyer, F. J., Henke, C. E., Kemble, N. E., Mount, D. R., & Fox, R. G. (1996). Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. *Journal Great Lakes Research*, 22, 602–623.
- Ireland, D. S. (2007). An approach for looking at sediment quality on a national perspective. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(1), 3–7.
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Al-Mamun, M. H., & Kamrul, I. M. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282–291.

- Johnston, E. L., & Roberts, D. A. (2009). Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environ. Pollut.*, *157*, 1745–1752.
- Jones, J. I., Murphy, J. F., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S., & Armitage, P. D. (2012). The impact of fine sediment on macroinvertebrates. *River Research and Application*, *28*, 1055–1071.
- Joydas, T. V., Qurban, M. A., Al-Suwailem, A., Krishnakumar, P. K., Cali, N. A., & Nazeer, Z. (2012). Macrobenthic community structure in the northern Saudi waters of the Gulf: 14 years after the 1991 oil spill. *Mar. Pollut. Bull.*, *64*, 325–335.
- Kemp, P., Sear, D. , Collins, A., Naden, P., & Jones, I. (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol. Process.*, *25*, 1800–1821.
- Khaled, A., El Nemr, A., & El Sikaily, A. (2006). An assessment of heavy-metal contamination in surface sediments of the Suez Gulf using geoaccumulation indexes and statistical analysis. *Chemistry and Ecology*, *22*(3), 239–252.
- Khan, S. A., Ansari, K. G. M. T., & Lyla, P. S. (2012). Organic matter content of sediments in continental shelf area of southeast coast of India. *Environ. Monit. Assess.* Doi: 10.1007/s10661-011-2494-8.
- Klemm, D. J., Lewis, P. A., Fulk, F., & Lazorchak, J. M. (1990). *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. US-EPA, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, Ohio. WPA-600-4-90-030.
- Komnitsas, K., Pylotis, I., Zaharaki, D., & Manoutsoglou, E. (2015). Using various guidelines and approaches for the assessment of marine sediment quality. *Environmental Forensics*, *16*(1), 109–116. Doi: 10.1080/15275922.2014.991006.
- Kong, I. C., & Liu, S. M. (1995). Determination of heavy metal distribution in the anoxic sediment slurries by chemical sequential fractionation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *32*, 34–38.
- Lee, M. R., Correa, J. R., & Seed, R. (2006). A sediment quality triad assessment of the impact of copper mine tailings disposal on the littoral sedimentary environment in the Atacama region of northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, *52*, 1389–1395.

- Lemly, A. D. (1996). Evaluation of the hazard quotient method for risk assessment of selenium. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35, 156–162.
- Long, E. R., & Chapman, P. M. (1985). A sediment quality triad: Measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition in pudget sound. *Mar. Pollut. Bull.*, 16, 405–415.
- Long, E. R., Field, L. J., & MacDonald, D. D. (1998). Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(4), 714–727.
- Long, E. R., & MacDonald, D. D. (1998). Recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 4, 1019–1039.
- Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81–97. Doi: 10.1007/BF02472006.
- Long, E. R., & Morgan, L. G. (1991). *The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program*. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Washington. 175 pp + appendices.
- Long, E. R., & Wilson, C. J. (1997). On the identification of toxic hot spot using measure of the sediment quality triad. *Marine Pollution Bulletin*, 34(6), 373–374.
- Lopes, M. L., Rodrigues, A. M., & Quintino, V. (2014). Ecological effects of contaminated sediments following a decade of no industrial effluents emissions: The Sediment Quality Triad approach. *Mar. Pollut. Bull.*, 87, 117–130.
- Luoma, S. N., & Carter, J. L. (1991). Effect of trace metal on aquatic benthos. Dalam M. C. Newman, & A. W. McIntosh (Eds), *Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications*. Chelsea. Michigan: Lewis Publishers, 61–30.
- Luoma, S. N. (1995). Prediction of metal toxicity in nature from bioassay: Limitation and research needs. in: A. Tessier & D. R. Tuner (Eds), *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic System*. John Wiley & Sons Ltd. 609–659.

- Luoma, S. N., & Ho, K. T. (1993). Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. Dalam P. Calow (Ed), *Handbook Ecotoxicology*, Vol 1. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 193–225.
- Ly, W., Liu, Z., Yang, Y., Huang, Y., Fan., B., Jiang, Q., & Zhao, Y. (2016). Loss and self-restoration of macrobenthic diversity in reclamation habitats of estuarine islands in Yangtze Estuary, China. *Mar. Pollut., Bull.*, 103(1–2), 128–136.
- Mababa, S. J., Apodaca, D. C., & David C. P. C. (2018). Development of an acute sediment toxicity test using an endemic benthic macroinvertebrate: Chironomus species to assess the toxicity of Philippines Pasig River sediments, IOP Conf. Series: *Earth and Environmental Science*, 191, 1–12. Doi: 10.1088/1755-1315/191/1/012140.
- MacDonald, D. D., & Ingersoll, C. G. (2010). Tools for assessing contaminated sediments in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. Dalam C. Poletto & S. Charlesworth (Eds), *Sedimentology of Aqueous Systems*, 171–199.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Smorong, D. E., Lindskoog, R. A., Sloane, G., & Biernacki, T. (2003). Development and Evaluation of Numerical Sediment Quality Assessment Guidelines for Florida Inland Waters. *Technical Report*. Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida, 116.
- MacDonald, D. D. (1994a). *Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines, Volume 1*. Tallahassee, Florida, 107.
- MacDonald, D. D. (1994b). *A review of environmental quality criteria and guidelines for priority substances in the Fraser River Basin*. Environment Canada, 58.
- Maher, W., Batley, G. E., & Lawrence, I. (1999). Assessing the health of sediment ecosystem: Use of chemical measurements. *Freshwater Biology*, 41, 361–372.
- Mamboya, F. A. (2007). *Heavy metal contamination and toxicity: Studies of macroalgae from the Tanzanian Coast*. Stockholm University, Stockholm, 49.
- Manoj, K., & Padhy, P. K. (2014). Distribution, enrichment and ecological risk assessment of six elements in bed sediments of a Tropical River, Chottanagpur Plateau: A spatial and temporal appraisal. *Journal of environmental Protection*, 5, 1419–1434.

- McCauley, D. J., De Greve, G. M., & Linton, T. K. (2000). Sediment quality guidelines and assessment: Overview and research needs. *Environmental Science & Policy*, 3, 133–144.
- Melwani, A. R., Greenfield, B. K., & Byron, E. R. (2009). Empirical estimation of biota exposure range for calculation of bioaccumulation parameters. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(1), 138–149.
- Menzie C., Driscoll, S. K., Kierski, M., & Morrison, A. M. (2014). Advances in risk assessment in support of sediment risk management, (Chapter 5). Dalam D. Reible (Ed), *Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*. SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology, Vol 6. Springer, New York, NY. Doi: https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6726-7_5.
- Meregalli, G., Vermeulen, A. C., & Ollevier, F. (2000). The use of chironomid deformation in an in situ test for sediment toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47, 231–238.
- Milbrink, G. (1983). Characteristic deformities in tubificid oligochaetes inhabiting polluted bays of Lake Vänern, Southern Sweden. *Hydrobiologia*, 106(2), 169–184.
- Moran, P. W., Nowell, L. H., Kemble, N., Mahler, B. J., Waite, I. R., & Van Metre, P. C. (2017). Influence of sediment chemistry and sediment toxicity on macroinvertebrate communities across 99 wadable streams of the Midwestern USA. *Science of the Total Environment*, 599–600, 1469–1478.
- Moreira, L. B., Leite, P. R. B. D., Dias, M. de L., Martins, C. C., & Abessa, D. M. de S. (2019). Sediment quality assessment as potential tool for the management of tropical estuarine protected areas in SW Atlantic, Brazil. *Ecol. Indicators*, 101, 238–248.
- Muller, G. (1979). Schwermetalle in den sediment des Rheins, Veränderungem Seit 1971. *Umschau*, 79, 778–783.
- Munawar, M., Munawar, I. F., Sergeant, D., & Wenghofer, C. (2000). A preliminary bioassessment of Lake Baikal sediment toxicity in the vicinity of a pulp and paper mill. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3(2), 249–257.
- Mutiah, D. (2020). *Peneliti LIPI ungkap jumlah danau di Indonesia, angkanya lebih ekspektasi*. Diakses pada 20 Januari 2020 dari <https://www>.

liputan6.com/lifestyle/read/4424983/peneliti-lipi-ungkap-jumlah-danau-di-indonesia-angkanya-lebih-ekspektasi.

- Nazeer, S., Hashmi, M. Z., & Malik, R. N. (2014). Heavy metals distribution, risk assessment, and water quality characterization by water quality index of the River Soan, Pakistan. *Ecological Indicators*, *43*, 262–270.
- Norris, R. H. (1999). Environmental indicators: Recent development in measurement and application for assessing freshwater. Dalam A. Holt, K. Dickinson, & G. W. Kearsley (Eds), *Environmental Indicators. Proceeding of the Environmental Indicator Symposium*. University of Otago. Dunedin. New Zealand. 1–43.
- Norris, R. H., & Thoms, M. C. (1999). What is river health?. *Freshwater Biology*, *41*, 197–209.
- Novotny, V., & Olem, H. (1994). *Water quality, prevention, identification, and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrans Reinhold, 1054 hlm.
- NRC. (2003). Introduction. Dalam *Bioavailability of contaminants in soil and sediments, process, tools, and applications* (20–46). Committee on Bioavailability of Contaminants in Soil and Sediment. The National Academic Press.
- Ohio-EPA. (2010). *Guidance on evaluation sediment contamination results*. Division of Surface Water, 30 hlm.
- Ohio-EPA. (2001). *Sediment sampling and methodologies*. Lazarus Government Center, Columbus, Ohio, 36 hlm.
- Owens, P. N., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., Kondolf, G. M., Marden, M., Page, M. J., Peacock, D. H., Petticrew, E. L., Salomons, W., & Trustrum, N. A. (2005). Fine-grained sediment in river systems: Environmental significance and management issues. *River Res. Applic.*, *21*, 693–717.
- Pataki, G. E., & Cahill, J. P. (1999). *Technical guidance for screening contaminated sediment*. New York State: Department of Environmental Conservation Division of Fish, Wildlife, and Marine Resources, 39 hlm.
- Persaud, D., Jaagumagi, R., & Hayton, A. (1993). *Guideline for the protection and management of aquatic sedimen quality in ontario*. 92-2309-067. Ontario, 32 hlm.

- Persone, G., & Janssen, C. R. (1998). Freshwater invertebrate toxicity tests. Dalam P. Calow (Ed.), *Handbook of Ecotoxicology* (51–65). Blackwell Science Ltd., USA. Doi: 10.1002/9781444313512.ch4.
- Pinto, B. C. T., Peixoto, M. G., & Araujo, F. G. (2006). Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the Rio Paraíba do Sul, Southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol*, 4(2), 269–278.
- Power, E. A., & Chapman, P. M. (1992). Assessing sediment quality. Dalam A. Burton (Ed.), *Sediment Toxicity Assessment* (1–16). Lewis Publishers.
- Prato, E., Parlapiano, I., & Biandolino, F. (2015). Ecotoxicological evaluation of sediment by battery bioassay: Application and comparison of two integrated classification systems. *Chemistry and Ecology*, 31(7), 661–678.
- Prica, M., Dalmajica, B., Roncevic, S., Kremar, D., & Bacelic, M. (2007). A comparison of sediment quality results with acid volatile sulfide (AVS) and simultaneously extracted metal (SEM) ratio in Vojvodina (Serbia) sediments. *Sci. Total Environ.*, 20, 1–10.
- Reible, D. D. (Ed.). (2014). *Processes, assessment, and remediation of contaminated sediments*. SERDP and ESTCP Remediation Technology Monograph Series. New York: Springer, 107–130.
- Qiu, X., & Davis, J. W. (2004). Environmental bioavailability of hydrophobic organochlorines in sediments: A review. *Remediation*, 55–84. Wiley Periodicals, Inc.
- Qiu, X., Wu, N., Tang, T., Cai, Q., & Park, Y-S. (2010). Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 46, 291–302.
- Ritter, K. J., Bay, S. M., Smith, R. W., Vidal-Dorsch, D. E., & Field, L. J. (2011). Development and evaluation of sediment quality guidelines based on benthic macrofauna responses. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8(4), 610–624.
- Roberts, D. A. (2012). Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environ. Internat.*, 40, 230–243.
- Rodrigues, S. K., Abessa, D. M. S., Rodrigues, A.P. de C., Soares-Gomes, A., Freitas, C. B., Santelli, R. E., Freire, A. S., & Machado, W. (2017). Sediment quality in a metal-contaminated tropical bay assessed with a multiple lines of evidence approach. *Environ. Pollut.*, 228, 265–276.

- Saleem, M., Iqbal, J., & Shah, M. H. (2015). Geochemical speciation, anthropogenic contamination, riskassessment and source identification of selected metals in freshwatersediments: A case study from Mangla Lake, Pakistan. *Environmental Nanotechnology, Monitoring, & Management*, 4, 27–36.
- Sekhar, C., Chary, N. S., Kamala, C. T., Suman Raj, D. S., Sreenivasa, R. A. (2003). Fractionation studies and bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in Kolleru lake by edible fish. *Environment International*, 29, 1001–1008.
- Schlekat, C. E., Garman, E.R., Vangheluwe, M. L. U., & Burton Jr., G. A. (2015). Development of a bioavailabilitybased risk assessment approach for nickel in freshwater sediments. *Integr. Environ. Assess. Monit.* Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803371-5.00007-2>.
- Scrimshaw, M. D., DelValls, T. A., Blasco, J., & Chapman, P. M. (2007). Sediment quality guidelines and weight of evidence assessments, sustainable management of sediment resources. *Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants*, 295–309.
- Simpson, S. L., Batley, G. E., Chariton, A. A., Stauber, J. L., King, C. K., Chapman, J. C., Hyne, R. V., Gale, S. A., Roach, A. C., & Maher, W. A. (2005). *Handbook for sediment quality assessment*. CSIRO: Bangor, NSW, 117 hlm.
- Simpson, S. L., Campana, O., & Ho, K. T. (2016a). Sediment toxicity testing. Dalam *Marine Ecotoxicology*. Eds. Blasco, J. Chapman, P. M., Campana, O., Hampel, M. Elsevier.
- Simpson, S. L., Batley, G. E., & Maher, W. A. (2016b). Chemistry of sediment contaminants. Dalam *Sediment Quality Assessment: A Practical Guide*, Second Edition. Australia: CSIRO, 47–75.
- Skilbeck, C. G., Trevathan-Tackett, S., Apichanangkool, P., & Macreadie, P. I. (2017). Chapter 5: Sediment sampling in Estuaries: Site selection and sampling technique. Dalam Weckström, K. Saunders, K. Gell, P.A. Skilbeck C. First edition (Eds.), *Applications of Paleoenvironmental Techniques in Estuarine Studies* (89–120). The Netherlands, Springer Science.
- Sorensen, M. T., Conder, J. M., Fuchsman, P. C., Martello, L. B., & Wenning, R. J. (2007). Using a sediment quality triad approach to

- evaluate benthic toxicity in lower Hackensack River, New Jersey. *Arch. Environ. Contam. Toxicol*, 53, 36–49.
- Sorell, T., & McEvoy, K. (2013). Incorporating bioavailability considerations into the evaluation of contaminated sediment sites. *Remediation*, 63–72.
- Sormunen, A. (2008). *Bioavailability assessment of sediment-associated organic compounds through desorption and pore-water concentration* (PhD Dissertations in Biology No. 55, University of Joensuu, Finland), 46 hlm.
- Sudarso, J. (2008). *Evaluasi kontaminasi logam di sedimen dari Waduk Saguling dengan menggunakan konsep Triad: Sebuah pendekatan dalam pengelolaan waduk* (Tesis, Sekolah Pascasarjana Institut Pertanian Bogor), 111 hlm.
- Tack, F. M. G., & Verloo, M. G. (1995). Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: A review. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 59(2), 225–238.
- Traunspurger, W., & Drews, C. (1996). Toxicity analysis of freshwater and marine sediments with meio-and macrobenthic organisms: A review. *Hydrobiologia*, 328, 215–261.
- US-EPA. (2000). *Draft implementation framework for the use of equilibrium partitioning sediment guidelines*. EPA-XXX. Washington, D.C., USA.
- US-EPA. (1992). *Sediment classification methods compendium*. EPA 823-R-92-006. Washington, D.C., USA.
- Volosin, J. S., & Cardwell, R. D. (2002). Relationships between aquatic hazard quotients and probabilistic risk estimates: What is the significance of a hazard quotient >1?, *Human and Ecological Risk Assessment*, 8(2), 355–368.
- Wang, X., Feng, H., & Ma, H. (2007a). Assessment of metal contamination in surface sediments of Jiaozhou Bay, Qingdao, China. *Clean*, 35(1), 62–70.
- Wang, P., Tidwell, D. K., Beck, T. M., & Kraus, N. C. (2007b). Sedimentation patterns in a stabilized migratory inlet, blind pass, FL. *Proceedings Coastal Sediments '07 Conference*. ASCE Press, Reston, VA, 1377–1390.
- Widianarko, B., Verweij, R. A., Van Gestel, A. M., & Van Straalen, N. M. (2000). Spatial distribution of trace metal in sediments from urban streams of Semarang, Central Java, Indonesia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 95–100.

- Wildco. (2020). Standard Ekman Grab (italic). <https://shop.sciencefirst.com/wildco/551-standard-ekman-grab>.
- Wildhaber, M. L., & Schmitt, C. J. (1996). Hazard ranking of contaminated sediments based on chemical analysis, laboratory toxicity tests, and benthic community composition: Prioritizing sites for remedial action. *J. Great Lakes Res.*, 22(3), 639–652.
- Winner, R. W., Bossel, M. W., & Farrell, M. P. (1980). Insect community structure as an index of heavy metal pollution in lotic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 647–655.
- Wood, P. J., Toone, J., Greenwood, M. T., & Armitage, P. D. (2005). The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv. Für Hydrobiologie*, 163, 145–162.
- Yang, W., Li, X., Pei, J., Sun, T., Shao, D., Bai, J., & Li, Y. (2017). Bioavailability of trace metals in sediments of a recovering freshwater coastal wetland in China's Yellow River Delta, and risk assessment for the macrobenthic community Wei Yang. *Chemosphere*, 189, 161–171.
- Yisa, J., Jacob, J. O., & Onomiya, C. O. (2012). Assessment of toxic levels of some heavy metals in road deposited sediments in Suleja, Nigeria. *American Journal of Chemistry*, 2(2), 34–37.
- Zhang, C., Yu, Z., Zeng, G., Jiang, M., Yang, Z., Cui, F., Zhu, M., Shen, L., & Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73, 270–281.
- Zhao, S., Feng, C., Wang, D., Tian, C., Shen, Z. (2014). Relationship of metal enrichment with adverse biological effect in the Yangtze Estuary sediments: Role of metal background values. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 464–472.
- Zheng, N., Wang, Q., Liang, Z., & Zheng, D. (2008). Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environ. Pollut.* Doi: 10.1016/j.envpol.2008.01.001.



LAMPIRAN

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 1. Dampak sedimen halus pada taksa makrozoobentos air tawar (Jones dkk., 2012).

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
Baetis rhodani	Ephemeroptera	Terkubur	Ketebalan 5 mm	125µm-> 4mm	(Wood dkk., 2005)
Ephemerella subvaria	Ephemeroptera	Peningkatan drift Tidak terpen- garuh	2,68 g/L	Tanah liat	(Ciborowski dkk., 2005)
Deleatidium	Ephemeroptera	Peningkatan drift	20.000 NTU	<0,05 mm	(Suren dkk., 2005)
Zephlebia	Ephemeroptera	Peningkatan drift	22.400 mg/L	<0,05 mm	(Suren dkk., 2005)
Rhithrogena semicolorata	Ephemeroptera	Menurunkan kepadatan	250-2000 mg/L	<63 µm	(Molinois and Donobue, 2009)
Paraleptophlebia	Ephemeroptera	Kekayaan taksa menurun	Kekayaan taksa	Endapan sedimen	(Culp dkk.,1986)
Baetis rhodani	Ephemeroptera	Kekayaan taksa menurun	4-5 kg/m3	Pasir	(Larsen and Ormerod, 2010)
Baetis rhodani	Ephemeroptera	Kekayaan taksa menurun.	4-5 kg/m2	Pasir	(Larsen and Ormerod, 2010)
Baetis rhodani	Ephemeroptera, Plecoptera, dan Trichoptera	Kekayaan taksa menurun.	40%	< 2 mm	(Larsen and Ormerod, 2010)
	EPT)	Menurunkan ke- limpahan relatif.	550-700 kg	2 mm	(Kaller dkk.,2001)
	Taksa EPT	Meningkatkan ke- limpahan relatif.	0-30%	< 2 mm	(Matthaei dkk., 2006)
	Taksa EPT	Kekayaan taksa menurun.			

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
	Baetidae	Tidak meningkatkan mortalitas	0-30%	< 2 mm	(Angradi, 1999)
	Taksa EPT	Tidak berpengaruh	>0,8-0,9% dari komposisi substrat sungai 30% tertutupi. 1000 NTU	<0,25 mm	(Angradi, 1999)
	Ephemeroptera				(Kaller and Hartman, 2004)
	Ephemeroptera, Amphipoda, chironomid		163-955 NTU		(Suren dkk., 2005)
<i>Asellus aquaticus</i>	Isopoda	Terkubur	Ketebalan 5 mm, Ketebalan 10 mm	> 4 mm > 2 mm	(Wood dkk., 2005)
<i>Hydropsyche pelucida</i>	Trichoptera	Terkubur	Ketebalan 10 mm	<500 µm	(Wood dkk., 2005)
<i>Hesperophylax occidentalis</i>	Trichoptera	Menghambat makan Menurunkan sintasan	1,5 mg/L 23 NTU	<0,6 mm	(Hornig and Brusven, 1986)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
<i>Hydropsyche betteni</i>	Trichoptera	Tidak ada pengaruh pada pertumbuhan dan sintasan	23 NTU	<0,6 mm	(Strand and Merritt, 1997)
<i>Ceratopsyche sparna</i>					(Strand and Merritt, 1997)
Simuliidae	Diptera	Menghambat makan	> 50 mg/L	<125 µm	(Kurtak, 1978; Gaugler and Molloy, 1980)
Simuliidae	Diptera	Peningkatan drift	133 mg/L		(Doeg and Miledge, 1991)
Helodidae	Coleoptera	Peningkatan drift	2,95-14 mg/L		(Rosenberg and Wiens, 1978)
<i>Pteronarcys californica</i>	Plecoptera	Menghambat makan	1,5 mg/L		(Hornig and Brusven, 1986)
<i>Iscnura heterostricta</i>	Odonata	Menghambat makan.	1000-1500 NTU	Kaolin	(Kefford dkk., 2010)
<i>Iscnura aurora</i>	Odonata	Meningkatkan sintasan	1000 NTU	Kaolin	(Kefford dkk., 2010)
	Odonata, Hemiptera	Tidak berpengaruh pada makan	1000-1500 NTU		(Kefford dkk., 2010)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
	Bivalvia	Menghambat makan	600 mg/L	<i>Diatomaceous earth</i>	(Aldridge dkk., 1987)
	Bivalvia	Menurunnya metabolisme.	600 mg/L	Lumpur	(Aldridge dkk., 1987)
	Bivalvia	Mortalitas	Ketebalan 6-25 mm		(Ellis, 1936)
	Thiaridae, Muscidae, Veliidae, dan Aeshnidae	Menurunkan keanekaragaman	70-80 NTU		Dlamini dkk.,(2010)
	Cladocera & Copepoda	Menghambat makan	25000 mg/L		(Alabaster and Lloyd, 1982)
Daphnia spp.	Cladocera	Pengaruh positif maupun negatif pada pertumbuhan	200 NTU	Sedimen danau	(Hart, 1992)
<i>Asellus aquaticus</i>	Amphipoda	Tidak ada pengaruh	>2000 mg/L	<63 µm	(Molinos and Donohue, 2009)
<i>Paracalliope fluviatilis</i>	Amphipoda	Peningkatan drift	550-700 kg	2 mm	(Matthaei dkk., 2006)
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda	Menghambat pertumbuhan	>0.3g/cm2	<63 µm	(Broekhuizen dkk., 2001)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
<i>Physa integra</i>	Gastropoda	Menghambat pertumbuhan	0,06 g/cm ² per hari	<63 µm	(Kent and Stelzer, 2008)
<i>Reymondia horei</i>	Gastropoda	Menurunkan sintasan	100 cm ³ /L	63-212 µm	(Donohue and Irvine, 2003)
<i>Physa acuta</i>	Gastropoda	Menurunkan penetasan telur	Ketebalan 5 mm	Kaolin	(Kefford dkk., 2010)
<i>Physa integra</i>	Gastropoda	Menghambat pertumbuhan	0,37 g/cm/hari	<63 µm	(Kent and Stelzer, 2008)
	Oligochaeta	Tidak terpengaruh		45% (0,2-0,02 mm), 45% (0,02-0,002 mm), dan 10% (<0,002 mm). < 4 mm.	(Hamilton, 1961)
	Oligochaeta	Kelimpahan relatif meningkat.	30 % tertutupi		(Larsen dkk., 2009)
Tubificidae	Oligochaeta	Meningkat kelimpahan relatif.	10.000 m ³ endapan sedimen.	0,3-0,599 mm	(Nutall, 1972)
Naididae	Oligochaeta	Meningkat kelimpahan relatif.	6-35.231 mg/L	Tanah liat	(Nutall and Bireby, 1973)
<i>Glossiphonia complanata</i>	Hirudinea	Kepadatan menurun	22-336 mg/L		(Extence, 1978)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Taksa	Ordo	Pengaruh	Beban sedimen	Tipe sedimen	Peneliti
	Seluruh taksa	Kepadatan menurun	8-177 mg/L,	< 1 µm	(Quinn dkk., 1992)
	Seluruh taksa	Kepadatan menurun	1,3-8,2 NTU 62 mg/L		(Wagner and LePerriere, 1985)
	Seluruh taksa	Kepadatan dan kekayaan taksa menurun	< 500 mg/l		(Cline dkk., 1982)
	Seluruh taksa	Kepadatan dan kekayaan taksa menurun	4610 mg/L		(Doeg and Koehn, 1994)
	Seluruh taksa	Kepadatan dan kekayaan taksa menurun.	4,7 g/L		(Crosa dkk., 2010)
	Macam-macam avertebrata	Menurunkan kepadatan	3,7 NTU		(Quinn dkk., 1992)
	Macam-macam avertebrata	Penurunan 50% dalam kekayaan taksa	25 NTU		(Quinn dkk., 1992)
	Macam-macam avertebrata	Menurunkan kepadatan	< 4 NTU		(Rosetta, 2005)
	Macam-macam avertebrata	Menurunkan kekayaan taksa	4,7 NTU		(Evans-White dkk., 2009)
	Thiaridae, Muscicidae, Veliidae, dan Aeshnidae	Menurunkan keanekaragaman	70-80		(Diamini dkk., 2010)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 2. Hubungan antara respons dan dosis dari sedimen tersuspensi yang dipaparkan di ikan (Collins dkk., 2011).

Organisme	Konsentrasi Sedimen (mg/L)	Durasi (jam)	Dampak	Referensi
Atlantic salmon	20	-	Meningkatkan pencarian makan	Robertson dkk., (2007)
Atlantic salmon	60-80	-	Perilaku menghindari dan menurunkan pencarian makan	Robertson dkk., (2007)
Arctic grayling	25	24	6% mortalitas pada anakan (<i>sac fry</i>)	Reynolds dkk., (1988)
Arctic grayling	65	24	15% mortalitas pada anakan (<i>sac fry</i>)	Reynolds dkk., (1988)
Arctic grayling	185	72	41 % mortalitas pada anakan (<i>sac fry</i>)	Reynolds dkk., (1988)
Cyprinid	100.000	168	Beberapa yang lolos hidup	Wallen (1951)
Rainbow trout	47	1152	Menurunkan pertumbuhan	Slaney dkk., (1977)
Coho salmon	2000-3000	192	Menurunkan efisiensi konsumsi dan imunitas	Redding dkk., (1987)
Coho Salmon	40.000	96	Kerusakan fisik pada insang	Lake and Hinch (1989)
Chinook salmon	488	96	50 % kematian pada fase muda	Stober dkk., (1981)
Chinook salmon	207.000	1	100 % kematian pada juvenil	Newcomb and Flagg (1983)
Organisme	Kisaran Kekerauhan (NTU)		Dampak	Referensi
<i>Juvenile coho</i>	3-30		Meningkatnya frekuensi batuk	Sevizi and Martens (1992)
<i>Juvenile coho</i> dan <i>steelhead</i>	22-265		Emigrasi/menghindar	Sigler (1980)
				Sigler dkk., (1984)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Organisme	Konsentrasi Sedimen (mg/L)	Durasi (jam)	Dampak	Referensi
<i>Steelhead</i> dan <i>coho</i>	11-51		Emigrasi/menghindar	Berg and Norhcore (1985)
<i>Juvenile coho</i>	10-60		Menurunkan laju makan	Bachman (1958) Vinyard and Yuan (1996) Sigler (1980)
<i>Brown trout</i>	7,5		Menurunkan laju makan	Sigler dkk., (1984)
<i>Cutthroat trout</i>	3,5-25		Menurunkan laju makan	
<i>Juvenile coho</i> dan <i>steelhead</i>	22-113		Menurunkan pertumbuhan	Vogel and Beauchamp (1999)
<i>Juvenile coho</i> dan <i>steelhead</i>	25		Menurunkan pertumbuhan	Sweka and Hartman (1999)
<i>Rainbow</i> dan <i>cutthroat trout</i>	3,2-7,4		Jarak reaksi berkurang	
<i>Brook trout</i>	0-43		Jarak untuk mengadakan reaksi berkurang	

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 3. Daftar nama biota uji yang digunakan dalam uji toksisitas sedimen air tawar (Wildhaber and Schmitt, 1996; Trauspurger and Drews, 1996).

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
Ikan: Larva embrio <i>Pimephales promelas</i>	Sintasan, panjang, berat	7 hari	Sedimen utuh		Wildhaber and Schmitt (1996)
Zooplankton: - <i>Ceriodaphnia dubia</i> - <i>Daphnia magna</i> - <i>Daphnia magna</i>	Reproduksi , sintasan Sintasan Reproduksi , sintasan	7 hari 48 jam 7 hari	Sedimen <i>elutriate</i> Sedimen utuh Sedimen <i>elutriate</i> dan sedimen utuh		Wildhaber and Schmitt (1996) Wildhaber and Schmitt (1996) Wildhaber and Schmitt (1996)
Bentos invertebrata: Insekta <i>Chironomus</i> sp. - <i>Chironomus</i> sp. - <i>C. decorus</i> - <i>C. riparius</i> - <i>C. riparius</i> - <i>C. riparius</i> - <i>C. riparius</i> - <i>C. riparius</i>	Mortalitas, perilaku (pemilihan sedimen) Mortalitas Mortalitas Mortalitas, pertumbuhan <i>Emergence</i> dewasa Mortalitas (instar 4) Mortalitas, pertumbuhan, <i>emergence</i> dewasa. Mortalitas, <i>emergence</i> dewasa Mortalitas, pertumbuhan <i>Emergence</i> dewasa.	24-48,48-60 jam 48 jam, 10 hari. 48 jam 13-14 hari 29 hari 24 jam 10 hingga 30 hari 28 hari 17-20 hari	Padat Padat Cair Padat Padat Padat Padat Padat	Sedimen alami Spiked sedimen Sedimen alami Sedimen alami Sedimen alami Instar 4 Metode standard ASTM Metode standard ASTM Sedimen alami	Ganoco and Beeton (1969) Cairns dkk., (1984) Kosalwat and Night (1987) Ingersol and Nelson (1990) Ingersol and Nelson (1990) Lydy dkk.,(1990) ASTM(1994)/BBA/TVA(1994) ASTM(1994)/BBA/TVA(1994)

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>C. tentans</i>	Mortalitas, pertumbuhan	17-20 hari	Padat		WentseI dkk.(1997)
- <i>C. tentans</i>	Mortalitas, pertumbuhan, bioakumulasi	14 hari	Padat		WentseI dkk.(1997)
- <i>C. tentans</i>	Emergence dewasa	10-15 hari	Padat	Bagian dari uji multispesies	Adam dkk.(1985)
- <i>C. tentans</i>	Pertumbuhan		Padat	Bagian dari uji multispesies	Nebeker dkk..(1984)
- <i>C. tentans</i>	Mortalitas, pertumbuhan, emergence dewasa	25 hari	Padat	Metode standard	Nebeker dkk..(1984)
- <i>C. tentans</i>	Emergence dewasa, kemampuan telur menetas	10 hari	Padat	Metode standard	Giesy dkk....(1988)
- <i>C. tentans</i>	Mortalitas	10-25 hari	Padat		ASTM (1994)
- <i>C. tentans</i>	Penghambatan enzim		Padat		
- <i>Paratanytarsus parthenogenica</i>	Mortalitas	21 hari	Elutriate		Le Blanc and Surprenant (1985)
- <i>Hexagenia sp.</i>	Mortalitas, pertumbuhan	4 hari	Padat dan air pori	Referensi data untuk uji penghambatan enzim.	Bahnick dkk....(1980)
- <i>Hexagenia sp.</i>	Mortalitas, pertumbuhan,	1,5 jam	Ekstrak	Metode digunakan secara luas.	Bulkema dkk....(1980)
- <i>Hexagenia sp.</i>	frekuensi molting	24-48 jam, 4 hari	Ekstrak	Metode yg digunakan secara luas	Bulkema dkk....(1980)
- <i>Hexagenia sp.</i>	Mortalitas	14 hari.	Padat	Bagian dari uji multispesies	IUC (1988)
- <i>Hexagenia sp.</i>	Mortalitas, bioakumulasi	4-10 hari, 21 hari	Padat	Kombinasi dengan 2 hari uji <i>Daphnia</i> .	Giesy and Hoke (1989) , Bedard dkk....(1992), ASTM (1994)
	Produksi nimfa			Bagian dari uji multispesies	
	Perkembangan embrio, penetasan telur		Padat	Sedimen alami	

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>H. limbata</i>	Mortalitas, reproduksi, pertumbuhan	4 hari	Padat		Prater and Anderson (1977)
- <i>H. limbata</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	10 hari	Padat	Sedimen alami	Malueg dkk....(1983, 1984)
- <i>H. limbata</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	10, 28 hari	Padat		Nebeker dkk....(1984)
- <i>H. limbata</i>	Mortalitas	-	<i>in situ</i>	Sedimen alami, spiked	Edsall dkk....(1991)
- <i>H. rigida</i> (telur)	Perilaku (<i>reworking</i>), mortalitas, pertumbuhan, berat, bioakumulasi	35 hari	tidak spesifik	Spiked sedimen dengan endrin	Friesen (1979)
- <i>Stenonema modestum</i>			<i>Elutriate</i>		
Oligochaeta					
- <i>Limnodrilus claparedeanus</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	7-14 hari	Padat		Diamond dkk....(1992)
- <i>L. hoffmeisteri</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	500 hari	Padat	Spiked sedimen dengan endrin	Wiederholm dkk.... (1987)
- <i>L. hoffmeisteri</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi, perilaku menggali	500 hari	Padat	Sedimen alami	Wiederholm dkk.... (1987)
- <i>L. hoffmeisteri</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	4 hari	<i>Slurry</i> sedimen	Metode digunakan secara luas.	Keilty dkk.... (1988a)
- <i>L. hoffmeisteri</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	40-55 hari	<i>Slurry</i> sedimen		Keilty dkk.... (1988b)
- <i>L. udekemianus</i>	Perilaku (<i>reworking</i>), mortalitas, berat, bioakumulasi	500 hari	Padat	Sedimen alami	Wiederholm dkk.... (1987)
- <i>Lumbriculus variegatus</i>	Perilaku (menghindar) Reproduksi	10-28 hari	Padat	Waktu generasi yg pendek Sedimen yang dicampur endrin	Carlson dkk... (1991), Phipps dkk....(1993)
	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi		Padat	Sedimen yang dicampur endrin	

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>L. variegatus</i>		1, 2, 14 hari		Sedimen alami	Dermott and Munawar (1992)
- <i>Potamothrix ham- montensis</i>	Mortalitas	500 hari	Padat		Wiederholm dkk.... (1987)
- <i>Pristina leidy</i>	Mortalitas, pertumbuhan, <i>maturaton</i> Pertumbuhan dan reproduksi	48 jam, 15-18 hari 4 hari	Cair dan padat Padat, sedimen <i>slurry</i> Sedimen <i>slurry</i>	Metode digunakan secara luas.	Smith dkk.... (1991) Keilty dkk.... (1988a)
- <i>Stylodrilus heringianus</i> - <i>S. heringianus</i>	Mortalitas	40-55 hari	Padat	Metode digunakan secara luas	Keilty dkk.... (1988b,c)
- <i>S. heringianus</i> - <i>Tubifex tubifex</i> - <i>T. tubifex</i>	Mortalitas	10 mnt-4 hari 200-300 hari 500 hari	Padat Padat Padat		White and Keilty (1988) Milbrink (1987) Wiederholm dkk (1987)
- <i>T. tubifex (matang gonad)</i>	Mortalitas	28 hari	Padat	Bagian dari uji multispecies	Reynoldson dkk.... (1991), ASTM (1994a)
- spesies lainnya	Perilaku (menghindar), mortalitas, bioakumulasi.	4 hari	Padat		Chapman dkk.... (1982 a-c).
Nematoda			Ekstrak		
- <i>Panagrellus redivivus</i>	Mortalitas, perilaku (memilih)	4 hari	Padat	Metode standard	Samoiloff (1982, 1983a,b, 1987)
- <i>Caenorhabditis elegans</i>	Mortalitas, laju konsumsi (memilih)	3 hari	Padat		Traunspurger dkk.... (1996)
Isopoda			Cair		
- <i>Asellus aquaticus</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi	42 hari	Padat	Metode digunakan secara luas	Green dkk.... (1986)
- <i>A. communis</i>	Mortalitas, bioakumulasi				Prater and Anderson (1977 a,b)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
Ampipoda - <i>Diporeia (Pontoporeia) spp.</i> - <i>Diporeia (Pontoporeia) spp.</i> - <i>D. affinis</i>	Pertumbuhan Perilaku Pertumbuhan Laju konsumsi, mortalitas	4 hari 4 hari	Padat dan air pori Padat	Bagian dari uji multispecies	Bahnick dkk. (1980)
- <i>D. hoyi</i>	Mortalitas, laju konsumsi	5 hari, 28 hari	Padat	Diterapkan di laboratorium dan <i>in situ</i>	Gossiaux dkk.... (1983), ASTM (1994a)
- <i>Gammarus sp.</i>	Mortalitas	24-48 jam	Padat	Diterapkan di laboratorium dan <i>in situ</i>	Gannon and Beeton (1971)
- <i>Gammarus sp.</i>	Mortalitas, perkembangan, pertumbuhan, reproduksi	7 hari	Padat	Sedimen alami dicampur dengan Zn	Munawar dkk.... (1989)
- <i>Gammarus sp.</i> - <i>G. fasciatus</i>	Mortalitas	24-48 jam, 48-60 jam	Padat	Sedimen di campur dengan Cu	Gannon and Beeton (1971)
- <i>G. lacustris</i>	Mortalitas dewasa dan muda, bioakumulasi	28-56 jam	Padat		Pascoe dkk.... (1992)
- <i>G. pulex</i> - <i>G. pulex</i> - <i>G. pulex</i>	Mortalitas dan pertumbuhan	48 jam, 10 hari 56-70 hari	Padat dan cair Padat	Bagian dari uji multispecies	Cairns dkk.... (1984) Borgman dkk.... (1989)
- <i>G. pulex</i>	Mortalitas	10 hari, 28 hari	Cair	Sedimen alami	Nebeker dkk.... (1984)
- <i>G. pulex</i>	Mortalitas dan pertumbuhan, perkembangan, reproduksi	6 hari 14 hari 6-7 hari	Cair Cair Cair	Sedimen alami	Naylor dkk.... (1989) Berlakogla and Kickuth 1990 Maltby dkk.... (1992)
- <i>G. pulex</i>	Mortalitas dan perkembangan	7-28 hari	sedimen dalam sungai buatan	Metode standard	Maltby (1992)
- <i>Hyalela sp.</i>	Mortalitas	30-60 hari	Padat	Diterapkan di laboratorium dan <i>in situ</i>	Roddie dkk.... (1992)
- <i>Hyalela azteca</i>	Mortalitas, bioakumulasi	48 jam, 10 hari	Padat	Tidak spesifik	Cairns dkk.... (1984)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>H. azteca</i>	Mortalitas, pertumbuhan, dan fekunditas	14 hari, beberapa bulan	Padat	Sedimen dicampur dengan Cd	de March (1979)
- <i>H. azteca</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Uji multi generasi	Nebeker dkk. (1984)
- <i>H. azteca</i>		28 hari	Padat dan cair		Nebeker dkk. (1984)
- <i>H. azteca</i>		28 -56 hari	Padat		Borgmann dkk... (1989), Borgmann and Munawar (1989)
- <i>H. azteca</i>		10 hari	Padat		Nebeker dkk. (1989), Ingersoll and Nelson (1990)
Decapoda					Ingersoll and Nelson (1990)
- <i>Orconectes virilis</i>		29 hari	Padat		Kubittz (1992), ASTM (1994a)
- <i>Palaemonetes</i>		10-30 hari	Padat		
Gastropoda					Leonhard (1979)
- <i>Helisoma sp.</i>		30-100 hari	Tidak spesifik		
- <i>H. trivialis</i>		4 hari	<i>Elutriate</i>		Jones & Leo (1978), Lee dkk.... (1978)
Bivalvia					Carlson dkk.... (1991)
- <i>Sphaerium</i>		10 hari	air dan padat		
		70-210 hari	Tidak spesifik		Flannagan and Cobb (1979)
		10 hari	Padat		Crane dkk.... (1993)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
Uji Multi spesies - <i>Hyalella</i> , <i>Chironomus</i> , <i>Gammarus</i> , <i>Daphnia</i> , - <i>Hyalella</i> , <i>Gammarus</i> , <i>Hexagenia</i> , <i>Chironomus</i> - <i>Hexagenia limbata</i> , <i>Asellus communis</i>	Mortalitas	10 hari	Padat		Cairns dkk... (1984)
	Mortalitas	4 hari atau lebih lama	Sedimen alami	Campuran spesies dalam sangkar	Nebeker dkk....(1984)
Fitoplankton: - <i>Selenastrum capricornutum</i> - <i>Selenastrum capricornutum</i> - <i>Selenastrum capricornutum</i>	Mortalitas	4 hari	padat		Prater and Anderson (1977 a,b)
	Pengambilan C-14	24 jam	Sedimen <i>elutriate</i>		Trauspurger and Drews, (1996)
	Pertumbuhan	48 jam	Sedimen <i>elutriate</i>		Trauspurger and Drews, (1996)
	Pertumbuhan	96 jam			Trauspurger and Drews, (1996)
Makrofit: - <i>Hydrilla verticillata</i> - <i>Lemna minor</i>	Panjang akar, panjang tunas, chlorofil, dehidrogenase, peroxidase Biomasa, chlorofil a, dan jumlah daun	4 hari	Sedimen utuh Sedimen utuh		Trauspurger and Drews, (1996) Trauspurger and Drews, (1996)
Mikroba: - <i>Photobacterium phosphoreum</i>	Berpendarnya cahaya	5 dan 15 menit	Sedimen <i>elutriate</i>		Trauspurger and Drews, (1996)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 4. Daftar nama biota uji yang digunakan dalam uji toksisitas sedimen untuk estuarin dan laut (Wildhaber and Schmitt, 1996; Trauspurger and Drews, 1996).

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
Ikan:					
Larva embrio <i>Pimephales promelas</i>	Sintasan, panjang, berat	7 hari	Sedimen utuh		
AMPHIPODA					
- <i>Ampelisca abdita</i>	Mortalitas, <i>emergence, reburial</i>	10 hari	Padat	Metode standar	Breteler dkk., (1984), ASTM (1993) Rogerson dkk. (1985).
- <i>A. abdita</i>	Mortalitas, perilaku (membangun <i>tube</i>).	4 hari, 10 hari	Padat	Padat	Environment Canada (1992) Van den Hurk dkk.... (1992)
- <i>Amphiporeia virginica</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Metode standar	Reish & Lemay (1988) Environment Canada (1992)
- <i>Bathyporeia sarsi</i>	Mortalitas, perilaku (reburial).	10 hari	Padat	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>Corophium indidiosum</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>C. volutator</i>	Mortalitas, perilaku (reburial).	10 hari	Padat	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>C. volutator</i>	Perilaku (menggali)	1 hari	Padat	Metode standar	Meadows dkk.... (1991)
- <i>Eohaustorius estuarius</i>	Mortalitas, <i>emergence, reburial</i>	10 hari	Padat, sedimen estuarine	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>E. senicillus</i>	Mortalitas,, perilaku memilih	72 hari	Padat	Padat	Oakden dkk.... (1984)
- <i>Foxiphalus xiximeus</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>Grandidierella japonica</i>	Mortalitas, <i>emergence, reburial</i>	10 hari	Padat	Metode standar	Nipper dkk.... (1989)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>G. Japonica</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reburial	28 hari			Nipper dkk.... (1989)
- <i>Hyalella azteca</i>	Mortalitas dewasa dan muda	10 hari	Padat	Metode standar	Nebeker & Miller (1988)
- <i>Leptocheirus plumulosus</i>	Mortalitas	10 hari	Padat, sedimen estuarine	Metode standar	Environment Canada (1992)
- <i>L. plumulosus</i>	Mortalitas	10, 20, 28 hari	Padat, sedimen estuarine		Schleker dkk.... (1992)
- <i>L. plumulosus</i>	Mortalitas, pertumbuhan, reproduksi, perkembangan morfologi.	10-40 hari	Padat	Metode standar	McGee dkk.... (1993)
- <i>Paraphoxus epistomus</i>	Mortalitas,, perilaku memilih.	10 hari	Padat	Metode standar	Swartz dkk... (1979)
- <i>Rhepoxynus abronius dan R. fatigans</i>	Mortalitas,, perilaku (menghindar, reburial, emergence).	72 hari	Padat		Oakden dkk.... (1984)
- <i>R. abronius</i>		10 hari		Bagian dari uji multispecies	Swartz dkk.... (1985)
				Metode standar	

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
COPEPODA					
- <i>Amphiascus tenuiremis</i> .	Reproduksi, struktur umum.	21 hari	Padat		Strawbridge dkk.... (1992)
- <i>A. tenuiremis</i> .	Mortalitas	4 hari	Cair, padat	Metode digunakan secara luas	Green dkk.... (1993)
- <i>Enhydrosoma propinquum</i>	Mortalitas	7 hari	Padat		Chandler (1990)
- <i>Microarthridion littorale</i>	Mortalitas, reproduksi	7 hari	Padat		Chandler (1990)
- <i>Nannopus palustris</i>	Mortalitas, reproduksi	7 hari	Padat		Chandler & Scott (1991)
- <i>Paranychocamptus wilsoni</i>	Mortalitas, reproduksi	7 hari	Padat		Chandler (1990)
- <i>Pseudobradya pulchella</i>		7 hari	Padat		Chandler & Scott (1991)
MALACOSTRACA					
- <i>Cyclaspis</i> sp.	Mortalitas	Ekstrak	Padat	Bagian dari uji multispecies	Swartz dkk.... (1979)
- <i>Diastylis alaskensis</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Bagian dari uji multispecies	Swartz dkk.... (1979)
- <i>Diastylopsis dawsoni</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Bagian dari uji multispecies	Swartz dkk.... (1979)
- <i>Lamprops quadruplicata</i>	Mortalitas	10 hari	Padat	Bagian dari uji multispecies	Swartz dkk.... (1979)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
OLIGOCHAETA					
- <i>Monopylephorus cuticu- latus</i>	Laju respirasi	4-8 hari	Elutriate	Uji toksisitas subletal untuk sedimen alami	Chapman (1987)
- speises lainnya	Laju respirasi	1-2 hari	Ekstrak		Chapman (1982)
- speises lainnya	Mortalitas	4 hari	Padat		Chapman (1982)
- speises lainnya	Laju respirasi	1-2 hari	Ekstrak		Chapman & Brinkhurst (1984)
POLYCHAETA					
- <i>Arenicola marina</i>	Mortalitas, produksi fecal, bioakumulasi	10 hari		Metode digu- nakan secara luas	Thain & Bified (1993)
- <i>Capitella capitata</i>	Siklus hidup (mortalitas, pertumbuhan, reproduksi). Mortalitas, pertumbuhan juvenil.	35-50 hari	Padat, elutriate		Chapman & Fink (1984)
- <i>C. capitata</i>	Siklus hidup, mortalitas, reproduksi. Mortalitas	4, 20 hari	Padat	Metode standar	Reish & Lemay (1988)
- <i>Dinophilus gyrociliatus</i>	Mortalitas, pertumbuhan juvenil.	7 hari	Interstitial, elutriate		Carr dkk....(1986)
- <i>Glycinde picta</i>	Pertumbuhan (bioamasa). Pertumbuhan, lingkup pertumbuhan.	10 hari	Padat	Metode digu- nakan secara luas	Swartz dkk.... (1979)
- <i>Hediste (nereis) sp.</i>	Mortalitas, perilaku (meng- gali).	4, 20 hari	Padat	Bagian dari uji multispesies	US EPA (1991)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>Neanthes</i> sp.	Mortalitas, pertumbuhan juvenil.	20 hari	Padat	Metode standar	John dkk.... (1991)
- <i>Nephtyis incisa</i>	Mortalitas, pertumbuhan, fekunditas.	10 hari	Padat	Metode standar	John dkk.... (1985)
- <i>N. incisa</i>	Mortalitas, pertumbuhan juvenil.	4, 10 hari	Padat		Rogerson dkk.... (1985)
- <i>Nereis (Neanthes)arenaceodontata</i>	Mortalitas, bioakumulasi, Perilaku (menggali)	28 hari	Padat, cair		Dillon dkk.... (1993)
- <i>N. arenaceodontata</i>	Mortalitas Perilaku (menggali)	153 hari	Padat	Metode standar	Pesch dkk.... (1991)
- <i>N. arenaceodontata</i>	Kolonisasi, pertumbuhan	4, 20 hari	Padat		Reish & Lemay (1988)
- <i>N. arenaceodontata</i>		12 hari	Padat	Metode standar	Dillon dkk.... (1993)
- <i>N. diversicolor</i>		20 hari	Padat		Mohlenberg & Kiorhoe (1983)
- <i>N. Virens</i>		12 hari	Padat	Metode standar	McLeese dkk....(1982)
- <i>Scoloplos armiger</i>		20 hari	Padat		Mohlenberg & Kiorhoe (1983) Chandler & Scott (1991)
- <i>Streblospio benedicti</i>		7 hari	Padat	Metode standar	

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
NEMATODA					
- Chromadorina germanica	Mortalitas, reproduksi	14 hari	Padat		Tietjen & Lee (1984)
- Diplolaimella punicea	Mortalitas, reproduksi	14 hari	Padat		Tietjen & Lee (1984)
GASTROPODA					
- Littorina litorea	Mortalitas, bioakumulasi	2-4 hari, 10 hari	Cair		Franklin (1983)
BIVALVIA					
- Abra alba	Perilaku (menggali)	20 jam	Padat		Mohlenberg & Kiorhoe (1983) Stromgren dkk.... (1993)
- A. alba	Produksi fecal, bioakumulasi.	5 hari	Padat	Metode digunakan secara luas	Mohlenberg & Kiorhoe (1983) Franklin (1983)
- Ceratoderma edule	Perilaku (menggali)	20 jam	Padat		
- C. edule	Mortalitas, bioakumulasi	2-4 hari, 10 hari	Cair		Mohlenberg & Kiorhoe (1983)
- Macoma baltica	Perilaku (menggali)	20 jam	Padat		Swartz dkk....(1979) Reish & Lemay (1988)
	Mortalitas				
- M. inquinata	Mortalitas, bioakumulasi	10 hari	Padat	Metode standar	Olla & Bedja (1983)
- M. nasuta	Perilaku (menggali)	4 hari	Padat		Burgess & Morrison (1984)
	Mortalitas, pertumbuhan				

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
- <i>Mecrenaria mercenaria</i>	Tingkat sintasan di udara, bioakumulasi.	4 hari	Padat		Bertman dkk... (1983)
- <i>Mulinia lateralis</i>	Mortalitas, bioakumulasi	7 hari	Padat		
- <i>Mytilus edulis</i>	Perilaku (menggali)	15 hari			Franklin (1983)
	Mortalitas, bioakumulasi				
- <i>M. edulis</i>	Perilaku (menggali)	4 hari	Cair		Phelps (1989,1990)
		, 10-60 hari			Reish & Lemay (1988)
- <i>Mya arenaria</i>		< 4 jam	Padat		Swartz dkk....(1979)
- <i>Protothaca staminea</i>		4 hari	Padat	Metode standar	Rogerson dkk.... (1985)
- <i>P. staminea</i>		10 hari	Padat		
- <i>Yoldia limatula</i>		4 hari, 10 hari	Padat		
ECHINODERMATA					
- <i>Echinocardium cordatum</i>	Mortalitas	14 hari	Padat	Metode digunakan secara luas	Bowmer (1993)
- <i>Lyctechinus pictus</i>	Mortalitas, pertumbuhan, produksi gonad, bioakumulasi	60 hari	Padat		Thompson dkk.... (1989)
- <i>L. pictus</i>	Mortalitas, perilaku, pertumbuhan, produksi gonad, bioakumulasi	49 hari	Padat		Thompson dkk.... (1991)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Biota uji	Respons	Durasi uji	Fase sedimen	Keterangan	Author
DECAPODA					
- <i>Carcinus maenas</i>	Perilaku menghingar	10 menit.	Padat	Tidak ada respons ditunjukkan	Mohlenberg & Kiorhoe (1983)
- <i>Crangon crangon</i>	Perilaku menghingar Mortalitas, bioakumulasi Mortalitas	10 menit.	Padat		Mohlenberg & Kiorhoe (1983) Franklin (1983)
- <i>C. crangon</i>	Mortalitas	1-4 hari, 10-60 hari	Cair		McLeese & Metcaif (1980) Clark dkk.... (1989) Clark dkk.... (1989)
- <i>C.septemsspinosa</i>	Mortalitas, bioakumulasi	4 hari	Padat	Metode standar	Clark dkk.... (1989)
- <i>Mysidopsis bahia</i>	Mortalitas	4 hari, 10 hari	Padat	Metode standar	Clark dkk.... (1989)
- <i>Palaeomonetes pugio</i>	Mortalitas, bioakumulasi	4 hari	Padat	Metode standar	Reish & Lemay (1988)
- <i>Penaeus duorarum</i>		4 hari, 10 hari	Padat	Metode standar	
- <i>Sicyonia ingentis</i>		4 hari	Padat	Metode standar	
COPEPODA					
- <i>Corophium spinicorne</i>	Mortalitas		Padat		Swartz dkk... (1990)
- <i>Nitocra spinipes</i>	Mortalitas		Cair	Metode digunakan secara luas	Bengtsson (1981)
- <i>Tisbe battagliai</i>	Mortalitas, perkembangan		Elutriate		Williams (1992)

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 5. Seleksi nilai toksisitas polutan di sedimen air tawar, estuarin, dan laut (MacDonald and Ingersoll, 2010).

Kelas kimia/analit	Nomor CAS	TSV pada air tawar (mg/kg berat kering)	TSV pada estuarin dan laut (mg/kg berat kering)
Logam			
Arsen (As)	7440-38-2	7,15	7,95
Kadmium (Cd)	7440-43-9	0,991	1,31
Chromium (Cr)	7440-47-3	20,2	25
Tembaga (Cu)	7440-50-3	25,2	28,7
Timah hitam (Pb)	7440-50-8	35,3	41,3
Merkuri (Hg)	7439-97-6	0,158	0,145
Nikel (Ni)	7440-02-0	18,7	19,5
Seng (Zn)	7440-66-6	124	142
Pestisida karbamat			
Aldicarb	116-06-3	-	-
Karbaril	63-25-2	-	-
Karbofuran	1563-66-2	0,002	-
Klorinated benzen			
1,2,3-Triklorobenzen	87-61-6	-	-
1,2,4- Triklorobenzen	120-82-1	8,16	9,2
1,2-Diklorobenzen	95-50-1	0,173	0,218
1,3- Diklorobenzen	541-73-1	1,61	1,7
1,4- Diklorobenzen	106-46-7	0,247	0,341
Klorobenzen	108-90-7	0,363	0,313
Heksaklorobenzen	118-74-1	0,0552	0,0337
PCNB (Pentakloroni-trobenzen)	82-68-8	-	-
Nitrogen/posforus/ sulfur pestisida			
Azinfos metil	86-50-0	0,00001	0,00003
Bromacil	314-40-9	-	-
Kaptan	133-06-2	-	-
Klorotalonil	1897-45-6	-	-
Kloropirifos	2921-88-2	0,053	0,0072
Demeton-A/B	8065-48-3	-	-
Demeton-O	298-03-3	-	-
Demeton-S	126-75-0	-	-
Dimetoat	60-51-5	-	-
Etil paration	56-38-2	0,000757	-
Linuron	330-55-2	-	-
	121-75-5		

Kelas kimia/analit	Nomor CAS	TSV pada air tawar (mg/kg berat kering)	TSV pada estuarin dan laut (mg/kg berat kering)
Malation	21087-64-9	0,000495	0,000495
Metribuzin	34014-18-1	-	-
Tebutiuron	1582-09-8	-	-
Trifluralin		-	-
Senyawa organometal			
Tributiltin klorida	1461-22-9	-	-
Pestisida organoklorin			
persisten	72-54-8	0,00509	0,00275
4,4-DDD	72-55-9	0,00261	0,00228
4,4-DDE	50-29-3	0,00266	0,00158
4,4-DDT	309-00-2	0,002	0,002
Aldrin	319-84-6	0,006	0,006
Alfa-BHC	319-85-7	0,005	0,005
Beta-BHC	57-74-9	0,00262	0,000716
Klordan	319-86-8	71,5	-
Delta-BHC	60-57-1	0,00493	0,00339
Dieldrin	959-98-8	0,00297	0,0029
Endosulfan I	33213-65-9	0,00943	0,014
Endosulfan II	72-20-8	0,0046	0,00389
Endrin	7421-93-4	0,48	-
Endrin aldehida	53494-70-5	-	-
Endrin keton	58-4-89-9	0,00233	0,00136
Gamma-BHC (lindane)	76-44-8	0,00537	0,068
Heptaklor	1024-57-3	0,00173	0,00395
Heptaklor epoxide	143-50-0	0,00331	-
Kepon	72-43-5	0,0141	0,0142
Metoksiklor	2385-85-5	0,007	0,007
Mirex	8001-35-2	0,00279	0,00684
Toxafen			

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Kelas kimia/analit	Nomor CAS	TSV pada air tawar (mg/kg berat kering)	TSV pada estuarin dan laut (mg/kg berat kering)
Fenol			
2,3,4,6-tetraklorofenol	58-90-2	0,129	-
2,3,5,6- tetraklorofenol	935-95-5	-	-
2,3,5-triklorofenol	933-78-8	-	-
2,3,6- triklorofenol	933-75-5	-	-
2,4,5- triklorofenol	95-95-4	-	0,003
2,4-diklorofenol	120-83-2	0,0817	0,005
2,6- diklorofenol	87-65-0	-	-
2-klorofenol	95-57-8	0,0319	0,008
m-klorofenol	108-43-0	-	-
m-cresol	108-39-4	0,0524	-
o-cresol	95-48-7	0,0316	0,0275
p-cresol	106-44-5	0,333	0,416
Pentaklorofenol	87-86-5	0,733	0,195
Fenol	108-95-2	0,0667	0,163
Asam fenoksiasetik			
Dicamba	1981-00-9	-	-
Dinoseb	88-85-7	0,0145	-
MCPA	94-74-6	-	-
Poliklorinated bifenil			
PCB-1016	12674-11-2	0,00442	0,007
PCB-1221	11104-28-2	0,0988	0,0814
PCB-1232	11141-16-5	0,6	0,6
PCB-1242	53469-21-9	0,17	0,17
PCB-1248	12672-29-6	0,03	0,03
PCB-1254	11097-69-1	0,06	0,06
PCB-1260	11096-82-5	0,005	0,005
Total PCBs	1336-36-3	0,0404	0,0236
Poliklorinated dibenzo-p-dioksin dan dibenzofuran			
2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioksin	1746-01-6	0,00000138	0,000003

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Kelas kimia/analit	Nomor CAS	TSV pada air tawar (mg/kg berat kering)	TSV pada estuarin dan laut (mg/kg berat kering)
Senyawa Polisiklik			
Aromatik	91-57-6	0,114	0,0728
2-metilnaftalen	83-32-9	0,0983	0,0356
Asenaften	208-96-8	0,0783	0,044
Asenaftenil	120-12-7	0,151	0,142
Antrasen	56-55-3	,0132	0,226
Benzo(a)antrasen	50-32-8	0,205	0,352
Benzo(a)piren	205-99-2	4,74	2,64
Benzo(b)fluranten	191-24-2	0,252	0,327
Benzo (g,h,i)perilen	207-08-9	0,139	0,24
Benzo(k)fluoranten	95-52-4	1,1	1,1
Bifenil	218-01-9	0,195	0,313
Krisen	53-70-3	0,0596	0,0779
Dibenzo(a,h)antrasen	206-44-0	0,505	0,502
Fluoranten	86-73-7	0,0841	0,0413
Fluoren	193-39-5	0,193	0,257
Indeno(1,2,3-cd)piren	91-20-3	0,176	0,145
Naftalen	85-01-8	0,234	0,266
Fenantren	129-00-0	0,36	0,506
Piren			
Senyawa organik klorin-ated semivolatil			
Heksaklorobutadin	87-68-3	0,0205	0,025
Herbisida Tirtazin			
Atrazin	1912-24-9	-	-
Simazin	122-34-9	-	-
Senyawa organik klorin-ated volatil			
1,1,1-tetrakloroetan	71-55-6	0,126	0,0954
1,1,2,2-tetrakloroetan	79-34-5	0,921	0,94
1,1,2,2-tetrakloroetan	107-06-2	0,253	0,25
1,2-dikloroetan	56-23-5	0,56	0,408
Karbon tetraklorida	127-18-4	0,397	0,312
Tetrakloroeten	79-01-6	0,738	0,974
Trikloroeten	75-01-4	0,59	-
Vinil klorida			

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Kelas kimia/analit	Nomor CAS	TSV pada air tawar (mg/kg berat kering)	TSV pada estuarin dan laut (mg/kg berat kering)
Senyawa organik volatil			
Aseton	67-64-1	0,0144	0,0087
Benzen	71-43-2	0,117	0,11
Kloroform	67-66-3	0,388	0,022
Etanol	64-17-5	-	-
Etil asetat	141-78-6	-	-
Etil benzen	100-41-4	0,471	0,318
Metanol	67-56-1	-	-
Metil etil keton	78-93-3	0,146	0,27
Metilen klorida	75-09-2	0,279	0,37
m-silen	108-38-3	0,025	0,025
o-silen	95-47-6	-	-
p-dioksan	123-91-1	0,119	-
p-silen	106-42-3	-	-
Stiren	100-42-5	0,254	-
Toluen	108-88-3	0,581	0,479

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 6. Nilai kandungan lemak pada berbagai jenis ikan (Ohio-EPA, 2010).

Nama lokal ikan	Nilai Median Kandungan Lemak (%)
<i>Black crappie</i>	0,33
<i>Black redhorse</i>	3,2
<i>Bluegill sunfish</i>	0,41
<i>Common carp</i>	3,86
<i>Freshwater drum</i>	2,7
<i>Golden redhorse</i>	1,29
<i>Green sunfish</i>	0,58
<i>Large mouth bass</i>	0,37
<i>Longear sunfish</i>	2,15
<i>Northern Hog Sucker</i>	0,99
<i>Northern pike</i>	0,44
<i>Pumpkinseed sunfish</i>	0,33
<i>Quillback carpsucker</i>	1,78
<i>Rainbow trout</i>	6,66
<i>Redear sunfish</i>	0,4
<i>Rock bass</i>	0,37
<i>Sauger</i>	1
<i>Saugeye</i>	0,68
<i>Shorthead redhorse</i>	10,3
<i>Silver redhorse</i>	2,1
<i>Smallmouth bass</i>	0,77
<i>Smallmouth buffalo</i>	4,3
<i>Spotted bass</i>	0,43
<i>Spotted sucker</i>	1,39
<i>Striped bass hybrid</i>	1,28
<i>Walleye</i>	1,73
<i>White crappie</i>	0,31
<i>White sucker</i>	1,35
<i>Yellow perch</i>	0,38

Lampiran 7. Konsumsi ikan yang dipersyaratkan di daerah Ohio Amerika Serikat dalam satuan mg/kg (ppm) berat basah (Ohio-EPA, 2010).

Kimia (RFD µg/kg/hari)	Tidak terbatas	1/minggu	1/bulan	6/tahun	Tidak untuk dimakan
Aldrin (0,03)	<0,030	0,131	0,568	1,135	>1,135
Total arsen (0,03)	<0,150	0,656	2,838	5,676	>5,676
Total kadmium (1)	<0,5	2,188	9,459	18,91	>18,919
Total klordan (0,5)	<0,5	2,188	9,459	18,919	>18,919
Total DDT (0,5)	<0,5	2,188	9,459	18,919	>18,919
Dieldrin (0,05)	<0,050	0,220	1	1,999	>1,999
Endosulfan (6)	<6	26,25	131,514	227,027	>227,027
Endrin (0,3)	<0,3	1,313	5,676	11,351	>11,351
Heptaklor (0,5)	<0,5	2,188	9,459	18,919	>18,919
Heptaklor epoksida (0,013)	<0,013	0,057	0,246	0,492	>0,492
Heksaklorobenzen (0,8)	<0,8	3,5	15,135	30,270	>30,270
Total Plumbum (6)	<0,086	0,375	1,622	3,243	>3,243
Lindan (6)	<0,3	1,313	5,676	11,315	>11,351
Metoksiklor (5)	<5	21,875	94,545	189,189	>189,189
Mirek (0,2)	<0,2	0,875	3,784	7,568	>7,568
Metil merkuri (0,1)	<0,05	0,220	0,999	-	>1
Total PCBs (0,05) HPV	<0,05	0,220	1	1,999	>1,999
Total SAS 305 (50)**	<50	218,75	945.946	1.891.892	>1.891.892
Total SAS 310 (28,6)**	<28,6	125,125	541.081	1.082.162	>1.082.162
Total selenium (5)	<2,5	10,938	47,927	94,545	>94,545
Toxafen (0,25)	<0,25	1,094	4,730	9,459	>9,45

Keterangan:

Tidak terbatas (225 makanan/tahun), 1 makanan/bulan (12 makanan/tahun). Seluruh logam yang dilaporkan dalam bentuk total. Total PCBs yang dilaporkan merupakan gabungan dari Aroklor 1016, 1221, 1232, 1242, 1248,1254, dan 1260. Total klordan yang dilaporkan merupakan jumlah dari alfa klordane, gamma klordan, oksiklordan, cis-nonaklor, dan trans-nonaklor. Total DDT dilaporkan dalam bentuk jumlah DDT dan metabolismanya (DDE dan DDD).

RFD = Dosis rujukan, HPV = Nilai untuk perlindungan kesehatan, **Total SAS 305 merupakan campuran dari alkilasi bifenil antara lain: o-isopropil-1,1-difenil etana, m-isopropil-1,1-difeniletana, p-isopropil-1,1-difeniletana, p-isopropil-1,2-difeniletana; total **SAS 310 merupakan campuran dari alkilasi bifenil: o-sec Butil 1,1-difeniletana, m-sec Butil 1,1-difeniletana, p-sec butil 1,1-difenil etana, o-secbutil1,2-difeniletana, m-sec Butil 1,2-difeniletana, dan p-sec butil 1,2-difeniletana

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 8. Contoh kandungan konsentrasi polutan ($\mu\text{g}/\text{kg}$) dalam jaringan ikan yang digunakan untuk mencerminkan adanya pencemaran di daerah tangkapan Danau Erie dan Sungai di Ohio (Ohio-EPA, 2010).

Kimia	Danau Erie	Sungai Ohio
Merkuri	350	1000
Klordane	130	310
DDT	140	320
PCBs	23	54
Heksaklorobenzen	29	-

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 9. Nilai koefisien partisi oktanol-air (K_{ow}), nilai toksisitas kronis konvensional dan narcosis, nilai kronis sekunder (SCV) dan akhir (FCV), log K_{oc} , *benchmark* keseimbangan partisi sedimen secara konvensional dan narcosis (US-EPA, 2000).

Kimia	Log K_{ow} (L/kg)	FCV atau SCV konvensional ($\mu\text{g/L}$)		Narcosis SCV ($\mu\text{g/l}$)	Log K_{oc} (L/ kg karbon organik)	ESB konvensional ($\mu\text{g/g}_{oc}$)		Narcosis ESB ($\mu\text{g/g}_{oc}$)
		Air tawar	Laut			Air tawar	Laut	
Eter								
4-bromofenil fenil eter	5	SCV=1,5	SCV=1,5	19	4,92	120	120	1600
Senyawa bobot molekul rendah								
Benzen	2,13	SCV=130	SCV=130	5300	2,09	16	16	660
Klorobenzen	2,86	SCV=64	SCV=64	880	2,81	41	41	570
1,2-Diklorobenzen	3,43	SCV=14	SCV=14	330	3,37	33	33	780
1,3- Diklorobenzen	3,43	SCV=71	SCV=71	330	3,37	170	170	780
1,4- Diklorobenzen	3,42	SCV=15	SCV=15	340	3,36	34	34	780
Etil benzen	3,34	SCV=7,3	SCV=7,3	790	3,09	8,9	8,9	970
1,1,2,2-tetrakloroetana	2,39	SCV=610	SCV=98	3700	2,35	140	140	830
Tetrakloroetana	2,67	SCV=240	SCV=240	2000	2,62	41	41	840
Tetrakloromatana	2,73	SCV=9,8	SCV=9,8	1600	2,68	120	120	770
Toluen	2,75	SCV=320	SCV=320	1600	2,70	5,0	5,0	810
Tribromometana (bromo- form)	2,35	SCV=11	SCV=11	6000	2,31	65	65	1200
1,1,1- tetrakloroetana	2,48	SCV=47	SCV=47	2400	2,44	3	3	660
Trikloroetana	2,71	SCV=67	SCV=67	1400	2,66	22	22	650
m-xilen	3,20			700	3,15	94	94	980

Kimia	Log K _{ow} (L/kg)	FCV atau SCV konvensional (µg/L)		Narcosis SCV (µg/l)	Log K _{oc} (L/ kg karbon organik)	ESB konvensional (µg/£ _{oc})		Narcosis ESB (µg/£ _{oc})
		Air tawar	Laut			Air tawar	Laut	
Pestisida								
Alfa, beta, delta-BHC	3,78	SCV=2,2	-	-	3,72	11	-	-
Gamma BHC, Lindan	3,73	FCV=0,08	-	-	3,67	0,37	-	-
Bifenil	3,96	SCV=14	SCV=14	190	3,89	110	110	1500
Diazinon	3,70	FCV=0,1699	FCV=0,819	-	3,64	0,74	3,6	-
Dibenzofuran	4,07	SCV=3,7	SCV=3,7	170	4,00	37	37	1700
Dieldrin	5,37	FCV=0,0659	FCV=0,147	-	5,28	12	28	-
Endosulfan isomer cam- puran	4,10	FCV=0,056	FCV=0,009	-	4,03	0,6	0,093	-
Alfa-endosulfan	3,83	FCV=0,056	FCV=0,009	-	3,77	0,33	0,051	-
Beta-endosulfan	4,52	FCV=0,056	FCV=0,009	-	4,44	1,6	0,24	-
Endrin	5,06	FCV=0,058	FCV=0,011	-	4,97	5,4	0,99	-
Heksakloroetana	2,89	SCV=12	SCV=12	160	3,93	100	100	1400
Malation	5,08	SCV=0,097	FCV=0,160	-	2,84	0,067	0,11	-
Metoksiklor	5,26	SCV=0,019	-	-	4,99	1,9	-	-
Pentaklorobenzen	5,50	SCV=0,47	SCV=0,47	11	5,17	70	70	1600
Toxafen	4,01	FCV=0,039	FCV=0,210	-	5,41	10	54	-
1,2,4-triklorobenzen	4,01	SCV=110	SCV=110	120	3,94	960	960	1100
Ptalat								
Butil benzil ptalat	4,84	SCV=19	-	-	4,76	1100	-	-
Dietyl ptalat	2,50	SCV=270	-	-	2,46	77	-	-
Di-n-butyl ptalat	4,61	SCV=35	-	-	4,53	1200	-	-

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Kimia	Log K _{ow} (L/kg)	FCV atau SCV konvensional (µg/L)		Narcosis SCV (µg/l)	Log K _{oc} (L/ kg karbon organik)	ESB konvensional (µg/E _{oc})		Narcosis ESB (µg/E _{oc})
		Air tawar	Laut			Air tawar	Laut	
Polisilik aromatik								
hidrokarbon								
Naftalen	3,356	-	-	193,5	3,299	-	-	385
C1-naftalen	3,8	-	-	81,69	3,736	-	-	444
Acenafilen	3,233	-	-	306,9	3,168	-	-	452
Acenaften	4,012	-	-	55,85	3,944	-	-	491
C2-naftalen	4,3	-	-	30,24	4,277	-	-	510
Flouren	4,208	-	-	39,3	4,137	-	-	538
C3-naftalen	4,8	-	-	11,1	4,719	-	-	581
Antrasen	4,534	-	-	20,73	4,457	-	-	594
Fenantren	4,571	-	-	19,13	4,494	-	-	596
C1-flouren	4,72	-	-	13,99	4,64	-	-	611
C4-naftalen	5,3	-	-	4,048	5,21	-	-	657
C1-fenantren/antrasen	5,04	-	-	7,436	4,955	-	-	670
C2-Flouren	5,2	-	-	5,305	5,112	-	-	686
Piren	4,922	-	-	10,11	4,839	-	-	697
Flouranten	5,084	-	-	7,109	4,998	-	-	707
C2-fenantren/antrasen	5,46	-	-	3,199	5,367	-	-	746
C3-flouren	5,7	-	-	1,916	6,603	-	-	769
C1-piren/flouranten	5,287	-	-	4,887	5,197	-	-	770
C3-fenantren/antrasen	5,92	-	-	1,256	5,82	-	-	829
Ben[<i>a</i>]antrasen	5,673	-	-	2,227	5,577	-	-	841
Crisen	5,713	-	-	2,042	5,616	-	-	844
C4-fenantren/antrasen	6,32	-	-	0,5594	6,213	-	-	913
C1-benzantrasen/crisen	6,14	-	-	0,8557	6,036	-	-	929
	6,107	-	-	0,9573	6,003	-	-	965

Kimia	Log K _{ow} (L/kg)	FCV atau SCV konvensional (µg/L)		Narcosis SCV (µg/l)	Log K _{oc} (L/ kg karbon organik)	ESB konvensional (µg/£ _{oc})		Narcosis ESB (µg/£ _{oc})
		Air tawar	Laut			Air tawar	Laut	
Benzol[a]piren								
Perilen	6,135	-	-	0,9008	6,031	-	-	967
Benzol[e]piren	6,135	-	-	0,9008	6,031	-	-	967
Benzol[b]fluoranten	6,266	-	-	0,6774	6,16	-	-	979
Benzol[k]fluoranten	6,291	-	-	0,6415	6,184	-	-	981
C2-benzantrasen/crisen	6,429	-	-	0,4827	6,32	-	-	1008
Benzol[ghi]perilen	6,507	-	-	0,4391	6,397	-	-	1095
C3-benzantrasen/crisen	6,94	-	-	0,1675	6,822	-	-	1112
Indeno[1,2,3-cd]piren	6,722	-	-	0,275	6,608	-	-	1115
Dibenz[a,h]antrasen	6,713	-	-	0,2825	6,599	-	-	1123
C4-benzantrasen/crisen	7,36	-	-	0,071	7,235	-	-	1214

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 10. *Benchmark* keseimbangan partisi PAH di sedimen (Ohio-EPA, 2010).

PAH	Nilai kronis akhir ($\mu\text{g}/\text{g}_{\text{oc}}$)	Nilai maksimum ($\mu\text{g}/\text{g}_{\text{oc}}$)
Indan	349	127200
Naftalen	385	61700
C1-Naftalen	444	-
1-metilnaftalen	446	165700
2-metilnaftalen	447	154800
Asenaftilen	452	24000
Asenaften	191	33400
1-etilnaftalen	507	142500
2-etilnaftalen	509	129900
C2-naftalen	510	-
1,4-dimetilnaftalen	510	192300
1,3-dimetilnaftalen	513	157100
2,6-dimetilnaftalen	513	33800
2,3-dimetilnaftalen	513	49900
1,5-dimetilnaftalen	514	62400
Floren	538	26000
C3-naftalen	581	-
2,3,5-trimetilnaftalen	584	-
1,4,5-trimetilnaftalen	584	129300
Antrasen	594	1300
Fenantren	596	34300
C1-floren	611	-
1-metil floren	612	49700
C4-naftalen	657	-
2-metilantrasen	667	2420
1-metilantrasen	667	-
9-metilantrasen	668	21775
2-metilantrasen	669	-
1-metilantrasen	670	24100
C1-fenantren/antrasen	670	-
9-etilantrasen	673	-
C2-floren	686	-
Piren	697	9090
Floranten	707	23870
2-etilantrasen	739	-
C2-fenantren/antrasen	746	-

Buku ini tidak diperjualbelikan.

PAH	Nilai kronis akhir ($\mu\text{g/g}_{\text{oc}}$)	Nilai maksimum ($\mu\text{g/g}_{\text{oc}}$)
9,10-dimetilantrasen	748	14071
3,6-dimetilfenantren	749	-
C3-floren	769	-
C1-piren/loranten	770	-
2,3-benzofloren	787	558
Benzo(a)floren	787	12500
C3-fenantren/antrasen	829	-
Naftasen	838	207
Benz(a)antrasen	841	4153
Crisen	844	826
Trifenilen	846	19400
C4-fenantren/antrasen	913	-
C1-benzantrasen/antrasen	929	-
C3-piren/loranten	949	-
Benzo(a)piren	965	3840
Perilen	967	431
Benzo(e)piren	967	4300
Benzo(b)loranten	979	2169
Benzo(j)loranten	981	3820
Benzo(k)loranten	981	1220
C2-benzantrasen/crisen	1008	-
9,10-dimetilbenz(a)antrasen	1021	124200
7,12-dimetilbenz(a)antrasen	1021	145300
7-metilbenz(a)piren	1058	-
Benzo(ghi)perilen	1095	648
C3-benzantrasen/crisen	1112	-
Indeno(1,2,3-cd)piren	1115	-
Dibenz(a,h)antrasen	1123	2389
Dibenz(a,j)antrasen	1123	47680
Dibenz(a,c)antrasen	1129	7400
C4-benzantrasen/crisen	1241	-
C1-dibenz(a,h)antrasen	1221	-
Coronen	1230	821
C2-dibenz(a,h)antrasen	1325	-
C3-dibenz(a,h)antrasen	1435	-

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Lampiran 11. Faktor ketidak pastian dari PAH (Ohio-EPA, 2010).

Persentil	Faktor ketidakpastian dari 13 PAH	Faktor ketidakpastian dari 23 PAH
50	2,75	1,64
80	6,78	2,8
90	8,45	3,37
95	11,5	4,14
99	16,9	6,57

Lampiran 12. Pedoman nilai kimia organik non-ion berdasarkan pendekatan kesimbangan partisi (Ohio-EPA, 2010).

Kimia	ESB Konvensional ($\mu\text{g}/\text{g}_{\text{oc}}$)	ESB Narcosis ($\mu\text{g}/\text{g}_{\text{oc}}$)
Benzen	16	660
BHC selain Lindan	11	-
Gamma-BHC, Lindan	0,37	-
Bifenil	110	1500
4-Bromofenil fenil eter	120	1600
Butil benzil Ptalat	1100	-
Klorobenzen	41	570
Diazinon	0,74	-
Dibenzofuran	37	1700
1,2-Diklorobenzen	33	780
1,3-Diklorobenzen	170	780
1,4-Diklorobenzen	34	780
Di-n-butyl ftalat	1200	-
Dietil Ptalat	77	-
Endosulfan isomernya campuran	0,6	-
Alfa-Endosulfan	0,33	-
Beta-Endosulfan	1,6	-
Etil benzen	8,9	970
Heksakloroetana	100	1400
Malation	0,067	-
Metoksiklor	1,9	-
Pentaklorobenzen	70	1600
1,1,2,2-Tetrakloroetana	140	830
Tetrakloroetena	41	840
Tetraklorometana	120	770

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Toluen	5	810
Toxafen	10	-
Tribromometana (bromoform)	65	1200
1,2,4-Triklorobenzen	960	1100
1,1,1-Trikloroetana	3	660
Trikloroeten	22	650
m-Xilen	94	980
Dieldrin	12	-
Endrin	5,4	-

Buku ini tidak diperjualbelikan.

GLOSARIUM

Acid volatile sulfide (AVS)

Sulfida yang terkandung dalam sedimen yang dapat larut dalam kondisi asam dingin dan merupakan bagian dari total sulfur yang mengatur aktivitas kation divalen dari logam berat.

AET/Apparent Effects Threshold

Metode yang digunakan untuk menghasilkan nilai kualitas sedimen dari serangkaian uji toksisitas guna menunjukkan nilai konsentrasi kimia di atas dari efek biologi selalu terjadi secara signifikan.

Air interstitial

Air yang mengisi ruang-ruang di antara partikel sedimen, tanah, maupun batuan *porous*.

Air pori sedimen

air yang terekstrak dari matrik sedimen yang biasanya diperoleh dengan cara: penyaringan, penghisapan, maupun sentrifugasi.

Antropogenik

sumber pencemar yang bukan ditimbulkan secara alami, namun dihasilkan dari pengaruh atau campur tangan manusia.

ASTM/ American Society for Testing Materials

Standar pengujian material yang dikeluarkan oleh Negara Amerika Serikat.

Background concentration

konsentrasi substansi pada suatu media (misal: tanah, air, batuan) dalam suatu area atau region yang terbentuk dari proses alami maupun sumber difusi non alami misalnya jatuhnya atmosferik.

Bioakumulasi

akumulasi total dari kontaminan dalam tubuh organisme melalui beberapa rute misalnya dari makanan, maupun fase terlarut dalam air.

Bioassessment

proses untuk evaluasi kondisi kualitas lingkungan dengan memanfaatkan organisme hidup (survei biologi) sebagai alat prediksinya.

Bioavailabilitas

konsep yang menggambarkan kemampuan dari fraksi kimia di media lingkungan untuk mudahnya berinteraksi dengan organisme hidup melalui absorpsi.

Bioavailable

fraksi bebas dari kimia yang tersedia untuk berinteraksi atau terserap dalam tubuh organisme.

Bioturbasi

aktivitas biota akuatik yang biasanya hidup pada lapisan permukaan sedimen yang dapat menyebabkan resuspensi, mengubah komposisi, maupun penyampuran senyawa kimia di sedimen.

Bioirigasi

proses organisme benthik untuk membilas sarang/liang dengan menggunakan air permukaan atas sedimen (*overlying*).

Deposit-feeding

biota akuatik yang memakan bahan organik yang terendapkan di dasar perairan.

Detoksifikasi

proses metabolisme dalam tubuh guna menetralkan atau menurunkan efek dari sebuah racun dalam tubuh melalui mekanisme penyerapan, distribusi, biotransformasi, maupun ekskresi.

Ekstraktant

cairan kimia yang digunakan untuk mengekstrak komponen tertentu dari suatu material (misal sedimen).

Ekstraksi *sequential*/fraksinasi

prosedur kimia analitik untuk memanipulasi kemampuan lindi dari logam yang terikat dalam sedimen dalam kondisi lingkungan yang bervariasi.

Elutriate

kandungan air yang diisolasi dari sedimen yang dihasilkan dari proses pengenceran dengan perbandingan tertentu misalnya: rasio sedimen dengan air 1:3.

ERL/Effects range low dan effects range median/ERM

persentil ke 10 dan 50 dari set data efek dari kompilasi literatur guna menunjukkan efek biologi merugikan. ERL merupakan konsentrasi tertinggi dari kisaran konsentrasi yang menunjukkan efek biologi merugikan jarang terjadi. Sedangkan sebaliknya untuk ERM menunjukkan konsentrasi dari efek biologi sering terjadi atau muncul.

FCV/Final Chronic Value

Nilai yang diperoleh dari hasil pembagian nilai akut akhir dengan rasio akut-kronis akhir.

Filter feeding

biota akuatik yang mendapatkan makanan dengan cara menyaring air.

Konsentrasi ambient

konsentrasi kimia yang ada di sekitar/sekeliling kita secara normal.

Loss of Ignition

Prosedur yang digunakan untuk menghilangkan kandungan karbon dalam sampel tanah atau sedimen dengan cara pemanasan dalam suhu tinggi.

Lyophilization

metode dehidrasi dengan cara pengeringan dingin yang melibatkan proses pembekuan dan tekanan rendah pada sampel, kemudian diikuti dengan penghilangan es dengan cara sublimasi.

Makrozoobentos

biota akuatik yang biasanya tanpa memiliki ruas tulang belakang yang hidup di dasar perairan dan tertahan dalam saringan 0,5 mm.

MET/Minimal effect level

pendekatan untuk menghasilkan nilai kualitas sedimen dengan menggunakan pendekatan SLC. Nilai MET diperoleh dengan cara menetapkan persentil ke 15 dari distribusi data efek biologi. Nilai dari MET ini menunjukkan pengaruh minimal dari konsentrasi kimia yang ada pada sedimen. Secara umum nilai untuk mendapatkan MET sama

dengan LEL. Sedangkan nilai *toxic effect threshold* (TET) diperoleh dari persentil ke 90 yang menunjukkan ambang batas kejadian toksisitas sering terjadi.

NEL/no effect level

konsentrasi dari kimia yang menunjukkan tidak adanya pengaruh bagi ikan maupun organisme yang hidup dalam sedimen. Pada *level* ini tranfer substansi kimia ke rantai makanan dapat diabaikan dan diharapkan tidak ada pengaruh pada kualitas air.

NOEL/no observed effect level

konsentrasi tertinggi dari sebuah substansi pada sebuah eksperimen yang tidak menyebabkan perubahan morfologi, kapasitas fungsional, pertumbuhan, perkembangan, dan siklus hidup dari organisme target yang dapat dibedakan dengan organisme uji dalam perlakuan kontrol pada kondisi paparan yang sama.

Normalisasi

pengikatan substansi kimia dengan substansi kimia lainnya guna mencapai tahap kesetimbangan di lingkungan.

Percobaan *flow-trough*

pengujian toksisitas yang dilakukan dengan adanya penambahan air secara kontinyu dan debit tertentu.

Point sources/sumber titik

sumber pencemar yang telah diketahui secara pasti masukan dari limbah ke perairan melalui saluran. Adapun sebaliknya untuk *non point sources/* sumber menyebar yaitu : sumber pencemar yang belum diketahui secara pasti masukan dari limbah ke perairan biasanya melalui air limpasan dari wilayah pertanian, perkotaan dan sebagainya.

Reference site/situs rujukan

lokasi *sampling* yang memiliki gangguan dari aktivitas antropogenik yang paling kecil/minimal dan mewakili kesamaan dengan kondisi ecoregion dari situs uji.

SEM

Konsentrasi dari logam di sedimen yang terekstrak secara simultan oleh larutan HCl 0,1 N.

SLC/Screening level concentration

Konsentrasi kimia stresor tertinggi yang menunjukkan lebih dari 95 persen spesies bentik dapat mentoleransi keberadaan kimia tersebut di lingkungan. Dari pendekatan SLC ini dapat diturunkan nilai konsentrasi pada sebaran data persentil ke 15 disebut sebagai tingkat efek terendah (*lowest effect concentration/LEL*) dan persentil ke 95 sebagai tingkat efek tertinggi/berat (*severe effect level/SEL*).

Spiked Sediment Toxicity test

Pengujian toksisitas sedimen dengan cara menambahkan substansi kimia tertentu yang akan diuji toksisitasnya pada sedimen kontrol.

TCLP/Toxicity characteristic leaching procedure

metode analisis kimia dengan cara ekstraksi pada sampel tanah/sedimen guna mensimulasi pelindihan suatu polutan yang terikat pada tanah/sedimen jika dilakukan penimbunan di tempat akhir / *landfill*.

TEL/Threshold effects level dan PEL/probable effects level

Negara Canada telah menetapkan nilai kualitas sedimen dengan tiga nilai yaitu: nilai TEL sebagai kisaran pengerauh minimal dari efek biologi yang merugikan jarang terjadi, nilai antara TEL dan PEL kisaran dari kemungkinan pengaruh terjadinya efek merugikan kadang kala terjadi, sedangkan nilai PEL menunjukkan kisaran dari kemungkinan efek merugikan sering terjadi.

TIE/ toxicity identification evaluation

prosedur yang digunakan untuk identifikasi komponen toksik dari sebuah buangan industri atau terkandung dalam sebuah materi (misalnya sedimen) yang bertanggung jawab terhadap kejadian toksisitas.

US-EPA/United States- Enviromental Protect Agency

Agensi lingkungan dari Negara Amerika yang bertujuan guna melindungi lingkungan.

INDEKS

- Absorpsi, 2, 3, 4, 19, 24, 224
Acid volatile sulfide, 166, 223
AET, 70, 77, 122, 123, 124, 125, 132, 134, 145, 161, 166, 223
Air interstitial, 2, 3, 48, 50, 52, 53
Air pori sedimen, 34, 36, 37, 48, 51, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 64, 66, 68, 70, 96, 98, 108, 110, 111, 118
Ambang batas, 48, 71, 77, 89, 125, 126, 127, 129, 131, 132, 133, 138, 140, 141, 142, 145, 226
Ambang Batas Efek Terjelas, 122
Antropogenik, 2, 7, 17, 23, 30, 32, 33, 38, 71, 102, 148, 149, 150, 151, 155, 159, 226
ANZECC, 72, 73, 74, 138, 139, 140, 142, 144
Apparatus, 11, 12
ASTM, 46, 57, 223
AVS, 20, 21, 24, 38, 39, 70, 108, 110, 121, 163, 178, 223
Bahan organik terlarut (DOM), 21
Besi oksihidroksida, 103
Bioakumulasi; teori potensi bioakumulatif (TBP), 7, 23, 45, 68, 69, 70, 72, 87, 88, 89, 92, 97, 98, 108, 118, 120, 129, 165
Bioassai, 42, 145
Bioassessment, 76, 171, 176
Bioavailable, 8, 17, 18, 19, 24, 63, 71, 75, 93, 94, 101, 102, 104, 111, 112
Biomagnifikasi, 7, 68, 69
Biota uji, 32, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 53, 56, 57, 64, 66, 77, 98, 99, 154
Bioturbasi, 224
Birge Ekman grab, 33
Bobot bukti, 72, 94, 95, 98, 99, 100
Chamber, 57
Core, 29, 33, 34, 35, 36, 69, 150
Data quality objective/DQOs, 28
Deposit-feeding, 23
Desorpsi, 3, 56

- Detoksifikasi, 10
- Drifting, 15
- Eks-situ, 164
- Ekstraksi Sequential (Fraksinasi);
Logam Berat, 102
- Elutriate, 45, 48, 51, 53, 54, 55, 70,
162, 166, 171
- Ethylene diamine tetra acetic acid
(EDTA), 61
- Eutrofikasi, 155
- Faktor akumulasi organisme-sedi-
men, 88
- Faktor bioakumulasi, 87, 88, 89
- Faktor biokonsentrasi (BCF), 89
- Faktor Kontaminasi, 148, 149, 155
- Faktor Pengkayaan, 150
- Fase cair, 8, 9, 34, 51
- Fase padat, 9, 34, 61, 66, 103
- Filter-feeding, 13
- Geokimia, 2, 18, 19, 23, 25, 45, 51,
57, 104, 148, 149, 150
- Glove box, 36
- Grafik radar, 95, 96, 97
- Grid, 30, 31, 32
- Humik, 18, 19, 21, 22
- Indeks,
ABC, 83, 84;
Geoakumulasi, 147, 149,
150;
Hazard quotient, 147, 154,
174, 180;
Keanekaragaman/diversitas,
80;
Kemerataan, 80, 81;
Kontaminasi logam kumu-
latif, 149;
Margalef's, 81;
Mean sediment quality
guideline quotient /
SQG-Q, 147;
Polusi, 30, 34, 76, 79, 80,
93, 102, 134, 148,
154;
Potensi risiko ekologi, 154,
155, 156;
Rerata hasil bagi ERM
(mERMQ), 153;
Rerata hasil bagi PEL
(mPELQ), 153;
Unit toksik (TU), 47
- Indikator, 38, 49, 68, 69, 71, 75,
77, 86, 92, 95, 102, 114,
122, 235;
Kualitas sedimen, 25, 27, 29,
33, 45, 50, 52, 53,
56, 67, 68, 69, 70,
71, 72, 85, 86, 87,
91, 97, 98, 99, 101,
118, 119, 121, 122,
123, 124, 125, 127,
128, 131, 132, 133,
134, 135, 136, 137,
138, 139, 140, 141,
142, 143, 144, 145,
147, 150, 152, 153,
154, 155, 160, 161,
163, 164, 223, 225,
227
- In-situ*, 54, 57, 69, 71, 91, 161, 162,
164
- Kecacatan, 4, 70, 92
- Kelimpahan, 15, 76, 77, 79, 80, 83,
84, 85, 98, 99, 122, 128,

- 172
- Kelulushidupan, 3, 46, 47, 77, 97
- Kerangka kerja, 71, 72
- Keseimbangan partisi, 110, 111,
119; batas kriteria sedimen,
113; fraksi karbon organik
(foc), 115; unit toksik ESB
(ESBTU), 115
- Koefisien partisi (KP), 112; karbon
organik (KOC), 113
- Kompartemen, 3, 41, 112, 148
- Kompleksasi, 22, 24, 61
- Konsentrasi latar belakang, 33, 71,
129, 147, 148, 149, 150
- Kontaminan, 2, 3, 4, 8, 9, 11, 17,
18, 19, 23, 24, 30, 31, 34,
35, 38, 41, 44, 45, 46, 49,
50, 53, 54, 55, 57, 59, 64,
67, 68, 69, 70, 71, 75, 76,
77, 88, 89, 91, 92, 93, 97,
98, 100, 101, 110, 111, 112,
113, 114, 115, 121, 122,
124, 125, 127, 128, 129,
131, 132, 134, 136, 137,
138, 147, 149, 150, 151,
152, 154, 224
- Kopresipitasi, 20
- Kriteria, 25, 28, 32, 47, 50, 55, 56,
77, 80, 86, 87, 91, 112, 113,
119, 120, 121, 131, 132,
137, 138, 142, 144, 151,
152, 153, 154, 161; kualitas
air (WQC), 119, 121
- Kualitas sedimen, 25, 27, 29, 33,
45, 50, 52, 53, 56, 67, 68,
69, 70, 71, 72, 85, 86, 87,
91, 97, 98, 99, 101, 118,
119, 121, 122, 123, 124,
125, 127, 128, 131, 132,
133, 134, 135, 136, 137,
138, 139, 140, 141, 142,
143, 144, 145, 147, 150,
152, 153, 154, 155, 160,
161, 163, 164, 223, 225,
227; triad, 50, 70, 92, 94,
95, 96, 97, 98, 101, 167,
169, 173, 174, 179
- Lempung, 1, 2, 19, 34, 53, 150
- Ligan organik, 18, 58
- Lumpur, 2, 13, 19, 31, 34, 44, 150
- Lyophilization, 37
- Makrozoobentos, 3, 7, 8, 11, 12,
13, 23, 45, 51, 68, 69, 70,
71, 75, 76, 77, 78, 79, 80,
81, 82, 83, 85, 86, 89, 92,
97, 108, 114, 122, 123, 128,
133, 134, 145, 235
- Mangan oksihidroksida, 20
- Massa molar, 109
- Matrik tabulasi, 92, 93, 95
- Mesocosm, 49
- Narcosis, 112, 114, 117, 118
- NDC. Lihat Nationally Deter-
mined Commitment
- Nilai koefisien partisi (Kow), 53
- Nilai kronis akhir/FCV, 114
- Nilai trigger, 71
- Normalisasi, 20, 21, 23, 53, 89, 95,
113, 115, 122, 151, 152
- Objectives, 27, 131
- Organik non-ion, 111, 115, 117,
118, 119, 121

- Organisasi biologi, 9, 10, 43
- PAH, 35, 69, 98, 112, 113, 114, 115, 116, 117, 136, 152, 170
- Pajanan, 9, 162
- Partikel, 2, 8, 11, 12, 13, 19, 20, 24, 25, 33, 36, 50, 57, 108, 223; terendapkan, 1, 2, 4, 11, 224; tersuspensi, 2, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15, 21, 34, 35
- Partikulat karbon organik (POC), 21
- Patologi, 69
- PCB, 36, 69, 98, 120, 121
- Pedoman;
 - Ambang batas efek minimal, 127, 138, 142;
 - Ambang Batas Efek Terjelas, 122;
 - ambang batas efek toksik, 127, 140;
 - kisaran efek median, 129, 139, 144;
 - kisaran efek rendah (ERL), 129, 137;
 - Konsentrasi ambang batas, 125, 126;
 - kualitas sedimen, 25, 27, 29, 33, 45, 50, 52, 53, 56, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 85, 86, 87, 91, 97, 98, 99, 101, 118, 119, 121, 122, 123, 124, 125, 127, 128, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 142, 143, 144, 145, 147, 150, 152, 153, 154, 155, 160, 161, 163, 164, 223, 225, 227;
- Pendekatan Kisaran Efek, 128;
- Seleksi tingkat konsentrasi, 70, 124, 132;
- Tingkat efek berat, 127, 140;
- Tingkat efek terendah, 127, 138, 142, 227;
- Tingkat tidak ada efek, 134
- Pedoman, 71, 98, 133, 135, 138, 139, 140, 141, 143, 145, 162
- Pelindihan, 35, 36, 164, 227
- Pengambilan/uptake, 22
- Point sources, 80, 151, 226
- Pola sampling, 31;
 - Grid acak, 31;
 - Nested grid, 31;
 - Spot sample, 31
- Polutan, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 14, 17, 18, 19, 21, 23, 24, 25, 29, 30, 31, 32, 33, 38, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 48, 49, 50, 51, 52, 55, 56, 59, 63, 64, 67, 68, 69, 70, 71, 75, 76, 77, 85, 86, 87, 88, 89, 91, 97, 101, 102, 112, 113, 114, 115, 119, 121, 123, 124, 126, 132, 133, 137, 148, 149, 152, 154, 159, 160, 161, 162, 164, 227;
- Evaluasi, 41, 45, 46, 47, 50, 53, 59, 64, 67, 68,

- 69, 70, 71, 86, 91,
96, 102, 124, 128,
129, 150, 154, 162,
163
- Predator, 3, 15, 79, 120, 121
- Predicted exposure concentrations/
PEC, 154
- Predicted no effect concentrations/
PNEC, 154
- Rangking, 48, 98, 99;
Rasio terhadap reference,
95, 96
- Resuspensi, 3, 75, 224
- Sampling, 27, 28, 29, 30, 31, 32,
34, 35, 58, 76, 108, 124,
177, 226;
Desain sampling, 28, 30,
124;
Rencana sampling, 27, 28;
Sampling acak, 30, 31;
Teknik sampling, 28, 29, 31
- Sedimen, 1, 2, 3, 5, 8, 14, 22, 23,
31, 32, 33, 35, 36, 44, 49,
50, 57, 58, 69, 86, 91, 99,
150, 161, 162, 163, 236;
Anoksik, 22, 35, 36, 58;
Bulk, 91, 111, 122, 123,
166, 171;
Definisi, 28, 71, 122;
Karbonat, 1, 24, 37, 38, 102,
103, 104;
Kimia, 1, 2, 17, 19, 20, 22,
23, 24, 25, 34, 35,
36, 37, 38, 41, 42,
44, 45, 46, 48, 49,
50, 53, 56, 58, 59,
60, 61, 63, 64, 68,
69, 70, 71, 72, 77,
78, 80, 86, 87, 88,
89, 90, 91, 92, 93,
94, 95, 96, 97, 98,
100, 101, 102, 110,
111, 112, 113, 114,
117, 118, 119, 120,
121, 122, 123, 124,
127, 128, 129, 131,
132, 133, 134, 152,
153, 154, 160, 161,
162, 163, 223, 224,
225, 226, 227;
- Kontrol, 31, 32, 47, 51, 56,
70, 77, 97, 98, 99,
118, 122, 124, 134,
148, 226, 227;
- Kualitas, 8, 11, 13, 15, 19,
25, 27, 28, 29, 33,
38, 43, 45, 46, 50,
52, 53, 56, 67, 68,
69, 70, 71, 72, 85,
86, 87, 91, 92, 94,
97, 98, 99, 101, 118,
119, 120, 121, 122,
123, 124, 125, 127,
128, 131, 132, 133,
134, 135, 136, 137,
138, 139, 140, 141,
142, 143, 144, 145,
147, 148, 149, 150,
152, 153, 154, 155,
159, 160, 161, 163,
164, 223, 224, 225,
226, 227;
- Loss of Ignition (LOI), 38;
Oksidasi, 21, 24, 37, 38, 51,
59, 108;

- Penyimpanan, 30, 44,
56, 57, 58, 59;
- Pristine/bersih, 32;
- Rujukan, 29, 31, 32, 33,
34, 49, 69, 76,
77, 80, 95, 96,
97, 98, 114, 123,
139, 155, 226;
- Total organik karbon
(TOC), 33, 122;
uji, 25, 31, 32,
33, 34, 41, 42,
43, 44, 45, 46,
47, 48, 49, 50,
51, 52, 53, 54,
55, 56, 57, 58,
59, 60, 61, 64,
66, 68, 69, 71,
76, 77, 88, 91,
95, 96, 97, 98,
99, 108, 110,
122, 123, 124,
125, 134, 138,
145, 154, 162,
163, 223, 226;
- Uji toxicity characteristic
leaching proce-
dure /TCLP, 68
- Sedimentasi, 2, 7, 8, 11, 13, 14,
15, 22;
DAMPAK, 7
- Seleksi Tingkat Konsentrasi
Kontaminan (SLC), 124
- SEM, 108, 109, 110, 178, 226
- Sorbent octadecyl (C18), 61
- Spesiasi, 18, 23, 24, 25, 102,
103, 104
- Spesies oportunistis, 3, 83
- Standar, 27, 39, 45, 71, 131, 132,
139, 161
- Status kontaminasi, 91, 150, 164
- Stres fisiologi, 13
- Struktur komunitas, 3, 45, 50, 68,
69, 71, 76, 78, 81, 92, 97,
131;
Biomassa, 80, 83, 84;
Kelimpahan, 15, 76, 77, 79,
80, 83, 84, 85, 98,
99, 122, 128, 172;
Kurva ABC, 83, 84;
Kurva k-dominansi, 83;
Metode grafik, 82
- Sustainable tourism. Lihat pari-
wisata berkelanjutan
- TIE, 41, 50, 51, 53, 54, 59, 60, 61,
62, 63, 64, 65, 68, 92, 93,
94, 134, 227
- Toksisitas; nilai toksisitas sedimen,
71
- Toksisitas, 4, 42, 44, 49, 50, 51, 53,
57, 59, 63, 66, 68, 80, 93,
98, 99, 100
- Turbiditas, 4
- Uji toksisitas, 25, 32, 41, 42, 43, 44,
45, 46, 48, 49, 50, 51, 52,
54, 55, 56, 57, 58, 59, 60,
64, 68, 69, 71, 88, 91, 96,
97, 110, 122, 123, 124, 125,
134, 138, 162, 163, 223;
Air pori sedimen/ interstitial,
70;
EC50, 47;
Flow-through, 118;
LC50, 63, 64;

Nilai kronis akhir/FCV, 114;
 No-observed-effect level
 (NOEL), 88;
 Persentase efek (PE), 55;
 Sedimen, 1, 2, 3, 4, 5, 7,
 8, 9, 11, 12, 13, 14,
 15, 19, 20, 21, 22,
 23, 24, 25, 27, 28,
 29, 30, 31, 32, 33,
 34, 35, 36, 37, 38,
 39, 41, 42, 44, 45,
 46, 47, 48, 49, 50,
 51, 52, 53, 54, 55,
 56, 57, 58, 59, 60,
 61, 64, 66, 67, 68,
 69, 70, 71, 72, 75,
 77, 78, 79, 80, 85,
 86, 87, 88, 89, 90,
 91, 92, 93, 95, 96,
 97, 98, 99, 100, 101,
 102, 103, 104, 105,
 107, 108, 109, 110,
 111, 112, 113, 114,
 115, 116, 117, 118,
 119, 120, 121, 122,
 123, 124, 125, 126,
 127, 128, 129, 131,
 132, 133, 134, 135,
 136, 137, 138, 139,
 140, 141, 142, 143,
 144, 145, 147, 148,
 149, 150, 151, 152,
 153, 154, 155, 156,
 157, 159, 160, 161,
 162, 163, 164, 177,
 180, 223, 224, 225,
 226, 227;
 Sedimen utuh, 48, 49, 50,
 54, 55, 68, 70, 112;
 Spiked Sediment, 56, 162,
 227
 United States-Environmental Pro-
 tection Agency (US-EPA),
 154
 Unit toksik ESB, 115
 WOE, 72, 97, 98

Buku ini tidak diperjualbelikan.

BIOGRAFI PENULIS



Dr. Jojok Sudarso, M.Si adalah peneliti senior pada pusat penelitian Limnologi LIPI. Penulis dilahirkan di kota Malang tanggal 12 Juni 1972. Penulis aktif melakukan penelitian di bidang ekologi makrozoobentos dan ekotoksikologi di ekosistem akuatik. Di samping itu penulis juga berkecimpung dalam pengembangan penggunaan makrozoobentos sebagai indikator biologi perairan. Pendidikan sarjana diselesaikan di Program Studi Biologi, Fakultas MIPA Universitas Brawijaya tahun 1995.

Pendidikan magister beliau diperoleh dari Program Studi Pengeloaan Sumber Daya Alam dan Lingkungan di IPB tahun 2009. Sementara gelar Doktornya diraih di Program Studi Pengeloaan Sumber Daya Perairan di IPB tahun 2013. Penulis pernah menjabat sebagai kepala di Loka Alih Teknologi Penyehatan Danau di Maninjau (Sumatra Barat) tahun 2016-2018. Tahun 2019 hingga sekarang, penulis telah kembali menjadi peneliti aktif di Puslit Limnologi-LIPI. Tahun 2019 hingga sekarang, penulis telah kembali menjadi peneliti aktif di Puslit Limnologi LIPI. Satu buah buku yang pernah dipublikasikan oleh penulis yaitu: *Penilaian Status Mutu Sungai dengan Indikator Makrozoobentos*. Penulis juga sesekali diminta mengajar pada strata sarjana maupun pasca sarjana di Program Studi Manajemen Sumber Daya Perairan dan diundang sebagai penguji luar komisi pada ujian magister dan doktoral.

Buku ini tidak diperjualbelikan.

Dr. Dwi Hindarti adalah peneliti senior di Pusat Penelitian Oseanografi LIPI. Gelar Doktor di bidang Ilmu Kelautan diperoleh dari Institut Pertanian Bogor pada tahun 2016. Lahir di kota Jombang, Jawa Timur tanggal 1 Mei 1961, menyelesaikan sarjananya di Fakultas Perikanan, Universitas Brawijaya pada tahun 1985. Meneruskan studi di School of Public Health, Curtin University of Technology, Perth, Western Australia dan meraih gelar M.Sc pada tahun 1995. Bidang penelitian Toksikologi ditekuni sejak tahun 1994 dengan keterlibatannya di dalam pengembangan Kriteria Lingkungan untuk wilayah ASEAN.



Beliau menjadi Kepala Laboratorium Toksikologi pada tahun 1994-2006, Kepala UPT Loka Pengembangan Sumber Daya Manusia Oseanografi LIPI tahun 2006-2010, Kepala Laboratorium Oseanografi Kimia tahun 2014 dan 2015-sekarang Penanggung Jawab Laboratorium Kimia Laut dan Ekotoksikologi. Sejak tahun 2016-sekarang penulis memimpin kegiatan penelitian Pengembangan Panduan Kualitas Sedimen Laut (Development of Sediment Quality Guidelines). Penulis menjadi anggota Society of Environmental Toxicology and Chemistry chapter Asia-Pasific sejak 2005 hingga sekarang. Penulis juga menjadi anggota dalam penyusunan Rencana Aksi Nasional untuk Sampah Plastik di laut, dan telah membimbing mahasiswa S1 dan S2 dari berbagai universitas di Indonesia sejak tahun 1994 hingga sekarang.

Telaah Kualitas dan Toksisitas Sedimen

Polutan di badan air memiliki kemampuan untuk berikatan dengan bahan partikular yang kemudian akan diendapkan sebagai sedimen. Adanya polutan di sedimen mampu memberikan pengaruh negatif bagi biota yang ada di dalamnya, mulai dari terganggunya tingkat seluler hingga pada skala yang lebih luas berupa punahnya biota akuatik. Hadirnya buku ini memiliki beberapa keunggulan dibandingkan buku lainnya sejenis yang ada di pasaran Indonesia, di antaranya

1. Topik yang disajikan berupa telaah kualitas dan toksikologi sedimen masih relatif baru dikembangkan di Indonesia dibandingkan media air yang sudah lebih dulu banyak diku-pas oleh peneliti Indonesia.
2. Mencakup penjelasan mengenai bioavailabilitas polutan yang terikat di sedimen maupun metode untuk mengetahui kriteria/status kontaminasi polutan pada sedimen.
3. Dilengkapi beberapa *guideline* kualitas sedimen di beberapa negara untuk memudahkan pemangku kepentingan membandingkan nilai konsentrasi kimia dari hasil analisis den-gan kemungkinan adanya toksisitas yang ditimbulkan oleh polutan tersebut.

Buku ini diharapkan dapat menambah wawasan tentang teknik untuk menilai kualitas dan bioavailabilitas polutan yang terikat dan terendapkan pada sedimen. Selain itu, buku ini juga diharapkan mampu memperkaya pengetahuan tentang teknik menilai kualitas sedimen serta sebagai bahan acuan bagi akademisi, peneliti, mahasiswa, maupun agensi lingkungan yang mendalami kualitas, bioavailabilitas, dan toksisitas polutan pada sedimen.

Selamat membaca!



Diterbitkan oleh:

LIPI Press, anggota Ikapi
Gedung PDDI LIPI Lt. 6
Jln. Jend. Gatot Subroto 10, Jakarta Selatan 12710
Telp.: (021) 573 3465 | Whatsapp 0812 2228 485
E-mail: press@mail.lipi.go.id
Website: lipipress.lipi.go.id | penerbit.lipi.go.id

DOI 10.14203/press.344



ISBN 978-602-496-243-2



7 8 6 0 2 4 1 9 6 2 4 3 2