

FAKTOR-FAKTOR YANG MEMPENGARUHI TOKSISITAS BAHAN PENCEMAR TERHADAP ORGANISME PERAIRAN

Oleh
Triyoni Purbonegoro¹⁾

ABSTRACT

FACTORS THAT AFFECTING THE TOXICITY OF POLLUTANTS TO AQUATIC ORGANISMS. *There are a large number of pollutants in aquatic environment with various characteristics and factors that can modify and affect the toxicity of pollutants in this environment. The major factors affecting pollutant toxicity include physicochemical properties of pollutants, mode of exposure, time, environmental factors, and biological factors. Moreover, organisms in an aquatic ecosystem are seldom exposed to only single pollutant, and most cases the stress of pollution on aquatic ecosystems is related to the interaction and combined effects of many chemicals. The combined effects may be synergistic or antagonistic, depending on the pollutants and the physiological condition of the organism involved.*

PENDAHULUAN

Ribuan jenis bahan pencemar terlepas ke lingkungan laut akibat aktivitas manusia (Blasco *et al.*, 2016). Karakteristik air dan organisme dapat mempengaruhi toksisitas bahan pencemar tersebut (Rand & Petrocelli, 1985). Faktor-faktor yang mempengaruhi toksisitas tersebut terdiri dari faktor yang berhubungan dengan bahan pencemar (fisika-kimia) dan faktor yang berhubungan dengan organisme (biotik). Faktor fisika-kimia bahan pencemar meliputi konsentrasi, suhu, pH, salinitas, dan kesadahan. Faktor biotik meliputi spesies, umur, dan kondisi kesehatan organisme (Rand & Petrocelli, 1985).

Faktor lain yang dapat mempengaruhi toksisitas yaitu interaksi antar bahan

pencemar (Landis & Yu 2004). Hal tersebut dilatar belakangi oleh fenomena bahwa organisme perairan jarang terpapar oleh satu jenis bahan pencemar saja melainkan bermacam bahan pencemar yang saling berinteraksi (Okamura & Aoyama 1994). Secara umum interaksi bahan pencemar dapat bersifat sinergis maupun antagonis, tergantung pada karakter fisika-kimia bahan pencemar dan kondisi fisiologis organisme yang terpapar (Landis & Yu, 2004).

Pengetahuan mengenai faktor-faktor tersebut berguna antara lain dalam upaya untuk pemantauan dan pengendalian pencemaran di lingkungan pesisir dan lautan. Tulisan ini bertujuan untuk memberikan informasi singkat mengenai

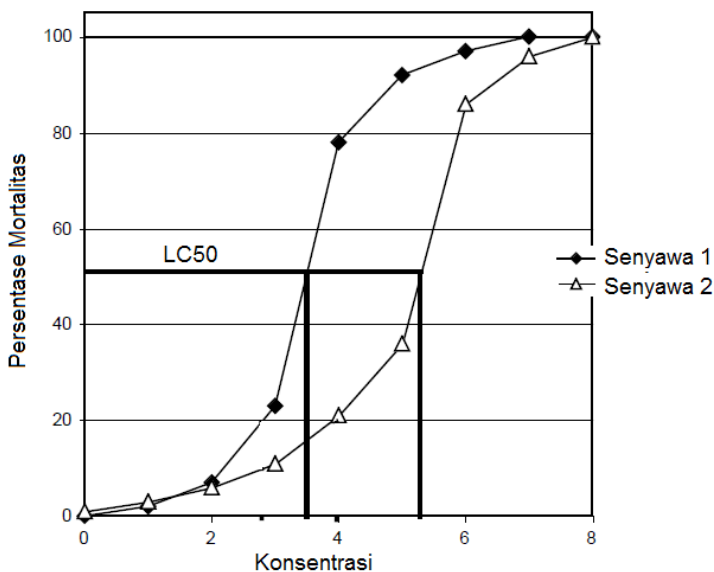
¹⁾ Kelompok Penelitian Pencemaran Laut dan Bioremediasi, Pusat Penelitian Oseanografi-LIPI

faktor-faktor yang mempengaruhi toksisitas bahan pencemar terhadap organisme perairan secara umum.

FAKTOR FISIKA-KIMIA BAHAN PENCEMAR KONSENTRASI BAHAN PENCEMAR

Menurut Landis & Yu (2004), konsentrasi bahan pencemar merupakan faktor penting yang mempengaruhi toksisitas. Bahan pencemar dengan toksisitas tinggi

tidak akan terlalu memberi dampak terhadap organisme, apabila masih dalam konsentrasi sangat rendah. Sebaliknya bahan pencemar dengan toksisitas rendah, akan berpengaruh buruk apabila dipaparkan dengan konsentrasi tinggi. Faktor penting lain yang mempengaruhi toksisitas adalah lamanya pemaparan (durasi) bahan kimia terhadap organisme. Pemaparan yang lebih lama akan memberi dampak kronis yang lebih buruk terhadap organisme perairan (Rand & Petrocelli, 1985; Landis & Yu, 2004).



Gambar 1. Kurva konsentrasi-respon dua senyawa kimia yang berbeda (modifikasi dari Landis & Yu, 2004).

Ilustrasi hubungan antara konsentrasi bahan kimia dan respon yang ditimbulkan pada organisme dalam jangka waktu tertentu dapat dilihat pada Gambar 1. Hubungan konsentrasi-respon tersebut tidak bersifat linear, namun sigmoid. Secara umum, pada batas tertentu semakin besar konsentrasi bahan kimia, maka respon yang ditimbulkan akan lebih buruk (Rand

& Petrocelli, 1985). Dua jenis bahan kimia yang berbeda, dapat menimbulkan respon yang berbeda pada organisme yang sama (Landis & Yu, 2004). Pada Gambar 1, terlihat bahwa LC_{50} senyawa 1 lebih kecil dibandingkan senyawa 2. Hal ini menunjukkan bahwa senyawa 1 bersifat lebih toksik dibandingkan senyawa 2.

SUHU/TEMPERATUR

Beberapa penelitian melaporkan bahwa bioakumulasi dan toksisitas bahan pencemar meningkat seiring dengan perubahan suhu (Heugens *et al.*, 2003; Sokolova & Lannig, 2008; Zhou *et al.*, 2014; Baines *et al.*, 2006). Peningkatan suhu diketahui dapat menurunkan kandungan oksigen terlarut di perairan (Landis & Wu, 2004). Lewis *et al.* (2016) melaporkan bahwa toksisitas tembaga (Cu) terhadap isopoda *Exosphaeroma gigas* meningkat seiring dengan kenaikan

suhu sebesar 10°C (Tabel 1). Toksisitas Cu meningkat (ditandai dengan semakin kecilnya nilai LC_{50}) hingga > 44 % dari 2204 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pada suhu 5,5°C menjadi 1245 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pada suhu 15°C. Sementara itu, waktu yang dibutuhkan untuk menyebabkan kematian (LC_{T50}) pada konsentrasi Cu 2200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ menjadi dua kali lebih cepat. Dengan demikian, toksisitas suatu bahan pencemar akan meningkat seiring kenaikan suhu ditunjukkan dengan menurunnya nilai LC_{50} dan LC_{T50} .

Tabel 1. Pengaruh suhu terhadap toksisitas Cu pada isopoda *Exosphaeroma gigas* selama 14 hari uji (Lewis *et al.*, 2016).

Perlakuan Suhu (°C)	LC_{50} 14 hari ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	LC_{T50} pada 2200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (hari)
5,5	2204	12,5
10	2077	10,7
15	1245	6,3

Peningkatan bioakumulasi dan toksisitas bahan pencemar berkaitan dengan peningkatan aktivitas dan kinetik logam, serta peningkatan laju metabolisme di perairan yang lebih hangat (Robertson *et al.*, 2001). Perubahan suhu juga mempengaruhi proses sintesis protein, respirasi dan transpor energi, serta kemampuan menghantarkan oksigen (Pörtner, 2001). Perubahan laju metabolisme dapat menyebabkan perubahan perilaku, misalnya pergerakan dan aktivitas makan yang mempengaruhi kemampuan mengakumulasi bahan pencemar (Sokolova & Lannig, 2008; Lewis *et al.*, 2016). Peningkatan penyerapan bahan pencemar menyebabkan peningkatan akumulasi

(Heugens *et al.*, 2003; Mubiana & Blust, 2007; Sokolova & Lannig, 2008). Tekanan/stress akibat perubahan suhu juga dapat mengganggu kemampuan detoksifikasi bahan pencemar (Lannig *et al.*, 2006). Hal ini berpotensi meningkatkan toksisitas (Lewis *et al.*, 2016).

KADAR KEASAMAN (pH)

Penurunan pH di lingkungan perairan antara lain disebabkan oleh pengasaman (asidifikasi). Asidifikasi merupakan salah satu penyebab utama degradasi lingkungan, tidak hanya disebabkan oleh toksisitasnya, namun juga karena efeknya terhadap spesiasi, mobilitas, dan bio-availabilitas bahan kimia (Stumm & Morgan,

1996). Untuk sebagian organisme perairan, pH rendah dapat meningkatkan toksisitas logam (Pynnönen, 1995). Adanya hubungan yang kuat antara penurunan pH dan peningkatan kelarutan ion logam dapat menyebabkan peningkatan bioakumulasi dan toksisitas (Campbell, 1995). Meski demikian, hubungan antara pH dan toksisitas logam sebenarnya jauh lebih rumit, tergantung pada ikatan kimia dan spesies logam (Sandifer & Hopkin, 1996). Henriksen *et al.* (1984) melaporkan bahwa toksisitas aluminium (Al) terhadap ikan salmon *Salmo gairdneri* meningkat pada pH rendah. Kondisi tersebut dijelaskan oleh Dietrich & Schlatter (1989) bahwa gangguan fisiologi yang terjadi pada pH rendah (5,4) meliputi hilangnya elektrolit, kerusakan sel, kerusakan pada insang yang menyebabkan gangguan proses pernafasan.

SALINITAS

Salinitas berpengaruh pada toksisitas bermacam bahan pencemar, terutama logam terhadap organisme estuari dan laut (Grosell *et al.*, 2007; Hall & Anderson, 1995). Pada beberapa penelitian, toksisitas logam menurun seiring dengan peningkatan salinitas, dimana kejadian sebaliknya juga teramati dan merupakan hal yang rumit (Grosell *et al.*, 2007; Hall & Anderson, 1995). Salinitas tidak hanya mempengaruhi geokimia logam, tapi juga pada fisiologi organisme dan sensitivitasnya terhadap pemaparan logam (Grosell *et al.*, 2007; Jones *et al.*, 1976; Pinho & Bianchini, 2010).

Hewan yang hidup di daerah estuari memiliki strategi yang berbeda untuk merespon variasi salinitas di lingkungan mereka. Hewan osmoregulator mampu dan secara aktif mengatur konsentrasi garam dalam cairan tubuhnya, serta menjaga agar tetap dalam kondisi stabil. Hewan lainnya yang tidak mampu menyesuaikan hal tersebut, akan tetap berupaya menjaga kondisi cairan dalam tubuhnya (isoosmotik) berbeda dengan lingkungan sekitarnya (Chen *et al.*, 2017). Pemaparan zink (Zn) terhadap kepiting pantai *Carcinus maenas* pada salinitas rendah (20 ppt) menyebabkan peningkatan penyerapan Zn yang mengarah pada gangguan keseimbangan Zn dan Ca pada proses osmoregulasi dalam tubuh hewan tersebut (Chen *et al.*, 2017).

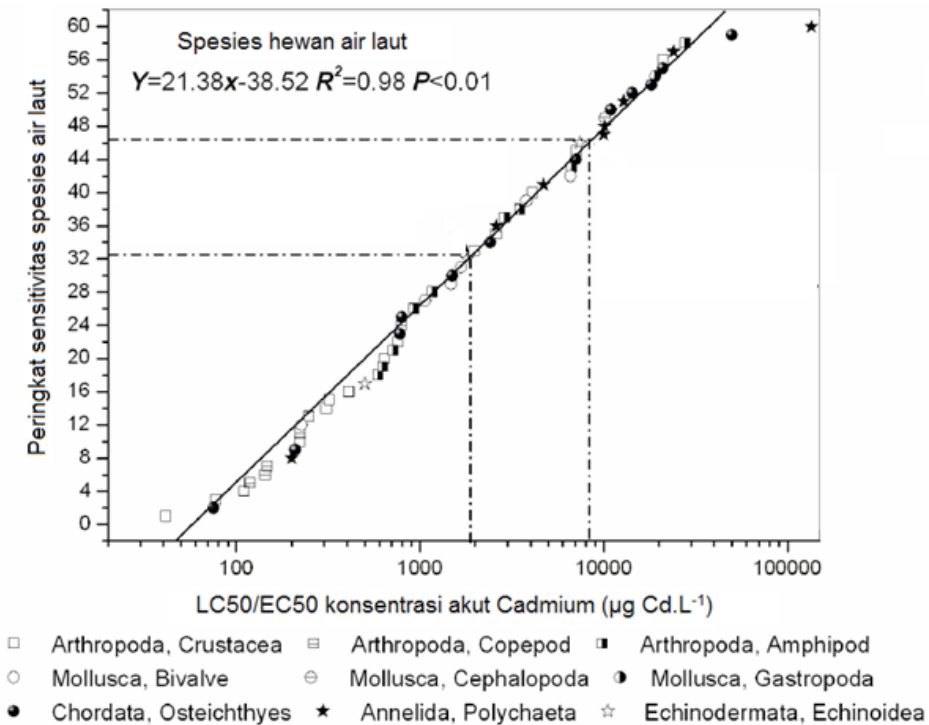
KESADAHAN

Kesadahan (*hardness*) memiliki beberapa kesamaan dengan alkalinitas, biasa diekspresikan sebagai konsentrasi kalsium karbonat (CaCO_3), meskipun kesadahan merupakan konsentrasi kation (Ca^{2+} dan Mg^{2+}), sedangkan alkalinitas merupakan konsentrasi anion (HCO_3^- dan CO_3^{2-}) (Weiner, 2000). Kesadahan berpengaruh terhadap toksisitas logam. Toksisitas logam akan menurun pada kondisi perairan dengan kesadahan tinggi (Rand & Petrocelli, 1985). Markich (2013) melaporkan bahwa peningkatan kesadahan sebesar 20 kali lipat menyebabkan toksisitas uranium (U) makrofit *Ceratophyllum demersum* berupa inhibisi pertumbuhan menurun, hingga empat kali.

FAKTOR BIOTIK

Menurut Rand & Petrocelli (1985), setiap spesies memiliki sensitivitas yang berbeda terhadap bahan kimia. Hal ini disebabkan oleh perbedaan kemampuan dalam merespon bahan kimia tersebut. Beberapa spesies mampu melindungi dirinya sendiri dari paparan bahan pencemar untuk waktu yang singkat, misalnya kerang-kerangan mampu menutup cangkangnya dan tetap bermetabolisme dalam kondisi anaerob selama beberapa waktu. Wang *et al.* (2010) menjelaskan, bahwa invertebrata dan ikan laut memiliki kisaran sensitivitas yang berbeda terhadap kadmium (Cd) (Gambar 2). Toksisitas Cd (LC_{50}) terhadap

61 genus invertebrata dan ikan laut bervariasi hingga 10^5 kali lipat, yakni berkisar antara $41,29 \mu\text{g.L}^{-1}$ untuk krustasea kecil, *Americamysis bahia* hingga 135mg.L^{-1} untuk cacing, *Monopylephorus cuticulatus*. Mysid, lebih sensitif 3270 kali lipat dibandingkan cacing oligochaete. LC_{50} Cd untuk polychaeta berkisar antara 200ug/L , *Capitella capitata* hingga $135000 \mu\text{g.L}^{-1}$ untuk *Monopylephorus cuticulatus*. LC_{50} moluska berkisar antara $228 \mu\text{g.L}^{-1}$, Pasific oyster, *Crassostrea gigas* hingga $19170 \mu\text{g.L}^{-1}$, siput lumpur, *Nassarius obsoletus*. LC_{50} , 12 spesies ikan berkisar antara $75 \mu\text{g.L}^{-1}$, ikan kakap, *Morone saxatilis* hingga 50mg.L^{-1} , dan untuk sheephead minnow, *Cyprinodon variegates*.



Gambar 2. Peringkat sensitivitas beberapa jenis organisme perairan laut terhadap kadmium (Cd) (modifikasi dari Wang *et al.*, 2010).

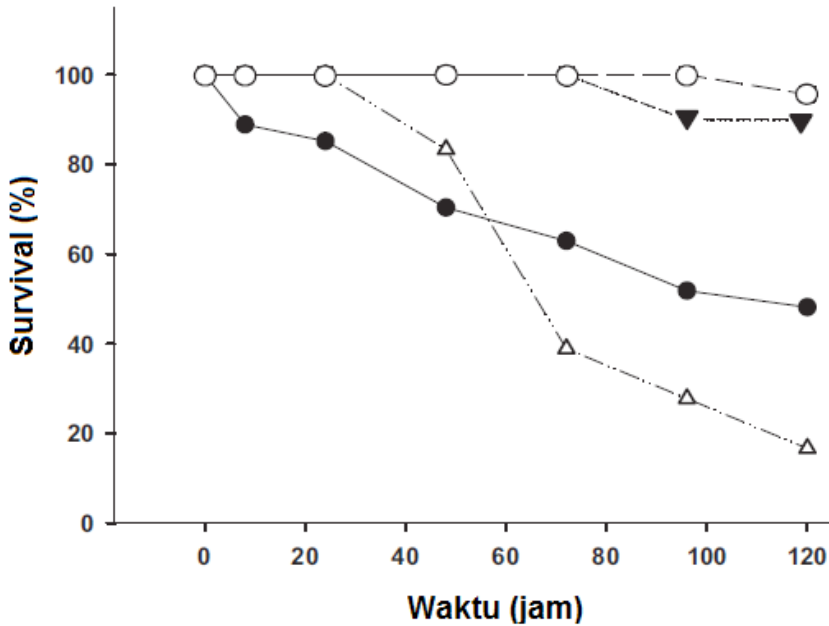
Menurut Rand & Petrocelli (1985), organisme yang masih muda pada umumnya lebih rentan dan sensitif terhadap bahan pencemar dibandingkan organisme dewasa, hal ini disebabkan oleh perbedaan tingkat perkembangan mekanisme detoksifikasi antara organisme muda dan dewasa. Perbedaan dalam laju ekskresi juga berpengaruh terhadap kemampuan merespon dan mengeluarkan bahan pencemar. Untuk jenis Artropoda (krustasea) tahapan yang paling sensitif adalah pada saat *molting* (berganti cangkang) dan pada ikan adalah tahapan embrio-larva, serta juvenil awal. Pola makan organisme perairan dapat mempengaruhi efek toksisitas dengan cara menghasilkan perubahan pada komposisi tubuh, fungsi fisiologi dan biokimia, serta kondisi nutrisi organisme tersebut (Rand & Petrocelli 1985).

INTERAKSI BAHAN PENCEMAR

Biota laut lebih sering terpapar pada bermacam bahan pencemar dibandingkan hanya pada satu jenis bahan pencemar. Hampir pada setiap kasus pencemaran lingkungan perairan umumnya selalu berkaitan dengan efek interaktif lebih dari satu jenis bahan pencemar (Okamura & Aoyama, 1994). Secara umum, efek interaktif bahan pencemar dapat berupa efek sinergis atau antagonis (berlawanan), bergantung pada jenis bahan pencemar dan kondisi

organisme yang terpapar. Efek sinergis merupakan efek toksisitas gabungan dua atau lebih bahan pencemar, dimana pengaruh toksisitas akan lebih besar dibandingkan hanya satu jenis bahan pencemar. Sebaliknya, efek antagonis terjadi pada kondisi dimana pengaruh toksisitas dua atau lebih bahan pencemar, akan lebih rendah dibandingkan efek yang terjadi pada pemaparan satu jenis bahan pencemar (Landis & Yu, 2004).

Kajian terhadap efek sinergis bahan pencemar antara lain dilakukan oleh Clemow & Wilkie (2015) yang meneliti pengaruh kadmium (Cd) dan timbal (Pb) terhadap kemampuan bertahan hidup (*survival*) ikan trout pelangi, *Onchorhynchus mykiss*. Pada Gambar 3 disajikan grafik persentase kemampuan bertahan hidup ikan *O. mykiss* yang dipelihara dalam larutan kontrol, larutan Cd dan Pb yang dipaparkan terpisah, serta larutan berisi campuran Cd dan Pb dengan konsentrasi tertentu selama 120 jam. Seluruh ikan pada larutan kontrol mampu tetap bertahan hidup hingga akhir pengujian, sedangkan persentase ikan pada larutan uji Cd dan Pb yang dipaparkan sendiri-sendiri, masing-masing hanya 48 % dan 85 % yang mampu bertahan hidup. Sementara itu campuran Cd dan Pb menunjukkan efek sinergis yang lebih besar dibandingkan efek dari hanya satu jenis logam saja. Efek ini menyebabkan persentase bertahan hidup ikan menurun drastis hingga 16 %, selama 120 jam pemaparan.



Gambar 3. Persentase bertahan hidup (*survival*) ikan trout pelangi (*O. mykiss*) pada pemaparan kontrol (○), $7,4\pm 0,3$ nmol L⁻¹ Cd (●), $26,1\pm 1,6$ nmol L⁻¹ Pb (▼), dan $6,9\pm 0,4$ nmol L⁻¹ Cd ditambah $45,4\pm 1,9$ nmol L⁻¹ Pb (△) (modifikasi dari Clemow & Wilkie, 2015).

Efek sinergis yang dihasilkan oleh bahan pencemar bergantung pada banyak faktor, antara lain sifat bahan kimia tersebut dalam prosesnya memasuki tubuh organisme dan kondisi fisiologis dan metabolisme organisme yang terpapar (Landis & Yu, 2004). Logam berat Cd dan Pb yang terserap berpengaruh terhadap proses metabolisme tubuh ikan, karena berikatan dengan komponen seluler yang penting, seperti struktur protein, enzim, serta asam nukleat. Cd dan Pb memiliki sifat hampir sama dengan Ca²⁺ yang dibutuhkan pada proses respirasi mitokondria dan fungsi syaraf. Pada tubuh ikan penyerapan ion Ca²⁺ terjadi pada bagian insang (Clemow & Wilkie, 2015). Penyerapan ion Cd dan Pb menggantikan ion Ca²⁺ menyebabkan terganggu-

nya proses-proses penting tersebut. Pb juga dikenal menyebabkan terganggunya pembentukan sel darah merah dengan cara menghambat kerja enzim *amino-levulinic acid dehydratase* dan *ferro-chelatase*, sedangkan Cd mengganggu sintesis ATP untuk menghasilkan energi (Landis & Yu, 2004).

Kajian mengenai efek antagonis bahan pencemar antara lain dilakukan oleh Liu *et al.* (2013) yang meneliti pengaruh beberapa jenis pestisida terhadap alga hijau, *Chlorella pyrenoidosa*. Pestisida yang diujikan adalah Simetryn (herbisida), Bromacil (herbisida), Hexazinone (herbisida), Dodine (fungisida), dan Propoxur (insektisida). Efek dari masing-masing jenis pestisida yang dipa-

parkan terpisah (tunggal) dan kombinasi dapat dilihat pada Tabel 2. Kombinasi beberapa jenis pestisida menunjukkan efek antagonis terhadap pertumbuhan *C. pyrenoidosa*. Sebagai contoh, kombinasi pestisida SIM-BRO-HEX-DOD-PRO menunjukkan nilai toksisitas (pEC_{50}) yang lebih kecil ($2,93 \text{ mol L}^{-1}$) dibandingkan nilai toksisitas pestisida Simetryn ketika dipaparkan secara terpisah ($5,6 \text{ mol L}^{-1}$). Hal ini menandakan bahwa *C. pyrenoidosa* lebih sensitif terhadap paparan Simetryn

dan berbalik menjadi resisten/tahan, ketika dipaparkan pada beberapa jenis pestisida. Hal yang sama terjadi pada kombinasi beberapa jenis pestisida lainnya. Hal ini disebabkan karena satu atau lebih jenis pestisida mengurangi toksisitas jenis pestisida yang lain. Mekanisme tersebut masih belum jelas, hal tersebut disebabkan karena kurangnya data yang berkaitan dengan aktivitas molekuler pada alga tersebut, dan masih membutuhkan penelitian lebih lanjut.

Tabel 2. Efek beberapa jenis pestisida terhadap alga hijau (*Chlorella pyrenoidosa*) (Liu *et al.* 2013).

Pestisida tunggal	pEC_{50} tunggal (mol L^{-1})	Kombinasi pestisida	pEC_{50} kombinasi (mol L^{-1})
Simetryn (SIM)	5,46	SIM-BRO-HEX-DOD-PRO	2,93
Bromacil (BRO)	4,77	SIM-BRO-HEX	2,84
Hexazinone (HEX)	5,44	HEX-DOD	2,90
Dodine (DOD)	5,26	BRO-DOD	3,47
Propoxur (PRO)	2,66		

Keterangan : $pEC_{50} = -\log EC_{50}$. Semakin besar nilai pEC_{50} maka semakin sensitif organisme terhadap suatu bahan kimia.

PENUTUP

Beragam jenis bahan pencemar yang masuk ke lingkungan perairan akibat peningkatan aktivitas antropogenik, akan menimbulkan dampak buruk terhadap organisme perairan. Beberapa penelitian menunjukkan bahwa toksisitas bahan pencemar terhadap organisme perairan dipengaruhi bermacam faktor kompleks yang merupakan keterkaitan antara karakter lingkungan perairan, kondisi organisme, dan interaksi antar bahan pencemar. Pemahaman terhadap keterkaitan faktor-faktor tersebut sangat

penting untuk menduga dampak yang ditimbulkan dan menentukan upaya yang dapat ditempuh untuk menguranginya.

DAFTAR PUSTAKA

Baines, S.B., N.S. Fisher and E.L. Kinney. 2006. Effects of temperature on uptake of aqueous metals by blue mussels *Mytilus edulis* from Arctic and temperate waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 308, 117–128.

- Blasco, J., P.M. Chapman, O. Campana and M. Hampel, 2016. *Marine Ecotoxicology : Current Knowledge and Future Issues*. Blasco *et al.* (eds). Academic Press. London. pp. 321.
- Chen, W., W. Wang and Q. Tan. 2017. Revealing the complex effects of salinity on copper toxicity in an estuarine clam *Potamocorbula laevis* with a toxicokinetic-toxicodynamic model. *Environmental Pollution*. 222: 323–330.
- Clemow, Y.H. and P. M. Wilkie. 2015. Effects of Pb plus Cd mixtures on toxicity, and internal electrolyte and osmotic balance in the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*. 161 : 176–188.
- Dietrich, D. and C. Schlatter. 1989. Aluminium toxicity to rainbow trout at low pH. *Aquat. Toxicol.* 15:197–212.
- Grosell, M., J. Blanchard, K.V. Brix and R. Gerdes 2007. Physiology is pivotal for interactions between salinity and acute copper toxicity to fish and invertebrates. *Aquat. Toxicol.* 84: 162-172.
- Hall, L.W. and R.D. Anderson. 1995. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota. *Crit. Rev. Toxicol.* 25: 281-346.
- Heugens, E.H.W., T. Jager, R. Creyghton, M.H.S. Kraak, A.J. Hendriks, N.M. Van Straalen and W. Admiraal. 2003. Temperature-dependent effects of cadmium on *Daphnia magna*: Accumulation versus sensitivity. *Environ. Sci. Technol.* 37:2145–2151.
- Jones, L.H., N.V. Jones and A.J. Radlett. 1976. Some effects of salinity on the toxicity of copper to the polychaete *Nereis diversicolor*. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 4: 107-111
- Lannig, G., J.F. Flores and I.M. Sokolova. 2006. Temperature-dependent stress response in oysters, *Crassostrea virginica*: pollution reduces temperature tolerance in oysters. *Aquat. Toxicol.* 79: 278–287.
- Lewis, A., C.K. King, N.A. Hill, Ashley Cooper, A.T. Townsend and J.A. Mondon. 2016. Seawater temperature effect on metal accumulation and toxicity in the sub antarctic Macquarie Island isopod, *Exosphaeroma gigas*. *Aquatic Toxicology*. 177 : 333–342.
- Liu, S., C. Wang, J. Zhang, X. Zhu and W. Li. 2013. Combined toxicity of pesticide mixtures on green algae and photobacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 95:98-103.

- Mubiana, V.K. and R. Blust. 2007. Effects of temperature on scope for growth and accumulation of Cd, Co, Cu and Pb by the marine bivalve *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 63: 219–235.
- Okamura, H., and I. Aoyama, 1994. Interactive Toxic Effect and Distribution of Heavy Metals in Phytoplankton. *Environmental Toxicology and Water Quality*. 9:7-15.
- Pinho, G.L.L. and A. Bianchini. 2010. Acute copper toxicity in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: implications for the development of an estuarine and marine biotic ligand model. *Environ. Toxicol. Chem.* 29: 1834-1840
- Pörtner, H. 2001. Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals. *Naturwissenschaften*. 88:137–146.
- Pynnönen, K. 1995. Effect of pH, hardness and maternal pre-exposure on the toxicity of Cd, Cu and Zn to the glochidial larvae of a freshwater clam *Anodonta cygnea*. *Water Res.* 29: 247–254.
- Robertson, R., A. El-Haj, A. Clarke, L. Peck and E. Taylor. 2001. The effects of temperature on metabolic rate and protein synthesis following a meal in the isopod *Glyptonotus antarcticus* Eights (1852). *Polar Biol.* 24: 677–686.
- Sandifer, R.D., and S.P. Hopkin. 1996. Effects of pH on the toxicity of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system. *Chemosphere*. 33: 2475–2486.
- Sokolova, I.M. and G. Lannig. 2008. Interactive effects of metal pollution and temperature on metabolism in aquatic ectotherms: implications of global climate change. *Clim. Res.* 37: 181-191.
- Stumm, W. J.J. and Morgan, 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd eds. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 1022pp.
- Wang, Z., C. Yan, H. Kong and D. Wu. 2010. *Mechanisms of cadmium toxicity to various trophic saltwater organisms*. Wang et al. (eds). Nova Science Publisher, Inc. New York.p. 84.
- Weiner, E. R. 2000. *Applications of environmental chemistry : a practical guide for environmental professionals*. CRC Press. Boca Raton, Florida. 271pp.

Zhou, G.J., Z. Wang, E.T.C. Lau, X.-R. Xu. and K.M.Y. Leung. 2014. Can we predict temperature-dependent chemical toxicity to marine organisms and set appropriate water quality guidelines for protecting marine ecosystems under different thermal scenarios? *Mar. Pollut. Bull.* 87: 11–21.