

Toksisitas akut dan subletal tembaga pada juvenil ikan patin Siam *Pangasianodon hypophthalmus*

Acute and sublethal toxicity of copper in Siam-catfish juvenile *Pangasianodon hypophthalmus*

Dody Sihono¹, Eddy Supriyono^{2*}, Mia Setiawati²

¹Departemen Kelautan dan Perikanan Kabupaten Bangka Barat
Perkantoran Terpadu Pemerintah Kabupaten Bangka Barat, Daya Baru, Pal 4 Muntok, Bangka Belitung 33351

²Departemen Budidaya Perairan, Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor
Kampus IPB Dramaga Bogor, Jawa Barat 16680

*Surel: eddy_supriyono@yahoo.com

ABSTRACT

This study was aimed to determine the level of acute toxicity (LC₅₀) and to analyze the effect of Cu on the survival, growth, haematological, and bioaccumulation of Cu in *Pangasianodon hypophthalmus* juvenile at sublethal conditions. The experiment trial used completely randomized design with five concentration treatments and two replications to determine LC₅₀. The Cu concentration used were 0, 0.2, 0.7, 1.2, and 1.7 ppm. Sublethal treatment used four Cu concentrations with three replicates. The concentrations were 0, 0.167, 0.334 and 0.667 ppm. Experimental fish used had an average total length 11.0±1.7 cm and weight 13.00±1.72 g. Results showed that Cu was highly toxic to *P. hypophthalmus* with a LC₅₀-96 hours value of 0.667 ppm (0.539–0.805 ppm). At sublethal concentrations, Cu significantly decreased survival and growth, and increased Cu accumulation started from concentration of 0.167 ppm. Bioaccumulation of Cu started from the highest were in liver, gills, skin and flesh, respectively. Decreased of erythrocytes, haemoglobin and hematocrit indicated anemia, while increased of leukocytes indicated infection and physical stress on the body tissues.

Keywords: copper toxicity, haematological, bioaccumulation, Siam-catfish juvenile

ABSTRAK

Penelitian ini bertujuan untuk menentukan tingkat toksisitas akut (LC₅₀) dan menganalisis pengaruh Cu terhadap sintasan, pertumbuhan, kondisi hematologi, dan akumulasi Cu pada juvenil ikan patin siam (*Pangasianodon hypophthalmus*) pada kondisi subletal. Rancangan penelitian yang digunakan adalah lima perlakuan konsentrasi dengan dua ulangan untuk menentukan LC₅₀. Konsentrasi Cu yang digunakan adalah 0; 0,2; 0,7; 1,2; dan 1,7 ppm. Pemeliharaan subletal menggunakan empat variasi konsentrasi dengan tiga ulangan. Konsentrasi Cu yang digunakan adalah 0; 0,167; 0,334; dan 0,667 ppm. Ikan uji yang digunakan memiliki panjang total rata-rata 11,0±1,7 cm dan berat 13,00±1,72 g. Hasil menunjukkan bahwa Cu sangat toksik terhadap juvenil *P. hypophthalmus* dengan nilai LC₅₀-96 jam sebesar 0,667 ppm (0,539–0,805 ppm). Pada konsentrasi subletal, Cu berpengaruh nyata terhadap penurunan sintasan dan pertumbuhan serta menyebabkan peningkatan akumulasi Cu mulai pada konsentrasi 0,167 ppm. Bioakumulasi Cu secara berurutan mulai dari yang tertinggi yaitu pada hati, insang, kulit dan daging. Penurunan eritrosit, hemoglobin dan hematokrit menunjukkan terjadinya anemia, sementara peningkatan jumlah leukosit menunjukkan infeksi dan stres fisik pada jaringan tubuh.

Kata kunci: toksisitas tembaga, hematologi, bioakumulasi, bioakumulasi, sintasan, juvenil patin siam

PENDAHULUAN

Berbagai upaya peningkatan dan perluasan kegiatan pertambangan, industri, dan pertanian mempercepat peningkatan konsentrasi tembaga (Cu) terlarut dalam badan perairan. Cu dalam bentuk tembaga sulfat (CuSO₄) sering digunakan

dalam akuakultur untuk mengontrol penyakit dan *blooming algae* (Lin *et al.*, 2008). Cu yang terlarut dalam badan perairan dapat terbioakumulasi dan menjadi racun bagi organisme budidaya, dan dapat menyebabkan kontaminasi ekosistem dari buangan budidaya (Carvalho & Fernandes, 2008). Kandungan maksimum Cu pada air untuk

aktivitas budidaya menurut PP No. 82 Tahun 2001 tentang Pengelolaan Kualitas Air dan Pengendalian Pencemaran Air adalah 0,02 ppm.

Cu memiliki peran penting dalam sejumlah proses biologis dalam tubuh (Lin *et al.*, 2010; Tan *et al.*, 2011) namun memiliki potensi memberikan efek negatif antara lain menyebabkan stres oksidatif, kerusakan DNA, dan peroksidasi lemak (Kozłowski *et al.*, 2009; Shao *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2010; Hassan, 2011). Cu adalah bagian penting dari sitokrom oksidase, komponen penting yang terlibat dalam pembentukan hemoglobin dan terlibat dalam reaksi redoks yang penting dalam sel (Halfdanarson *et al.*, 2008). Anemia hemolitik, komplikasi umum dari keracunan CuSO_4 , disebabkan langsung baik oleh kerusakan membran eritrosit maupun tidak langsung sebagai akibat dari inaktivasi enzim yang melindungi diri terhadap stres oksidatif (Singh *et al.*, 2008).

Sejumlah penelitian yang telah dilakukan dapat memberikan informasi penting tentang dampak Cu bagi organisme perairan. Penelitian mengenai dampak Cu terhadap juvenil biota budidaya lebih banyak dilakukan pada krustasea seperti *Macrobrachium rosenbergii* (Reddy & Pillai, 2006) dan *Litopenaeus vannamei* (Frias-Espicueta *et al.*, 2008). Penelitian dampak Cu pada juvenil ikan air tawar telah dilakukan pada *Clarias gariepinus* (Olaifa *et al.*, 2004), *grass carp* (Nekoubin *et al.*, 2012) dan *Oreochromis niloticus* (Monteiro *et al.*, 2012).

Ikan patin siam yang dikenal dengan nama latin *Pangasianodon hypophthalmus* merupakan salah satu komoditas perikanan dalam program percepatan industrialisasi dari jenis komoditas perikanan budidaya dengan jumlah produksi pada tahun 2012 sebesar 651.000 ton (KKP, 2014). Komoditas ini populer dibudidayakan khususnya oleh masyarakat Bangka dengan memanfaatkan lahan bekas tambang timah atau yang biasa disebut “kolong”. Menurut Henny (2011), kandungan Cu pada perairan kolong berkisar antara 0,001–0,11 ppm. Nilai ini lebih tinggi dari baku mutu menurut PP No. 82 Tahun 2001. Namun penelitian mengenai toksisitas logam pada pemanfaatan kolong masih terbatas pada logam berat seperti Pb (Henny, 2011).

Pada sistem budidaya, pencemaran logam akan menyebabkan perubahan pada gambaran darah dan akumulasi logam dalam organ tubuh ikan yang dipelihara. Kandungan Cu pada kolong yang lebih tinggi dari baku mutu, berpotensi akan menggagalkan produksi budidaya. Oleh karena itu, studi mengenai toksisitas Cu terhadap juvenil

ikan patin siam perlu untuk dilakukan. Penelitian ini bertujuan untuk menganalisis toksisitas Cu pada kondisi letal serta menganalisis pengaruh Cu pada kondisi subletal terhadap sintasan atau sintasan, pertumbuhan tubuh, hematologi, dan akumulasi Cu pada juvenil ikan patin siam.

BAHAN DAN METODE

Uji toksisitas akut

Uji ini menggunakan akuarium berukuran $30 \times 40 \times 50 \text{ cm}^3$ dengan panjang total awal rata-rata ikan uji $11 \pm 1 \text{ cm}$ dan bobot $13 \pm 0,97 \text{ g}$. Padat penebaran ikan uji adalah 10 ekor/akuarium. Cu yang digunakan adalah tembaga (II) sulfat anhidrat (CuSO_4). Toksisitas akut digambarkan oleh nilai lethal median concentration (LC₅₀). Tujuan uji toksisitas akut ini adalah untuk menentukan nilai LC₅₀ yaitu nilai yang dapat mematikan 50% jumlah ikan uji pada jam ke-96. Uji ini terdiri atas empat perlakuan dan satu kontrol dengan dua ulangan. Konsentrasi Cu yang digunakan yaitu A (0,0), B (0,2), C (0,7), D (1,2) dan E (1,7) ppm. Perlakuan merujuk pada LC₅₀-96 jam juvenil *C. gariepinus* menurut Olaifa *et al.* (2004).

Selama uji dilakukan pergantian air 100% setiap 12 jam dengan sistem *flow-through*. Jumlah konsentrasi Cu sama setiap pergantian air. Selama uji tidak dilakukan pemberian pakan. Parameter yang diukur adalah mortalitas ikan pada jam ke-0, 6, 12, 18, 24 dan selanjutnya setiap 12 jam sekali sampai jam ke-96. Analisis probit dilakukan menggunakan SPSS 18.0 untuk menentukan nilai LC₅₀. Analisis probit adalah suatu cara transformasi statistik dari data persentase kematian ke dalam varian yang disebut probit dan kemudian digunakan untuk menentukan fungsi regresi probit dengan log konsentrasi agar dapat mengestimasi LC₅₀. Hasil dari LC₅₀-96 jam Cu pada juvenil ikan patin siam adalah 0,667 ppm.

Perlakuan pemeliharaan ikan uji pada kondisi subletal

Uji ini menggunakan akuarium berukuran $100 \times 50 \times 50 \text{ cm}^3$ dengan rata-rata panjang total awal ikan uji $11 \pm 1,7 \text{ cm}$ dan bobot $13 \pm 1,72 \text{ g}$. Padat penebaran ikan uji adalah 20 ekor/akuarium. Sistem pemeliharaan dilengkapi dengan aerasi. Penggantian air 75% dilakukan setiap dua hari sekali. Ikan dipelihara selama empat minggu. Rancangan perlakuan pada penelitian ini adalah rancangan acak lengkap dengan satu faktor yaitu konsentrasi Cu. Masing-masing perlakuan memiliki tiga ulangan. Nilai konsentrasi pada

perlakuan merujuk pada nilai LC_{50} -96jam Cu pada juvenil ikan patin siam hasil uji toksisitas akut yaitu 0,667 ppm.

Pengamatan yang dilakukan meliputi sintasan, pertumbuhan, respons hematologi dan bioakumulasi Cu pada organ juvenil ikan patin siam pada tiap unit percobaan setiap tujuh hari. Perhitungan sintasan dan laju pertumbuhan ikan dihitung menggunakan persamaan Effendi (2004). Pengukuran respons hematologi terdiri atas kadar hemoglobin, hematokrit, jumlah eritrosit dan leukosit (Blaxhall & Daisley, 1973). Kandungan Cu dianalisis menggunakan spektrofotometer serapan atom atau *atomic absorption spectrophotometer* (SNI 6989.6:2009).

Data yang diperoleh ditabulasi dan dianalisis menggunakan program *Microsoft Excel* 2013 dan *SPSS* 18.0, yang meliputi analisis ragam (ANOVA) dengan uji F pada selang kepercayaan 95% untuk menentukan ada atau tidaknya pengaruh perlakuan terhadap berbagai parameter seperti sintasan, pertumbuhan dan akumulasi Cu pada organ tubuh ikan. Apabila berpengaruh nyata, data kemudian dianalisis lebih lanjut menggunakan uji *Tukey*. Data respons hematologi dan fisika kimia air dianalisis secara deskriptif dan disajikan dalam bentuk tabel dan gambar. Nilai LC_{50} diperoleh melalui analisis probit dengan bantuan *software* *SPSS* 18.0 (Tabel 1).

HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil

Toksisitas akut

Nilai LC_{50} Cu pada juvenil ikan patin siam didasarkan dari data mortalitas ikan uji yang dihitung pada jam ke-0, 6, 12, 18, 24 dan selanjutnya dilakukan perhitungan setiap 12 jam sekali sampai jam ke-96 (Tabel 2).

Respons pertumbuhan

Parameter produksi budidaya selama masa pemeliharaan subletal dapat dilihat berdasarkan laju pertumbuhan spesifik (LPS) dan sintasan (KH) seperti yang ditampilkan pada Tabel 3.

Tabel 1. Perlakuan uji subletal tembaga pada juvenil ikan patin siam

Perlakuan	Keterangan	Nilai konsentrasi	99% confidence limits
K	Tanpa penambahan Cu	0 ppm	
A	Cu dengan konsentrasi 25% dari LC_{50} -96jam	0,167 ppm	0,118–0,215
B	Cu dengan konsentrasi 50% dari LC_{50} -96jam	0,334 ppm	0,289–0,378
C	Cu dengan konsentrasi 75% dari LC_{50} -96jam	0,500 ppm	0,449–0,551

Keterangan: Nilai *lethal median concentration* (LC_{50}) 96 jam adalah 0,667 ppm.

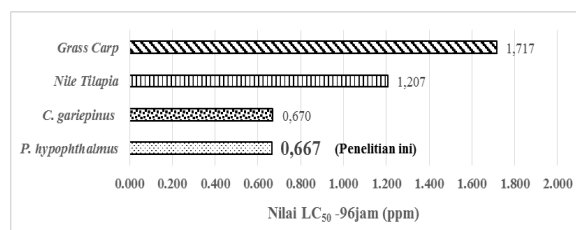
Respons hematologi

Hasil penelitian menunjukkan bahwa pada minggu pertama paparan Cu, jumlah eritrosit, hemoglobin dan hematokrit pada konsentrasi 0,167; 0,334; dan 0,500 ppm mengalami peningkatan. Peningkatan eritrosit tertinggi mencapai $2,08 \times 10^6$ sel/mm³ pada konsentrasi 0,500 ppm. Pada minggu selanjutnya, jumlah eritrosit konsentrasi 0,334 dan 0,500 ppm terjadi penurunan. Penurunan tertinggi mencapai $1,41 \times 10^6$ sel/mm³ yaitu pada 0,500 ppm di akhir penelitian. Konsentrasi 0,167 ppm dan 0 ppm relatif lebih stabil hingga akhir penelitian.

Peningkatan kadar hemoglobin tertinggi terjadi pada perlakuan 0,500 ppm, yaitu dari kondisi awal 8,4 g% hingga menjadi 10,53 g%. Pada akhir penelitian, kadar hemoglobin terendah yaitu 7,57 g% terdapat pada perlakuan dengan konsentrasi Cu 0,500 ppm. Pada perlakuan konsentrasi 0,167 ppm, kadar hemoglobin relatif lebih stabil hingga akhir penelitian. Nilai hematokrit tertinggi terdapat pada perlakuan konsentrasi 0,500 ppm yaitu 28,43 %. Pada minggu selanjutnya, kadar hematokrit berangsur menurun. Pada konsentrasi 0,167 ppm, nilai hematokrit relatif lebih stabil hingga akhir penelitian.

Tabel 2. Nilai LC_{50} Cu pada juvenil ikan patin siam

LC_{50}	Konsentrasi (ppm)	95% confidence limit
24 jam	3,244	
48 jam	1,306	1,182–1,430
72 jam	0,855	0,712–1,011
96 jam	0,667	0,539–0,805



Gambar 1. Perbandingan nilai LC_{50} -96jam Cu beberapa juvenil ikan air tawar (Olaifa *et al.*, 2004; Monteiro *et al.*, 2012; Nekoubin *et al.*, 2012).

Setelah empat minggu pemberian paparan, pengaruh lanjut toksisitas Cu pada semua perlakuan uji meningkatkan jumlah leukosit dari $6,65 \times 10^5$ sel/mm³ pada kondisi awal, mencapai $8,33 \times 10^5$ sel/mm³ untuk konsentrasi 0,500 ppm, $8,13 \times 10^5$ sel/mm³ untuk 0,334 ppm dan $7,82 \times 10^5$ sel/mm³ untuk 0,167 ppm di akhir penelitian.

Akumulasi tembaga pada ikan

Hasil pengukuran menunjukkan Cu terdeteksi pada organ juvenil ikan patin siam sebelum paparan Cu. Hasil pengukuran kandungan Cu pada organ tubuh ikan patin siam selama masa pemeliharaan subletal disajikan pada Tabel 4.

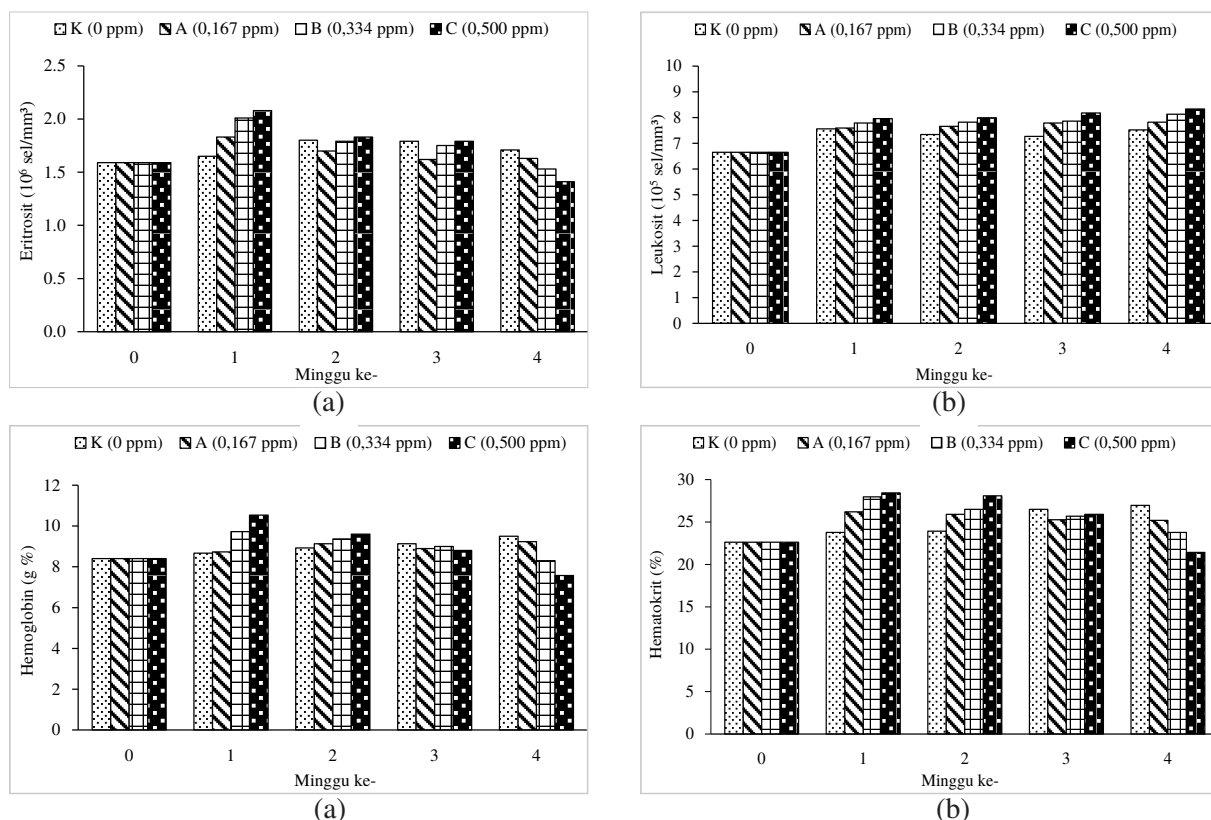
Kualitas air

Data kualitas air yang dianalisis meliputi suhu, DO, pH, alkalinitas, kesadahan, dan TAN. Suhu

air selama penelitian berkisar antara 27,1–30 °C, pH berkisar antara 6,01–7,72, kandungan oksigen terlarut berkisar antara 5,1–7,1 ppm, alkalinitas berkisar antara 12–76 ppm CaCO₃, kesadahan berkisar antara 44,8–134,5 dan kisaran nilai TAN yaitu 0,093–0,800 ppm. Kisaran kualitas air pada uji subletal masih dalam kisaran yang layak untuk kehidupan juvenil ikan patin Siam.

Pembahasan

Cu berpotensi memberikan efek negatif apabila masuk ke dalam tubuh organisme dalam jumlah besar atau melebihi nilai ambang batas. Berdasarkan USEPA (2007) nilai LC₅₀ logam Cu untuk kelompok ikan *catfish* adalah <1 ppm, maka hal ini menunjukkan bahwa nilai LC₅₀-96jam Cu terhadap juvenil ikan patin siam dapat dikategorikan sangat tinggi atau sangat toksik.



Gambar 2. Respons hematologi juvenil ikan patin siam pada pemeliharaan subletal.

Tabel 3. Bobot rata-rata, laju pertumbuhan spesifik (LPS) dan sintasan (KH) juvenil ikan patin siam selama pemeliharaan subletal

Perlakuan	Parameter		
	Bobot rata-rata (g)	LPS (%)	KH (%)
K (0 ppm)	18,69±2,80a	1,26±0,19a	100,00a
A (0,167 ppm)	16,44±1,65a	0,76±0,14b	88,33b
B (0,334 ppm)	13,33±1,42b	0,07±0,23c	70,00c
C (0,500 ppm)	-	-	0,00d

Keterangan: huruf yang berbeda pada kolom yang sama menunjukkan beda nyata antarperlakuan (P<0,05).

Tabel 4. Akumulasi Cu pada organ juvenil ikan patin siam

Minggu ke-	Perlakuan	Akumulasi Cu pada organ (mg/kg bobot basah)			
		Hati	Insang	Kulit	Daging
-	Sebelum paparan	15,4847	1,1601	1,0719	0,4253
1	K (0 ppm)	16,8099a	1,1690a	1,1040a	0,4261a
	A (0,167 ppm)	23,4102b	1,5726b	1,2348ab	0,4482a
	B (0,334 ppm)	32,1534c	1,9617c	1,3215b	0,5434b
	C (0,500 ppm)	34,0464d	4,2955d	1,9176c	0,6659c
2	K (0 ppm)	17,4504a	1,2971a	1,2172a	0,4888a
	A (0,167 ppm)	59,2367b	2,0367b	1,3225a	0,5836b
	B (0,334 ppm)	61,3144c	2,3528c	1,6558b	0,5856b
	C (0,500 ppm)	66,5588d	6,6762d	2,7522c	1,1027c
3	K (0 ppm)	18,0858a	1,4550a	1,2634a	0,5183a
	A (0,167 ppm)	87,7550b	2,2852b	1,6176b	0,6301b
	B (0,334 ppm)	110,7347c	5,0725c	2,1920c	1,0591c
	C (0,500 ppm)	125,9968d	7,4975d	3,0764d	2,5913d
4	K (0 ppm)	20,6399a	1,8030a	1,4307a	0,6045a
	A (0,167 ppm)	90,2381b	3,0588b	1,9210b	0,7570b
	B (0,334 ppm)	121,3911c	6,2881c	2,4948c	1,1654c
	C (0,500 ppm)	131,7635d	12,1086d	4,8656d	3,6022d

Keterangan: nilai dengan yang berbeda pada minggu dan organ yang sama menunjukkan perbedaan nyata ($P < 0,05$).

Tabel 5. Parameter kualitas air selama uji subletal

Perlakuan	Parameter kualitas air					
	Suhu (°C)	DO (mg/L)	pH	Alkalinitas (mg/L)	Kesadahan (mg/L)	TAN (mg/L)
K (0 ppm)	27,8–29,9	5,4–7,1	6,01–7,08	12,0–28,0	49,3–134,5	0,115–0,550
A (0,167 ppm)	27,1–29,6	5,1–6,8	6,02–7,36	16,0–48,0	44,8–134,5	0,093–0,490
B (0,334 ppm)	27,8–29,8	5,1–6,3	6,85–7,49	20,0–60,0	53,8–112,1	0,126–0,722
C (0,500 ppm)	27,9–30,0	5,2–6,1	6,17–7,72	20,0–76,0	44,8–134,5	0,206–0,800
Nilai ambang batas*	27,0–30,0	>3,0	6,5–8,0	–	–	–

Keterangan: *SNI (2009).

Gambar 1 menunjukkan perbandingan nilai LC_{50-96} jam Cu beberapa juvenil ikan air tawar. Nilai LC_{50-96} jam Cu pada juvenil ikan patin siam hampir sama dengan LC_{50-96} jam juvenil *C. gariepinus*. Namun nilainya masih lebih tinggi dari LC_{50-96} jam juvenil *Nile tilapia* dan *grass carp* yang menunjukkan bahwa Cu lebih toksik pada *catfish*.

Tabel 3 menunjukkan bahwa parameter produksi yang meliputi bobot rata-rata, laju pertumbuhan spesifik dan sintasan menunjukkan adanya perbedaan nyata ($P < 0,05$) antarperlakuan. Pada penelitian ini, paparan subletal Cu menurunkan bobot rata-rata, laju pertumbuhan spesifik dan sintasan, sesuai dengan penelitian

pada ikan lain (Liu *et al.*, 2010; Chen *et al.*, 2013). Penurunan laju pertumbuhan terjadi seiring dengan meningkatnya konsentrasi Cu yang menyebabkan gangguan terhadap kinerja insang sehingga mengalami gangguan dalam proses osmoregulasi. Ikan akan mengalami kesulitan respirasi yang menyebabkan stres yang selanjutnya berpengaruh pada menurunnya nafsu makan dan akibatnya dapat mempengaruhi kecepatan tumbuh ikan tersebut. Hal ini diperparah oleh dampak toksik dari Cu yang merusak sistem sensorik penciuman ikan (McIntyre *et al.*, 2008), sehingga akan mengalami kesulitan dalam merespon makanan.

Dampak fisiologis dari paparan Cu dinyatakan oleh Kim dan Kang (2004), bahwa rendahnya

pertumbuhan karena paparan Cu disebabkan oleh meningkatnya pengeluaran metabolisme untuk detoksifikasi dan pemeliharaan homeostasis. Tubuh memiliki fungsi *check and balance* sehingga ketika Cu berlebih dalam tubuh, maka produksi protein yang mengikat metal seperti metallothionein dan seruloplasmin ikut meningkat (Kim & Kang 2004; Shao *et al.*, 2010). Produksi protein ini menguras kebutuhan energi tubuh. Dampaknya adalah berkurangnya energi yang digunakan untuk pertumbuhan somatik.

Pada minggu pertama paparan subletal Cu, terjadi peningkatan jumlah eritrosit, hemoglobin dan hematokrit. Peningkatan ini menunjukkan bahwa ikan dalam keadaan stres (Wells *et al.*, 2005). Namun pada minggu kedua hingga keempat, ketiga parameter hematologi ini terus mengalami penurunan. Singh *et al.* (2008) mengaitkan penurunan jumlah eritrosit dengan krisis hemolitik yang mengakibatkan anemia berat pada ikan terpapar Cu. Penurunan signifikan pada parameter hematologis terjadi karena meningkatnya jumlah sel darah merah yang hancur (Kori-Siakpere *et al.*, 2009) atau haemodilution (Adeyemo, 2005) atau kerusakan pada sistem haematopoietik (Singh *et al.*, 2008).

Menurut Maheswaran *et al.* (2008), penurunan kadar hemoglobin pada ikan yang terpapar logam berat bisa disebabkan oleh penghambatan pembentukan sel darah merah karena pengaruh langsung dari logam tersebut terhadap pusat pembentukan sel darah (ginjal atau limfa), peningkatan kerusakan sel darah merah karena perubahan pada permeabilitas membran dan/atau meningkatnya tekanan pada membran, dan terganggunya penyerapan Fe.

Penurunan kadar hemoglobin menandakan bahwa kemampuan ikan untuk menyediakan oksigen yang cukup bagi jaringan tubuh terbatas sehingga menghasilkan penurunan aktivitas fisik (Scott & Sloman 2004; Vieira *et al.*, 2009; Maheswaran *et al.*, 2008). Hal ini menunjukkan bahwa Cu yang seharusnya berperan dalam sintesis hemoglobin justru menjadi penghambat sintesis hemoglobin. Namun Singh *et al.*, (2008) menyatakan tingginya konsentrasi Cu menekan penyerapan logam lain pada usus, termasuk Fe, sehingga rendahnya Fe yang terserap dan berdampak pada penghambatan sintesis hemoglobin. Hemoglobin yang rendah mengakibatkan pasokan oksigen bagi sel tubuh berkurang yang mengakibatkan penurunan metabolisme sehingga terjadi penurunan pertumbuhan.

Paparan Cu pada ikan sebagai *stressor* memiliki kemungkinan menyebabkan ketidakseimbangan osmotik dan mengubah sistem regulasi pertukaran ion, yang akhirnya mengurangi pH darah dan volume eritrosit dan kemudian menurunkan hematokrit (Singh *et al.*, 2008; Fakharzadeh *et al.*, 2011; Mustafa *et al.*, 2012). Studi mendalam dari data menunjukkan bahwa kenaikan leukosit yang tertinggi terjadi pada minggu pertama diduga merupakan respons protektif ikan untuk memerangi stres yang disebabkan oleh keracunan logam. Cu seperti logam berat lainnya, berinteraksi dengan sel imun dengan cara yang kompleks. Paparan kronis Cu menyebabkan kerusakan histologis jaringan pada insang, hati, dan ginjal. Produksi leukosit dapat dirangsang oleh produk nuklein dari kerusakan jaringan yang terjadi akibat paparan subletal Cu (Van Vuren *et al.*, 1994). Adanya kerusakan jaringan tersebut, menyebabkan leukosit diproduksi lebih banyak sebagai upaya pertahanan. Kondisi stres dan kerusakan jaringan akibat paparan subletal Cu menyebabkan leukositosis atau peningkatan jumlah leukosit sejak awal paparan. Hal ini dibenarkan oleh Gupta *et al.* (2013) yang menyatakan bahwa jumlah leukosit yang tinggi juga menunjukkan kerusakan akibat infeksi jaringan tubuh, stres fisik yang parah dan leukemia. Mekanisme pertahanan internal dari ikan bekerja untuk melawan infeksi/invasi material asing dengan penambahan limfosit lebih banyak dalam sirkulasi darah.

Hasil pengukuran menunjukkan Cu terdeteksi pada organ juvenil ikan patin siam sebelum paparan Cu. Hal ini memperkuat fakta bahwa Cu merupakan elemen penting untuk semua sel eukariotik karena Cu memainkan peran penting dalam proses biokimia dan diperlukan untuk pertumbuhan dan metabolisme semua organisme (Tan *et al.*, 2011). Protein hati (hemocuprein dan hepatocuprein) membutuhkan Cu sebagai komponen penting untuk berfungsi pada proses enzimatik (Thapa & Walia, 2007).

Hasil penelitian menunjukkan akumulasi Cu tertinggi berada dalam hati. Ini memperkuat fakta bahwa hati memainkan peran utama dalam homeostasis, detoksifikasi, dan penyimpanan Cu dengan memproduksi metallothionein, protein yang berperan mengikat logam berat dan detoksifikasi pada ikan (Kim & Kang, 2004; Van Heerden *et al.* 2004). Kim & Kang, 2004 menyatakan bahwa peningkatan energi yang dibutuhkan untuk perubahan fisiologi dalam memfasilitasi detoksifikasi logam berat dan

mencapai kondisi homeostasis menyebabkan penurunan pertumbuhan pada ikan.

Cu masuk dalam tubuh dapat melalui proses pencernaan maupun absorpsi oleh insang dan kulit (Emere & Dibal, 2013; Uysal *et al.*, 2008; Yilmaz *et al.*, 2010). Insang berfungsi sebagai area penyerapan logam terlarut dan organ pernapasan, maka organ ini adalah pintu utama masuknya zat terlarut (Akan *et al.*, 2012). Akumulasi Cu dalam insang dapat dikaitkan dengan besarnya luas permukaan yang tersedia untuk adsorpsi dan besarnya volume air yang melewati insang (Van Heerden *et al.*, 2004; Jezierska & Witeska, 2006). Kulit juga berperan dalam melepaskan logam dari tubuh ikan dan oleh sebab itu dapat memberikan indikasi mengenai tingkatan atau konsentrasi logam dalam suatu lingkungan tempat hidup ikan tersebut (Khanna *et al.*, 2007; Uysal *et al.*, 2008; Bahnasawi *et al.*, 2011). Konsentrasi logam pada insang dan jaringan kulit erat kaitannya dengan peran organ ini dalam penyerapan dan ekskresi logam (Murugan *et al.*, 2008; Yilmaz *et al.*, 2010; Akan *et al.*, 2012).

Bahan kimia yang terserap ke dalam tubuh biasanya terikat dengan protein dan kemudian diangkut oleh darah ke salah satu titik penyimpanan seperti lemak atau ke hati untuk transformasi dan atau penyimpanan (Zhang & Wang, 2005; Van Heerden *et al.*, 2004). Jika diubah oleh hati, senyawa baru dapat disimpan di hati, diekskresikan dalam empedu, atau diteruskan kembali ke dalam darah untuk diekskresikan oleh ginjal atau insang (Maes *et al.*, 2005; Akan *et al.*, 2012). Ikan dalam suatu ekosistem yang terkontaminasi oleh logam diketahui mengakumulasi logam lebih signifikan dalam jaringan otot daripada ikan di ekosistem yang tidak terkontaminasi (Uysal *et al.*, 2008). Secara umum, hasil penelitian menunjukkan Cu terakumulasi berurutan mulai dari yang tertinggi yaitu hati, insang, kulit dan daging. Hal serupa juga dilaporkan oleh Cogun dan Kargin (2004), pada ikan nila serta Liu *et al.* (2012) pada ikan grass carp.

Berdasarkan Surat Keputusan Dirjen POM No. 037/25/B/SKVII/1989 mengenai Batas Maksimum Cemaran Logam dalam Produk Pangan, kandungan Cu maksimum dalam tubuh ikan adalah 20 ppm atau 20 mg/kg. Bagian tubuh ikan yang umumnya dikonsumsi adalah kulit dan daging. Melihat nilai kandungan Cu pada kulit dan daging pada penelitian ini, dapat disimpulkan ikan patin masih layak untuk dikonsumsi. Menurut Henny (2011), kandungan Cu pada perairan kolong berkisar antara 0,001–0,11 ppm.

Parameter hematologi pada penelitian dengan konsentrasi 0,167 ppm menunjukkan terjadinya kenaikan seluruh parameter respons hematologi pada minggu pertama, meskipun cenderung stabil pada minggu kedua hingga minggu keempat paparan Cu bila dibandingkan dengan perlakuan konsentrasi 0,334 dan 0,500 ppm. Namun parameter produksi yang meliputi laju pertumbuhan spesifik dan sintasan, menunjukkan perbedaan yang signifikan dengan kontrol. Demikian pula dengan tingkat akumulasi Cu pada organ juvenil ikan patin siam. Hal ini mengindikasikan bahwa, perairan kolong dengan konsentrasi Cu sebesar 0,11 ppm memiliki potensi merugikan apabila digunakan untuk aktivitas budidaya.

KESIMPULAN

Pada konsentrasi subletal, Cu menurunkan sintasan dan pertumbuhan, tetapi meningkatkan jumlah eritrosit, hemoglobin, hematokrit dan leukosit. Bioakumulasi Cu secara berurutan dari yang tertinggi terjadi pada hati, insang, kulit, dan daging.

DAFTAR PUSTAKA

- Adeyemo OK. 2005. Haematological and histopathological effects of cassava mill effluent in *Clarias gariepinus*. African Journal of Biomedical Research 8: 179–183.
- Akan JC, Mohmoud S, Yikala BS, Ogugbuaja VO. 2012. Bioaccumulation of some heavy metals in Fish Samples from River Benue in Vinikilang, Adamawa State, Nigeria. American Journal of Analytical Chemistry 3: 727–736.
- Bahnasawi M, Khidr AA, Dheina N. 2011. Assessment of heavy metal concentration in water, plankton, and fish of Lake Manzala, Egypt. Turkish Journal of Zoology 35: 271–283.
- Blaxhall PC, Daisley KW. 1973. Routine haematological methods for use with fish blood. Journal of Fish Biology 5: 577–581.
- Carvalho CS, Fernandes MN. 2008. Effect of copper on liver key enzymes of anaerobic glucose metabolism from freshwater tropical fish *Prochilodus lineatus*. Comparative Biochemistry and Physiology 151A: 437–442.
- Chen QL, Luo Z, Liu X, Song YF, Liu CX, Zheng JL, Zhao YH. 2013. Effects of waterborne chronic copper exposure on hepatic lipid

- metabolism and metal-element composition in *Synechogobius hasta*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 64: 301–315.
- Cogun HY, Kargin F. 2004. Effects of pH on the mortality and accumulation of copper in tissues of *Oreochromis niloticus*. *Chemosphere* 55: 277–282.
- Effendi I. 2004. *Pengantar Akuakultur*. Jakarta: PT. Penebar Swadaya.
- Emere MC, Dibal CM. 2013. Metal accumulation in some tissues/organs of a freshwater fish *Clarias gariepinus* from some polluted zones of river Kaduna. *Journal of Biology, Agriculture, and Healthcare* 3: 112–117.
- Fakharzadeh SME, Farhangi M, Amiri BM, Ahmadi M, Mazloumi N. 2011. The effect of hydrocortisone treatment by bathing and daphnia enrichment on the salinity stress in Persian sturgeon *Acipenser persicus* juvenile. *International Aquatic Research* 3: 125–133.
- Frias-Espericueta MG, Castro-Longoria R, Barron-Gallardo GJ, Osuna-Lopez JI, Abad-Rosales SM, Paez-Osuna F, Voltolina D. 2008. Histological changes and survival of *Liopenaeus vannamei* juveniles with different copper concentrations. *Aquaculture* 278: 97–100.
- Gupta K, Sachar A, Raina S. 2013. Haematological response of freshwater fish *Puntius sophore* (Ham.) to copper exposure. *Journal of Scientific and Research* 3: 1–6.
- Halfdanarson TR, Kumar N, Li CY, Phyllyk RL, Hogan WJ. 2008. Haematological manifestations of copper deficiency: a retrospective review. *European Journal of Haematology* 80: 523–531.
- Hassan BK. 2011. The effect of copper and cadmium on oxygen consumption of the juvenile common carp *Cyprinus carpio* (L.). *Mesopotamian Journal of Marine Science* 26: 25–34.
- Henny C. 2011. “Kolong” bekas tambang timah di Pulau Bangka: permasalahan kualitas air dan alternative solusi untuk pemanfaatan. *Oseanologi dan Limnologi di Indonesia* 37: 119–138.
- Jeziarska B, Witeska M. 2006. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection, and Remediation* 3: 107–114.
- Khanna CR, Sarkar P, Gautam A, Bhutiani R. 2007. Fish scales as bio-indicator of water quality of River Ganga. *Environmental Monitoring and Assessment* 134:153–160.
- Kim SG, Kang JC. 2004. Effect of dietary copper exposure on accumulation, growth and hematological parameters of the juvenile rockfish *Sebastes schlegeli*. *Marine Environmental Research* 58: 65–82.
- [KKP] Kementrian Kelautan dan Perikanan. 2014. Statistik perikanan budidaya kolam <http://sidatik.kkp.go.id>. [30 Juni 2013].
- Kori-Siakpere O, Ogbe Gbemi M, Ikomi, Bemigho R. 2009. Haematological response of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) to sublethal concentrations of potassium permanganate. *Scientific Research and Essays Journal* 4: 457–466.
- Kozłowski H, Klos AJ, Brasun J, Gaggelli E, Valensin D, Valensin G. 2009. Copper, iron, and zinc ions homeostasis and their role in neurodegenerative disorders (metal uptake, transport, distribution, and regulation). *Coordination Chemistry Reviews* 253: 2.665–2.685.
- Lin YH, Shie YY, Shiao SY. 2008. Dietary copper requirements of juvenile grouper *Epinephelus malabaricus*. *Aquaculture* 274: 161–165.
- Lin YH, Shih CC, Kent M, Shiao SY. 2010. Dietary copper requirement reevaluation for juvenile grouper *Epinephelus malabaricus* with an organic copper source. *Aquaculture* 310: 173–177.
- Liu F, Ni HG, Chen F, Luo ZX, Shen H, Liu L, Wu P. 2012. Metal accumulation in the tissues of grass carps *Ctenopharyngodon idellus* from fresh water around a copper mine in Southeast China. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 4.289–4.299.
- Liu X, Luo Z, Xiong B, Liu X, Zhao Y, Hu G, Lv G. 2010. Effect of waterborne copper exposure on growth, hepatic enzymatic activities and histology in *Synechogobius hasta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1.286–1.291.
- Maes GE, Raeymaekers JAM, Pampoulie C, Seynaeve A, Goemans G, Belpaire C, Volckaert FAM. 2005. The catadromous European eel *Anguilla anguilla* L. as a model for freshwater evolutionary ecotoxicology: Relationship between heavy metal bioaccumulation, condition and genetic variability. *Aquatic Toxicology* 73: 99–114.
- Maheswaran R, Devapaul A, Muralidharan S, Velmurugan B, Ignacimuthu S. 2008. Haematological studies of fresh water fish, *Clarias batrachus* L. exposed to mercuric

- chloride. *International Journal of Integrative Biology* 2: 49–54.
- McIntyre JK, Baldwin DH, Meador JP, Scholz NL. 2008. Chemosensory deprivation in juvenile coho salmon exposed to dissolved copper under varying water chemistry conditions. *Environmental Science and Technology*. 42: 1.352–1.358.
- Monteiro SM, Oliveira E, Fontainhas-Fernandes A, Sousa M. 2012. Effects of sublethal and lethal copper concentrations on the gill epithelium ultrastructure of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Zoological Studies* 51: 977–987.
- Murugan SS, Karuppasamy R, Poongodi K, Puvaneswari S. 2008. Bioaccumulation pattern of zinc in freshwater fish *Channa punctatus* (Bloch.) after chronic exposure. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8: 55–59.
- Mustafa SA, Davies SJ, Jha AN. 2012. Determination of hypoxia and dietary copper mediated sub-lethal toxicity in carp *Cyprinus carpio* at different levels of biological organisation. *Chemosphere* 87: 413–422.
- Nekoubin H, Hatefi S, Gharedaashi E, Sudagar M, Asgharimoghadam A. 2012. Effect of sublethal doses of copper on growth performance and survival of grass carp *Ctenopharyngodon idella*. *American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences* 4: 138–142.
- Olaifa FE, Olaifa AK, Onwude TE. 2004. Lethal and sub-lethal effects of copper to the African catfish *Clarias gariepinus* juveniles. *African Journal Biomedical Research* 7: 65–70.
- Reddy R, Pillai BR. 2006. Bioaccumulation of copper in post-larvae and juveniles of freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* (de Man) exposed to sublethal levels of copper sulfate. *Aquaculture* 252: 356–360.
- Santos EM, Ball JS, Williams TD, Wu H, Ortega F, Aerle RV, Katsiadaki I, Falciani F, Viant MR, Chipman JK, Tyler CR. 2010. Identifying Health impacts of exposure to copper using transcriptomics and metabolomics in a fish model. *Environmental Science and Technology* 44: 820–826.
- Scott GR, Sloman KA. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology* 68: 369–392.
- Shao Xp, Liu Wb, Xua Wn, Lu Kl, Xia W, Jiang Yy. 2010. Effects of dietary copper sources and levels on performance, copper status, plasma antioxidant activities and relative copper bioavailability in *Carassius auratus* Gibelio. *Aquaculture* 308: 60–65.
- Singh D, Nath K, Trivedi SP, Sharma YK. 2008. Impact of copper on haematological profile of freshwater fish *Channa punctatus*. *Journal of Environmental biology* 29: 253–257.
- [SNI] Standar Nasional Indonesia. 2009. Ikan Patin Jambal (*Pangasius djambal*) = Bagian 5: Produksi Kelas Pembesaran di Kolam. Badan Standarisasi Nasional Indonesia.
- Tan XY, Luo Z, Liu X, Xie X. 2011. Dietary copper requirement of juvenile yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco*. *Aquaculture Nutrition* 17: 170–176.
- Thapa BR, Walia A. 2007. Liver function tests and their interpretation. *Indian Journal of Pediatrics* 74: 67–75.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Aquatic life ambient freshwater quality criteria - Copper. Washington US Environmental Protection Agency Office of Water Office of Science and Technology.
- Uysal K, Emreb Y, Köse E. 2008. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchemical Journal* 90: 67–70.
- Van Heerden D, Vosloo A, Nikinmaa M. 2004. Effects of short-term copper exposure on gill structure, metallothionein and hypoxia-inducible factor-1 α (HIF-1 α) levels in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquatic Toxicology* 69: 271–280.
- Van Vuren JHJ, van der Merwe M, Du Preez HH. 1994. The effect of copper on the blood chemistry of *Clarias gariepinus* (Clariidae). *Ecotox. Environm. Safety* 29: 187–199.
- Vieira LR, Gravato C, Soares AMVM, Morgado F, Guilhermino L. 2009. Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: linking biomarkers to behaviour. *Chemosphere* 76: 1.416–1.427.
- Wells RMG, Baldwin J, Seymour RS, Christian K, Britain T. 2005. Blood cell function and haematology in two tropical freshwater fishes from Australia. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 141: 87–93.
- Yılmaz AB, Sangün MK, Yağlıoğlu D, Turan C. 2010. Metals (major, essential to non-essential) composition of the different tissues

of three demersal fish species from İskenderun Bay, Turkey. *Food Chemistry* 123: 410–415.
Zhang L, Wang. 2005. Effects of Zn pre-

exposure on Cd and Zn bioaccumulation and metallothionein levels in two species of marine fish. *Aquatic Toxicology* 73: 353–369.