POTENSI BIVALVIA SEBAGAI BIOINDIKATOR PENCEMARAN LOGAM DI WILAYAH PESISIR

Oleh
Triyoni Purbonegoro¹⁾

ABSTRACT

POTENTIAL OF BIVALVE AS BIOINDICATOR OF METAL POLLUTION IN THE COASTAL AREA. *Bioaccumulation database using various species of marine bivalves is useful to determine which species are suitable as bioindicators in pollution monitoring. In general, metal bioaccumulation in bivalve varies in every location and influenced by the biokinetics of each species depending on the environmental condition. Increasing accumulation of one metal will enhance the accumulation of other metal in bivalve tissue. This needs to be taken into account in interpreting metal concentrations in bivalve. Oysters and mussels have the potential as bio-indicators of metals, especially Cu and Zn, while scallops are more potential as bioindicators of Cd and Zn. Meanwhile, clams has the potential as a bioindicators of Zn. Change in shape (malformation) of bivalve shells due to heavy metal accumulation also observed. The rough structure, attachment of minerals to the shell, and thickening of the shell layer are some forms of changes in bivalve shell morphology.*

PENDAHULUAN

Bivalvia merupakan biota yang populer digunakan untuk mendeteksi pencemaran lingkungan, disebabkan karena hidupnya yang berasosiasi dengan sedimen, kebiasaan makannya sebagai *filter-feeder*, dan kemampuannya mengakumulasi bahan pencemar (Zuykov *et al.*, 2013; Gerhardt, 2002; D'costa *et al.*, 2018). Kemampuan bioakumulasinya yang tinggi menyebabkan konsentrasi bahan kimia yang sebelumnya tidak terdeteksi dalam air dapat ditemukan dalam tubuh bivalvia (Zuykov *et al.* 2013). Sebagai biota akumulator atau biasa disebut ‘sentinel’, bivalvia harus tahan terhadap tekanan lingkungan dan bersifat menetap (*sedentary*) sehingga dapat menggambarkan suatu wilayah

kajian. Organisme ‘sentinel’ juga harus memiliki kelimpahan yang tinggi agar dapat menyediakan sampel untuk dianalisis, serta memiliki sebaran yang luas untuk dapat dibandingkan antarlokasi (Gerhardt, 2002).

Selama beberapa dekade, berbagai spesies bivalvia telah diteliti untuk menentukan potensinya sebagai organisme bioindikator atau biomonitoring. Pada tahun 1975, program “*The Mussel Watch*” di Amerika Serikat memulai menggunakan tiram dan kerang dalam upaya monitoring empat macam polutan di lingkungan laut, yaitu radionuklida buatan, petroleum hidrokarbon, hidrokarbon terklorinasi, dan logam (Goldberg & Bertine, 2000). Dalam program tersebut kerang biru (*Mytilus*

¹⁾ Pusat Penelitian Oseanografi, LIPI

edulis) digunakan sebagai bioindikator disebabkan sebarannya yang luas, mudah dipindahkan dari satu lokasi ke lokasi lain (monitoring aktif), kelimpahan yang tinggi, laju akumulasi bahan pencemar yang tinggi, serta siklus hidup yang lama (tiga tahun) memungkinkan monitoring jangka panjang (Gerhardt, 2002). Beberapa jenis bivalvia yang umum digunakan dalam kajian pencemaran di lingkungan kawasan pesisir Indonesia, antara lain adalah kerang hijau, *Perna viridis* (Wendling *et al.*, 2013; Suprapti *et al.*, 2016; Rist *et al.*, 2016; Dwiwitno *et al.*, 2016; Riani *et al.* 2018), kerang simping (*Amusium pleuronectes*) (Azhar *et al.*, 2012), dan kerang darah, *Anadara granosa* (Suprapti, 2008) (Gambar 1).

Biomonitoring pencemaran membutuhkan data respon biologi, seperti

data bioakumulasi, biomarker, observasi morfologi dan perilaku, serta analisis pada tingkat komunitas (Zuykov, 2013). Setiap organisme memiliki sensitivitas yang berbeda terhadap bermacam polutan, dan tidak ada satu jenis organisme yang mampu atau cocok untuk mendeteksi semua jenis bahan pencemar (Waykar & Deshmukh, 2012). Untuk itu, *database* bioakumulasi dengan menggunakan bermacam jenis bivalvia berguna untuk menentukan spesies mana yang cocok digunakan sebagai bioindikator dalam kegiatan monitoring pencemaran. Tulisan ini menjelaskan secara singkat penggunaan bivalvia dalam monitoring pencemaran logam berat di wilayah pesisir melalui pendekatan analisis bioakumulasi logam dalam jaringan lunak bivalvia dan pengaruhnya pada morfologi cangkang.

Gambar 1. Beberapa contoh jenis bivalvia yang umum digunakan sebagai bioindikator pencemaran di lingkungan pesisir yaitu, (A) golongan tiram (*oyster*), *Saccostrea cucullata*, (B) golongan remis (*mussels*), *Perna viridis*, (C) golongan simping (*scallops*), *Amusium pleuronectes*, dan (D) golongan kepah (*clams*), *Anadara granosa*.

KONSENTRASI LOGAM DALAM JARINGAN LUNAK BIVALVIA

Wang & Lu (2017) merangkum konsentrasi beberapa logam (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, dan Hg) dalam beberapa jenis bivalvia yang diambil dari wilayah yang berbeda di kawasan Asia (Tabel 1). Secara umum konsentrasi logam dalam tubuh bivalvia berbeda-beda pada setiap lokasi dan dipengaruhi oleh biokinetik masing-masing spesies yang tergantung kondisi lingkungan tempat biota tersebut hidup. Hal tersebut pada akhirnya berpengaruh terhadap proses bioakumulasi logam dalam tubuh bivalvia.

Konsentrasi logam dalam bivalvia golongan tiram (*oysters*)

Secara umum, konsentrasi Cu dan Zn dalam tubuh tiram lebih tinggi dibandingkan logam lain (Tabel 1). Konsentrasi Cu dan Zn dalam tiram dari wilayah yang relatif tidak tercemar masing-masing berkisar antara 50-100 dan 500-2000 $\mu\text{g/g}$. Sementara itu, akumulasi Cu dan Zn tertinggi tercatat ditemukan pada tiram *C. hongkongensis*

yang berasal dari muara-muara di bagian selatan China dengan konsentrasi masing-masing 12.000 dan 17000 $\mu\text{g/g}$. Konsentrasi yang sangat tinggi menyebabkan warna biru pada jaringan lunak bivalvia tersebut (Gambar 2). Konsentrasi tinggi tersebut disebabkan limbah dari industri-industri di sekitar wilayah tersebut (Wang *et al.*, 2014).

Pertanyaan yang kemudian muncul adalah mengapa tiram mampu mentolerir konsentrasi yang sangat tinggi dan tetap hidup. Beberapa peneliti menduga bahwa tiram memiliki mekanisme detoksifikasi yang spesifik. Pada tiram yang hidup di perairan tercemar, Cu dan Zn dalam konsentrasi tinggi berikatan dengan oksigen atau nitrogen, sedangkan pada tiram yang hidup di lingkungan yang relatif bersih, kedua logam tersebut berikatan dengan sulfur. Hal tersebut memungkinkan tiram dapat secara efisien melakukan detoksifikasi, dengan cara menyimpan kelebihan Cu dan Zn dalam bentuk logam-logam yang berikatan dengan oksigen dan nitrogen dalam tubuh tanpa berakibat fatal bagi kehidupannya (Wang & Lu, 2017).

Gambar 2. Perbedaan penampakan jaringan lunak antara tiram *C. hongkongensis* yang berwarna biru, karena memiliki kandungan Cu yang sangat tinggi (A), dan tiram sejenis yang hidup di lingkungan tidak tercemar (Tan *et al.*, 2015).

Konsentrasi Zn yang tinggi, akan memicu akumulasi Cd dalam tubuh tiram. Salah satu konsentrasi Cd tertinggi dalam tubuh tiram ditemukan di China ($>10 \mu\text{g/g}$). Hasil pengukuran konsentrasi Cd dalam air dan sedimen di lokasi tersebut, tidak sepenuhnya berkorelasi dengan konsentrasi Cd dalam tiram. Penelitian yang dilakukan oleh Liu & Wang (2013) menunjukkan akumulasi Zn memfasilitasi penyerapan Cd dalam tiram. Hal ini diduga, karena Zn memicu metalotionein dalam tiram untuk mengikat Cd lebih kuat. Oleh karena itu, pencemaran yang menyebabkan peningkatan konsentrasi Zn diduga akan berdampak juga pada peningkatan Cd dalam tiram. Pemaparan Zn dan Cu juga berdampak pada peningkatan Hg dalam tubuh tiram. Tiram merupakan organisme yang mampu meregulasi Ni dalam tubuhnya. Tiram akan terus mengakumulasi Ni hingga mencapai kondisi konstan (*plateau*). Mekanisme regulasi logam tersebut hingga kini masih terus dipelajari. Sementara itu, konsentrasi Pb dalam tiram relatif rendah ($<4 \mu\text{g/g}$), meskipun di beberapa lokasi yang tercemar, Pb ditemukan dalam konsentrasi tinggi. Tiram dianggap bukan merupakan organisme pengakumulasi Cr yang baik karena Cr dalam air memiliki spesiasi yang kompleks dan diduga tidak bersifat *bioavailable* bagi tiram (Wang & Lu, 2017).

Konsentrasi logam dalam bivalvia golongan remis (*mussels*)

Konsentrasi Cd dalam remis di semua lokasi pada umumnya relatif rendah ($<2 \mu\text{g/g}$) (Tabel 1). Konsentrasi Cd yang rendah, juga ditemukan dalam tubuh *Perna viridis* di Teluk Jakarta, yakni berkisar antara $0,097\text{--}0,133 \mu\text{g/g}$ (Riani *et al.*, 2018). Remis sering digunakan dalam pemantauan pencemaran Cd, meskipun apabila dibandingkan dengan tiram, bivalvia golongan remis (*mussels*) memiliki potensi bioakumulasi Cd yang rendah, yang disebabkan kemampuan mengeluarkan logam tersebut dari dalam tubuh secara lebih efektif. Hal ini menyebabkan konsentrasi Cd dalam remis lebih rendah daripada dalam tiram (Wang & Lu, 2017).

Seperti halnya pada tiram, konsentrasi Cu dan Zn pada remis lebih tinggi dari logam lainnya. Meski demikian, konsentrasi Cu dan Zn dalam remis tersebut relatif rendah (masing-masing <20 dan $<200 \mu\text{g/g}$). Remis mampu meregulasi Cu dan Zn dalam tubuhnya, seperti halnya tiram meregulasi Ni dalam tubuhnya. Meski demikian, tidak banyak informasi yang menunjukkan kemampuan remis dalam meregulasi Ni (Wang & Lu, 2017). Pada beberapa penelitian konsentrasi Ni dalam remis berkisar antara <5 sampai $33 \mu\text{g/g}$

sedangkan konsentrasi Pb dalam remis pada umumnya sebesar <5 sampai 59-64 µg/g. Konsentrasi Cr dalam tubuh remis umumnya <6 µg/g yang diprediksi sebesar 13-38% berasal dari Cr (VI) terlarut (Wang & Lu, 2017).

Konsentrasi logam dalam bivalvia golongan simping (*scallops*)

Konsentrasi Cd dalam tubuh simping khususnya dalam ginjal tergolong tinggi. Konsentrasi minimum Cd dalam simping tercatat 0.3 µg/g dan maksimum sebesar 160-332 µg/g (Tabel 1). Oleh karena itu, simping tergolong hewan hiperakumulator Cd. Konsentrasi tinggi Cd dalam tubuh simping disebabkan oleh kemampuan efisiensi asimilasi yang tinggi dan laju pengeluaran yang rendah. Sebaliknya, konsentrasi Cu dalam simping relatif rendah berkisar antara 2-166 µg/g. Sementara itu, simping juga dapat digolongkan sebagai hewan hiperakumulator Zn disebabkan kemampuannya mengakumulasi Zn dalam konsentrasi tinggi. Penelitian logam lain seperti Ni, Pb, Cr dan Hg tidak terlalu banyak ditemukan atau dalam konsentrasi yang tidak terdeteksi. Penelitian Azhar *et al.* (2012) di kawasan pesisir Demak, Jawa Tengah menemukan konsentrasi Cd, Cu dan Cr dalam simping *Amusium pleuronectes* masing-masing sebesar 5.9-8 µg/g, 8.9-9.5 µg/g, dan 0.7 µg/g.

Konsentrasi logam dalam bivalvia golongan kepah (*clams*)

Konsentrasi Cd umumnya <2 µg/g namun ditemukan tinggi di beberapa tempat. Kisaran Cu dalam kepah relatif sempit dan tidak cukup informasi yang menjelaskan apakah kepah dapat meregulasi Cu dalam tubuhnya atau tidak. Pan dan Wang (2009) menjelaskan bahwa Cu dalam kepah *Ruditapes philippinarium* dikeluarkan dengan cepat dari dalam tubuh. Sementara itu variasi konsentrasi Zn dalam kepah tergolong dalam kisaran sempit, kemungkinan disebabkan oleh kemampuan regulasi logam tersebut oleh kepah. Konsentrasi Ni dan Pb di beberapa daerah masing-masing sebesar 1-5 µg/g dan <2 µg/g. Meski demikian, konsentrasi Pb di beberapa tempat dapat mencapai konsentrasi yang cukup tinggi, misalnya di Muara Likas, Malaysia yakni sebesar $4,74 \pm 2,37$ µg/g (Wang *et al.*, 2017).

Tabel 1. Konsentrasi logam berat dalam bivalvia di wilayah Asia ($\mu\text{g/g}$ berat kering).

Lokasi	Spesies	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Hg
Tiram (<i>Oysters</i>)								
Teluk Persia dan Teluk Oman, Iran	<i>Saccostrea cucullata</i>	10 $\pm$ 5,6	-	-	-	0,72 $\pm$ 0,35	-	-
Haipong-Halong, Vietnam	<i>Saccostrea glomerata</i>	3,53-12,7	238-1598	824-3202	-	0,79-6,20	0,81-4,47	-
Muara Jiulongjiang, Cina	<i>C. hongkongensis</i>	11	12000	17000	7,4	1,3	11	-
Muara Bakam, Malaysia	<i>Saccostrea cucullata</i>	-	63 $\pm$ 0,14	109 $\pm$ 0,2	-	-	-	-
Remis (<i>mussels</i>)								
Selat Malaka, Malaysia	<i>Perna viridis</i>	1,47 $\pm$ 0,69	12,9 $\pm$ 16	92,1 $\pm$ 24,3	18,9 $\pm$ 31,4	10,7 $\pm$ 10,4	-	-
Laut mediterania, Libya	<i>Modiolus galloprovincialis</i>	0,63-2,41	3,56-5,69	141-197	1-5,03	0,44-0,71	0,37-0,71	0,045-0,069
Pantai Qingdao, Cina	<i>Mytilus edulis</i>	1,5	9	70	3	1,8	-	-
Changseon, Korea	<i>Modiolus galloprovincialis</i>	0,197 $\pm$ 0,071	1,5 $\pm$ 0,72	15,9 $\pm$ 4,83	0,36 $\pm$ 0,2	0,16 $\pm$ 0,12	0,23 $\pm$ 0,12	0,007 $\pm$ 0,003
Simping (<i>Scallops</i>)								
Aomori, Jepang	<i>Patinopecten yessoensis</i>	160 $\pm$ 34,7	71,1 $\pm$ 5,35	115 $\pm$ 14,9	-	-	-	-
Teluk Jiaozhou, Cina	<i>Chlamys farreri</i>	0,330 $\pm$ 0,027	1,66 $\pm$ 0,48	12,4 $\pm$ 1,60	-	-	-	-
Kepah (<i>Clams</i>)								
Muara Likas, Malaysia	<i>Meretrix meretrix</i>	3,27 $\pm$ 1,46	6,62 $\pm$ 1,30	107 $\pm$ 28,8	-	1,72 $\pm$ 0,58	2,28 $\pm$ 2,60	-
Teluk Gamak, Korea	<i>Ruditapes philippinarum</i>	0,5 $\pm$ 0,2	13,6 $\pm$ 0	76,8 $\pm$ 0,3	2,9 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,2	3,6 $\pm$ 0,5	-
Muara Likas, Malaysia	<i>Anadara granosa</i>	0,63 $\pm$ 0,44	6,89 $\pm$ 1,66	96 $\pm$ 17	-	4,74 $\pm$ 2,37	t.t	-

(Sumber: Wang & Lu, 2017)

LOGAM PADA CANGKANG BIVALVIA

Pada Gambar 3, Zuykov *et al.* (2013) menunjukkan adanya pengaruh kontaminan terhadap abnormalitas permukaan cangkang internal bivalvia.

Perak (Ag) dalam fase terlarut (Gambar 3a) dan perak nanopartikel (AgNP) (Gambar 3b), menyebabkan morfologi permukaan cangkang internal *Mytilus edulis* yang semakin kasar. Selain akibat pengaruh logam, abnormalitas struktur cangkang juga ditandai dengan

munculnya kristal mineral barit (BaSO_4) yang tampak pada permukaan cangkang internal kerang air tawar *Corbicula fluminea* (Gambar 3c dan Gambar 3d). Peningkatan konsentrasi mineral barit disebabkan dari limbah yang dikeluarkan oleh beberapa pabrik gelas di sekitar Sungai Maurice, New Jersey, Amerika Serikat. Kemunculan kristal mineral pada cangkang bivalvia juga ditunjukkan dengan adanya kalsit dan aragonite (CaCO_3), pada permukaan cangkang internal *Chlamys varia* (Gambar 3e) dan *Ostrea edulis* (Gambar 3f). Penempelan kristal vaterit (salah satu polimorf dari CaCO_3) juga tampak pada *Corbicula fluminea* (Gambar 3g dan Gambar 3h). Hal tersebut menimbulkan deformasi berupa tonjolan pada permukaan cangkang akibat penumpukan mineral vaterit. Deformasi cangkang juga dapat disebabkan oleh pencemaran senyawa tributiltin (TBT) atau merkuri (Hg).

Perubahan bentuk (malformasi) cangkang bivalvia akibat akumulasi logam berat juga ditunjukkan oleh Riani *et al.* (2018). Perubahan bentuk tersebut ditandai dengan penebalan cangkang kerang hijau *Perna viridis* hingga 1,5 kali, dibandingkan kerang pada kondisi normal (Gambar 4). Perubahan bentuk disebabkan oleh konsentrasi logam yang tinggi, terutama Hg, Pb, dan Sn yang bersifat teratogenik (menyebabkan perubahan struktur morfologi). Hasil analisis komponen utama (*principal component analysis/PCA*) menunjukkan variabel kualitas air dan logam berat (dalam air dan tubuh kerang hijau) berhubungan dengan perubahan bentuk cangkang kerang hijau tersebut. Variabel kualitas air yang berkontribusi terhadap perubahan bentuk cangkang kerang hijau tersebut, antara lain adalah turbiditas, salinitas, COD, NO_3 dan pH. Sedangkan variabel logam berat, antara lain adalah logam dalam air (Cd, Pb dan Cr), serta logam dalam jaringan lunak kerang hijau (Pb, Hg, dan Cr).

Gambar 3. Gambar hasil pengamatan menggunakan SEM (*scanning electron microscope*) yang menunjukkan perubahan struktur cangkang beberapa jenis bivalvia akibat kontaminan. Kerang biru *Mytilus edulis* (a) dan (b), *Corbicula fluminea* (c) (d) (g) (h), *Chlamys varia* (e), dan *Ostrea edulis* (f) (Zuykov et al., 2013).

Gambar 4. Perubahan bentuk (malformasi) pada cangkang kerang hijau (*Perna viridis*) (gambar tengah cangkang normal) akibat pencemaran logam berat (Riani *et al.*, 2018).

PENUTUP

Database bioakumulasi logam dengan menggunakan bermacam jenis bivalvia berguna untuk menentukan spesies mana yang cocok digunakan sebagai bioindikator. Setiap jenis bivalvia memiliki respon yang berbeda terhadap logam. Peningkatan konsentrasi suatu logam akan berdampak juga pada peningkatan logam lain dalam tubuh bivalvia. Hal ini perlu diperhitungkan dalam menginterpretasikan konsentrasi logam dalam jaringan lunak bivalvia. Sebagai contoh, pencemaran yang menyebabkan peningkatan konsentrasi Zn, diduga akan berdampak juga pada

peningkatan Cd dan Hg dalam tubuh bivalvia. Bivalvia jenis tiram (*oysters*) dan remis (*mussels*) memiliki potensi sebagai bioindikator logam khususnya Cu dan Zn, sedangkan jenis simping (*scallops*) lebih berpotensi sebagai bioindikator logam Cd dan Zn. Sementara itu, jenis kepah (*clams*) berpotensi sebagai bioindikator logam Zn. Perubahan bentuk (malformasi) cangkang kerang karena akumulasi logam berat juga teramati. Struktur kasar, penempelan mineral pada cangkang, dan penebalan lapisan cangkang merupakan beberapa bentuk perubahan morfologi cangkang bivalvia.

DAFTAR PUSTAKA

- Azhar, H., I. Widowati, dan J. Suprijanto. 2012. Studi kandungan logam berat Pb, Cu, Cd, Cr pada kerang simping (*Amusium pleuronectes*), air dan sedimen di perairan Wedung, Demak serta analisis maximum tolerable intake pada manusia. *Journal of Marine Research* 1(2): 35-44.
- D'costa, A.H., Shyama S. K., Praveen. K. M. K., and S. Furtado. 2018. The Backwater Clam (*Meretrix casta*) as a bioindicator species for monitoring the pollution of an estuarine environment by genotoxic agents. *Mutat. Res. Gen Tox. En.* 825: 8–14.
- Dwiyitno, L. Dsikowitzky, I. Nordhaus, N. Andarwulan, H. E. Irianto, H. N. Lioe, F. Ariyani, S. Kleinertz, and J. Schwarzbauer. 2016. Accumulation patterns of lipophilic organic contaminants in surface sediments and in economic important mussel and fish species from Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 110 (2): 767-777.
- Gerhardt A. 2002. Bioindicator species and their use in bio-monitoring. In: *Environmental Monitoring*, Vol. 1 (In-yang HI, Daniels JL, eds). Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Oxford.
- Goldberg, E. D., and K. K. Bertine. 2000. Beyond the Mussel Watch- new directions for monitoring marine pollution. *The Science of the Total Environment* 247: 165-174
- Liu, F.J., and W. X. Wang, 2013. Facilitated bioaccumulation of cadmium and copper in the oyster *Crassostrea hongkongensis* solely exposed to zinc. *Environ. Sci. Technol.* 46: 1670-1677.
- M. Zuykov, E. Pelletier, and D.A.T. Harper. Bivalve mollusks in metal pollution studies: from bioaccumulation to biomonitoring: review. *Chemosphere* 93: 201–208.
- Pan, K., and W. X. Wang. 2009. Biodynamics to explain the difference of copper body concentrations in five marine bivalve species. *Environ. Sci. Technol.* 49: 2137-2143.
- Riani, E., M. R. Cordova, and Z. Arifin. 2018. Heavy metal pollution and its relation to the malformation of green mussels cultured in Muara Kamal waters, Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 133: 664–670.
- Rist, SE., K. Assidqi, N. P. Zamani, D. Appel, and M. Lenz. 2016. Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green

- mussel *Perna viridis*. *Marine Pollution Bulletin* 111(1–2): 213-220.
- Suprpti, N. H. 2008. Kandungan chromium pada perairan, sedimen dan kerang darah (*Anadara granosa*) di wilayah pantai sekitar muara sungai Sayung Desa Morosari Kabupaten Demak, Jawa Tengah. *BIOMA*. 10 (2): 36-40.
- Suprpti, N. H., A.N. Bambang, F. Swastawati, and R. A. Kurniasih. 2016. Removal of heavy metals from a contaminated green mussel *Perna Viridis* (Linneaus, 1758)] Using Acetic Acid as Chelating Agents. *Aquatic Procedia* 7: 154-159.
- Tan, Q.G., Y. Wang, and W. X. Wang. 2015. Speciation of Cu and Zn in two colored oyster species determined by X-ray absorption spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.* 49: 6915-6925.
- Wang, W.X., K. Pan, Q. G. Tan, L. Guo and S. L. Simpson. 2014. Estuarine pollution of metals in China: science and mitigation. *Environ. Sci. Technol.* 48: 9975-9976.
- Wang, WX. and G. Lu. 2017. Heavy metals in bivalve Mollusks. *In : Chemical Contaminants and Residues in Food* (Second Edition). 553-594.
- Waykar B. and G. Deshmukh. 2012. Evaluation of bivalves as bioindicators of metal pollution in freshwater. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88:48–53.
- Wendling, C. C., M. Huhn, N. Ayu, R. Bachtiar, K. Juterzenka and M. Lenz. 2013. Habitat degradation correlates with tolerance to climate-change related stressors in the green mussel *Perna viridis* from West Java, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 71: 222–229.
- Zuykov, M., E. Pelletier and D. A. T. Harper. 2013. Bivalve mollusks in metal pollution studies: from bioaccumulation to biomonitoring. *Chemosphere* 93 (2): 201-208.