

# PENGARUH KONTAMINASI LOGAM BERAT DI SEDIMEN TERHADAP KOMUNITAS BENTIK MAKROAVERTEBRATA: STUDI KASUS DI WADUK SAGULING-JAWA BARAT<sup>1</sup>

(The Effect of Heavy Metal Contamination in Sediment on Benthic Macroinvertebrate Community: A Case Study in Saguling Reservoir, West Java)

Yoyok Sudarso<sup>2</sup>, Yusli Wardiatno<sup>3</sup>, dan Ita Sualia<sup>3</sup>

## ABSTRAK

Waduk Saguling sekarang ini mengalami beberapa permasalahan yang serius antara lain penurunan kualitas air oleh kontaminasi bahan organik, logam berat, pestisida dan bahan mikropolutan lainnya. Penelitian ini bertujuan untuk melihat besarnya kontaminasi logam berat di sedimen dan dampaknya pada komunitas bentik makroavertebrata. Penarikan contoh telah dilakukan pada bulan Juni hingga September 2004. Hasil penelitian menunjukkan kontaminasi logam Pb dan Cu di sedimen yang paling berpotensi menimbulkan gangguan pada ekosistem perairan, sedangkan logam Cd masih di bawah beberapa *guideline* kualitas sedimen. Penelitian ini juga mengindikasikan beberapa atribut biologi seperti: indeks diversitas, kekayaan taxa, dan Indeks BMWP relatif sensitif untuk mendeteksi gangguan ekologi yang disebabkan oleh peningkatan kontaminasi logam berat di sedimen.

**Kata kunci:** logam berat, sedimen, bentik makroavertebrata, Waduk Saguling.

## ABSTRACT

Saguling reservoir has recently been facing to several serious problems such as water quality degradation due to organic matter contamination, heavy metal, pesticides, and other micropollutant materials. The research was aim to elucidate heavy metal contamination in sediment and its effect on benthic macroinvertebrate community. Sampling was conducted from July to September 2004. The results showed that contamination of lead (Pb) and Cuprum (Cu) in sediment were the most potential problem to the aquatic ecosystem, meanwhile cadmium (Cd) was still below the standard of several guidelines for sediment quality. The results also indicated that some biological attributes, i.e. diversity index, species richness, and BMWP index, were relatively sensitive to detect ecological disturbance due to heavy metal contamination in sediment.

**Key words:** heavy metal, sediment, benthic macroinvertebrate, Saguling reservoir.

## PENDAHULUAN

Waduk Saguling termasuk dalam salah satu waduk sistem *cascade* di Provinsi Jawa Barat yang sekarang ini mengalami beberapa masalah yang cukup serius antara lain: peningkatan beban sedimen yang tinggi ( $> 4$  juta  $m^3/thn$ ), masuknya sampah dan gulma air ke dalam waduk ( $250\ 000\ m^3/thn$ ), percepatan korositas turbin, dan penurunan kualitas air oleh kontaminasi bahan organik, logam berat, pestisida dan bahan mikropolutan lainnya (Anonim 2004). Dari sisi lain sumber kontaminasi logam berat ke perairan Sungai Citarum juga berasal dari pelindihan aktivitas gunung berapi yaitu Tang-

kuban Perahu dan Patuha (Sriwana, 1999). Adanya fenomena kematian ikan secara masal di Waduk Saguling sementara ini diduga berasal dari kombinasi penurunan oksigen terlarut, tingginya konsentrasi amonia, dan bahan kimia toksik lainnya (pestisida, logam berat dsb.) yang dilepaskan dari dasar sedimen ke kolom air (Brahmana dan Firdaus 1997, Hart *et al.* 2002).

Ketersediaan logam berat di lingkungan akuatik mempunyai kecenderungan untuk berikatan dengan bahan partikulat dan merupakan penyusun terbesar dari proses pembentukan sedimen yang berpotensi sebagai sumber polusi sekunder ke kolom air (Chapman *et al.*, 1998). Keberadaan logam berat tersebut telah diketahui dapat memberikan dampak negatif bagi kesehatan manusia dan kehidupan biota akuatik (Shakla and Srivastata 1992). Salah satu komponen biota akuatik yang sering mengadakan

<sup>1</sup> Diterima 9 Mei 2008 / Disetujui 9 Juni 2008.

<sup>2</sup> Pusat Penelitian Limnologi, LIPI, Bogor.

<sup>3</sup> Departemen Manajemen Sumberdaya Perairan, Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan, Institut Pertanian Bogor, Bogor.

kontak dengan sedimen dan berpotensi terpaparkan oleh bahan toksikan logam berat adalah organisme benthik makrovertebrata/bentos yang akan dikaji pada penelitian ini. Dampak negatif dari terpapar logam berat bisa berupa: terganggunya proses fisiologis, kecacatan, hingga menyebabkan kematian (Luoma and Carter 1991). Dalam perspektif yang lebih luas, adanya kematian dari biota tersebut dapat secara langsung berpengaruh pada menurunnya keanekaragaman biota dan integritas biologi perairan. Sensitivitas dari masing-masing organisme benthik makrovertebrata dalam merespon bahan polutan toksik mempunyai potensi untuk dikembangkan sebagai indikator biologi perairan guna mendeteksi adanya *stress* yang ditimbulkan oleh kontaminasi logam dan polutan lainnya di sedimen (Meregalli *et al.* 2004).

Tujuan dari dilakukan penelitian ini adalah untuk mengungkap besarnya kontaminasi logam berat pada sedimen dan hubungan antara besarnya kontaminasi logam tersebut beserta variabel lainnya terhadap komunitas benthik makrovertebrata yang hidup di Waduk Saguling.

## METODOLOGI

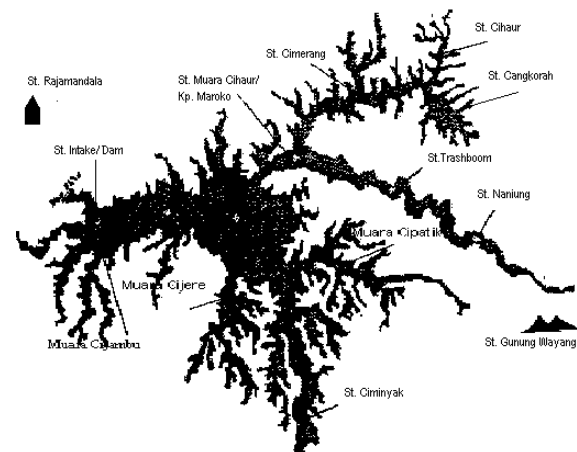
Penelitian ini merupakan studi pendahuluan yang dilakukan pada bulan Juni hingga September 2004. Penarikan contoh benthik makrovertebrata dilakukan pada Bulan Juli 2004 dengan menggunakan *ekman grab sampler* dengan luas bukaan  $225 \text{ cm}^2$ . Pengambilan organisme benthik makrovertebrata dilakukan pada kedalaman 5 m karena di beberapa stasiun misalnya Nanjung dan Cimerang mempunyai kedalaman hanya 5 meteran, sehingga adanya kesamaan kedalaman tersebut komunitas benthik makrovertebratanya diharapkan dapat dibandingkan dengan stasiun lainnya. Jumlah contoh pada masing-masing stasiun pengamatan adalah 5 kali pengambilan dan dilakukan komposit.

Tiga belas lokasi titik penarikan contoh telah ditetapkan secara *purposive* yang dapat dilihat pada Gambar 1. Keterangan nama lokasi penarikan contoh dari 13 titik stasiun yang akan diuji kontaminasi logam dan komunitas benthik makrovertebratanya antara lain: *St 1.* Hulu Sungai Citarum yang terletak di Gunung Wayang (GW), *St 2.* Sungai Citarum di Nanjung (NJ), *St 3.* Sungai Citarum di *Trash Boom* Batujajar (BJ), *St 4.* Cihaur (Chr), *St 5.* Cangkorah (Ckr), *St 6.* Cimerang (Cmr), *St 7.* Muara Cihaur/

Kampung Maroko (Mrk), *St 8.* Muara Cipatik (Cpk), *St 9.* Muara Ciminyak (Cmy), *St 10.* Muara Cijere (Cjr), *St 11.* Muara Cijambu (Cjb), *St 12.* Dekat *intake structure* (Itk), dan *St 13.* Rajamandala (Rjm). Lokasi penarikan contoh yang berada di Gunung Wayang berfungsi sebagai *background konsentrasi/reference site* dari logam yang terakumulasi di sedimen.

Sedimen dicuci dengan menggunakan air di atas saringan yang berpori 0.5 mm. Sortir bentos dilakukan di bawah mikroskop stereo dengan pembesaran 45 kali. Hewan yang telah tersortir dimasukkan dalam botol flakon yang sudah berisi larutan alkohol 75%. Identifikasi Cacing Oligochaeta dan Diptera Chironomidae dilakukan prosedur *mounting* dengan menggunakan larutan CMCP-10 (*Polysciences Inc.*).

Jenis logam berat yang dianalisis meliputi: Pb, Cd, dan Cu dengan menggunakan alat *Atomic Absorbance Spectrophotometry* (AAS) *graphite furnace*. Prosedur analisis logam lebih rinci dapat dilihat di Blackmore *et al.* (1981), dan Alloway (1998). Disamping itu juga dilakukan analisis parameter pendukung lainnya antara lain: persentase butir sedimen, dan persen karbon organik di sedimen. Penjelasan metode analisis persen karbon organik lebih rinci dapat dilihat di *standard methods* (APPHA 1995).



**Gambar 1.** Peta Lokasi Penarikan Contoh Sedimen dan Bentik Makrovertebrata.

## Analisis data

Empat atribut biologi atau metrik yang digunakan untuk mendeteksi tingkat gangguan ekologi pada komunitas benthik makrovertebrata yaitu: indek diversitas (Krebs 1989), *biologi-*

cal monitoring working party/BMWP (Armitage *et al.* 1983), % dominansi, dan kekayaan taxa (Bode *et al.*, 1996). Penghitungan indeks diversitas dilakukan dengan menggunakan software *Spesies Diversity and Richness*® versi 2.65 dari *Pisces Conservation Ltd.*

Data komposisi dan kelimpahan bentik makroavertebrata sebelum dianalisis dengan ordinasikan langsung *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) ditransformasi terlebih dahulu dengan menggunakan akar kuadrat berganda guna meminimisasi pengaruh dari data kelimpahan yang terlalu ekstrim (besar). CCA diterapkan untuk menampakkan pengaruh variabel kualitas sedimen pada komunitas bentik makroavertebrata. Seleksi variabel lingkungan diuji dengan menggunakan tes multikolinearitas guna menghindari variabel yang saling berautokorelasi ( $R > 0.8$ ). Penghitungan statistik dari CCA dan tes multikolinearitas dilakukan dengan menggunakan software *ECOM* versi 1.36 (*Pisces Conservation Ltd.*)

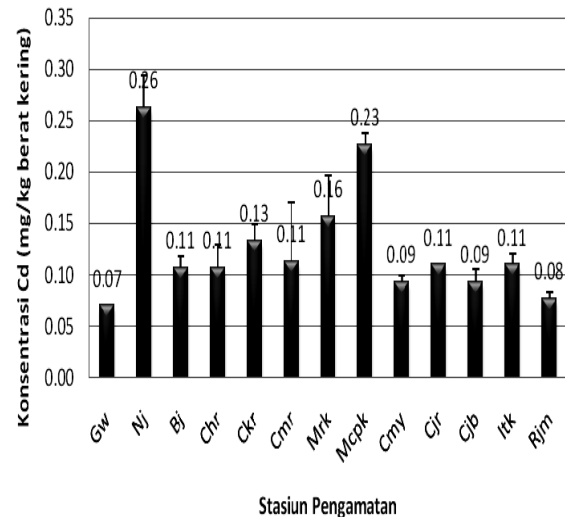
## HASIL

### Kontaminasi Logam di Sedimen.

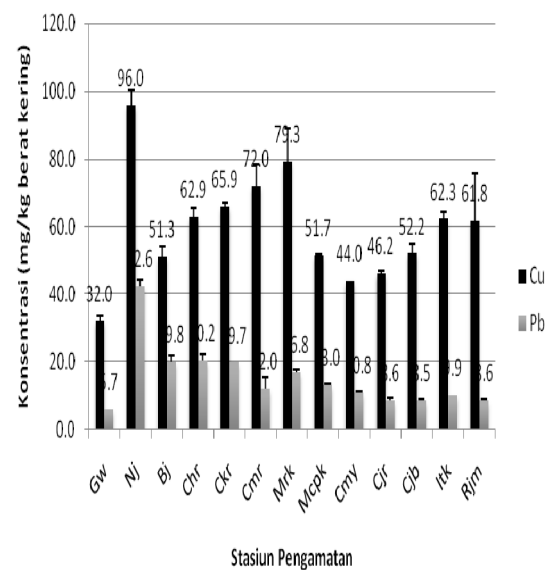
Hasil analisis logam yang terakumulasi di sedimen dari bulan Juni hingga September 2004 disajikan dalam Gambar 2, dan 3 beserta parameter pendukungnya (Tabel 1). Gambar 2 menunjukkan peningkatan kontaminasi logam berat Cd terjadi mulai dari bagian hulu (St. G. Wayang) hingga *outlet* Waduk Saguling (St. Rajamandala) yang tergolong relatif tinggi. Kontaminasi logam Cd di St. 2 Nanjung (0.26 mg/kg) dan St. 8 Muara Cipatik (0.23 mg/kg) menunjukkan kontaminasi logam yang paling besar diantara semua stasiun pengamatan. Setelah St. Nanjung mulai menunjukkan penurunan yang drastis dan cenderung akan meningkat kembali hingga St. 8 Muara Cipatik (0.23 mg/kg). Kontaminasi logam Cd setelah St. Muara Cipatik menunjukkan adanya kecenderungan menurun kembali hingga St. 12 Intake structure (0.11 mg/kg).

Berdasarkan 2 *guidelines* tentang baku mutu logam berat di sedimen dari kementerian lingkungan Ontario (Canada) dan *Swedia Environment Protect Agency* (SEPA) terdapat perbedaan kriteria dari kedua baku mutu tersebut. *Guideline* dari Ontario (0.6 mg/kg berat kering) dan Swedia (0.2 mg/kg berat kering) konsentra-

si logam Cd dari St. Gunung Wayang hingga Rajamandala dikategorikan dalam status tidak ada pengaruh bagi biota akuatik (Ontario) dan sangat rendah (SEPA).



**Gambar 2.** Kontaminasi Logam Cd pada Sedimen (mg/kg berat kering) di Masing-masing Stasiun Pengamatan.



**Gambar 3.** Kontaminasi Logam Pb dan Cu pada Sedimen (mg/kg berat kering) di Masing-masing Stasiun Pengamatan.

Konsentrasi logam Pb di sebagian besar lokasi dalam Waduk Saguling oleh Kementerian Lingkungan Ontario masuk dalam kategori tidak ada pengaruh, kecuali untuk Stasiun Nanjung yang sudah dikategorikan pengaruh terendah (Pb: 23-31 mg/kg berat kering), sedangkan

menurut kriteria SEPA dikategorikan menunjukkan pengaruh rendah hingga sedang (Stasiun

Nanjung) dengan nilai ambang batas *guideline* Pb: 5-100 mg/kg berat kering.

**Tabel 1. Hasil Analisis Karbon Organik, Oksigen Terlarut dan Fraksi Butiran Sedimen Di Setiap Stasiun Pengamatan.**

No	Lokasi	Karbon Organik [%]	DO Dasar	pH Dasar	Clay & Silt	Fraksi Butiran Sedimen Dalam Satuan %				
						Pasir				
						Sangat Halus	Halus	Sedang	Kasar	Sangat Kasar
<63µm	63-125µm	125-250µm	250-500µm	500µm-1mm	1-2mm					
1	Gunung Wayang	0.820	6,454	7.278	4.63	37.16	40.00	11.31	6.91	-
2	Nanjung	4.547	2,314	6.594	38.50	28.24	20.65	12.20	0.41	-
3	Batujajar	1.087	2,498	6.598	19.37	22.04	34.01	22.85	1.73	-
4	Cihaur	1.833	0,342	8.52	19.07	22.12	35.03	21.89	1.89	-
5	Cangkorah	2.147	0,714	9.116	19.07	22.12	35.03	21.89	1.89	-
6	Cimerang	1.187	0,6	8.304	18.58	24.30	31.03	24.02	2.08	-
7	Maroko	2.61	0,362	7.78	6.58	32.83	35.86	23.11	1.63	-
8	Cipatik	3.19	0,702	7.48	16.94	30.56	29.26	22.10	1.14	-
9	Ciminyak	2.2	0,26	7.62	4.47	27.07	43.54	23.91	1.01	-
10	Cijere	2.40	0,436	8.268	23.37	34.23	32.17	9.96	0.28	-
11	Cijambu	1.487	1	7.776	4.08	31.19	39.16	24.17	1.40	-
12	Intake	1.47	0,592	7.74	16.58	28.14	25.01	26.57	3.71	-
13	Rajamandala	0.983	3,628	7.43	24.79	69.94	4.03	1.08	0.16	-

Lima *guideline Sediment Effect Concentration* (SECs) meliputi: *Effect Range Low* (ERL), *Effect Range Median* (ERM), *Threshold Effect Level* (TEL), *Propable Effect Level* (PEL), dan *Severe Effect Level* (SEL) menunjukkan hanya logam Cu saja yang melebihi ketiga *guidelines* (TEL: 35.7 mg/kg berat kering, ERL: 70 mg/kg berat kering, dan SEL: 86 mg/kg berat kering) dari mulai St. Gunung Wayang hingga Rajamandala. Untuk logam berat Pb hanya di St. Nanjung saja yang telah melebihi kedua nilai *guideline* di atas (TEL: 35 mg/kg berat kering, ERL: 35 mg/kg berat kering). Penjelasan lebih rinci mengenai *guideline* di atas dapat di lihat dalam Ingersoll and Nelson (1990), Giezy and Hoke (1990), Anonymus (1991), dan Burton (2002).

Kontaminasi logam Pb dan Cu seperti yang terlihat pada Gambar 3 menunjukkan pola yang hampir mirip dengan kontaminasi logam sebelumnya, yaitu setelah Stasiun Gunung Wayang menunjukkan adanya peningkatan yang cukup nyata di Stasiun Nanjung (42.6 mg/kg berat kering). Konsentrasi logam Pb setelah Stasiun Nanjung berangsur-angsur mulai menunjukkan penurunan dari Stasiun Trashboom Batujajar (19.79 mg/kg) hingga Stasiun Rajamandala (8.2 mg/kg).

Kontaminasi logam Cu di sedimen lebih tinggi dibandingkan dengan kontaminasi logam Pb dan variatif dari 2 hingga 4 kali lipat. Dari grafik tersebut menunjukkan logam berat Cu pada sedimen relatif tinggi dari mulai St. Nanjung (96 mg/kg) hingga St. Rajamandala (61.8 mg/kg) yang dibandingkan dengan St. Gunung Wayang (32 mg/kg) sebagai konsentrasi latar belakangnya. Konsentrasi logam Cu di St. Nanjung paling tinggi yang kemudian menurun pada St. Batujajar (51.30 mg/kg). Konsentrasi logam Cu setelah St. Batujajar berangsur-angsur meningkat kembali hingga St. muara Cihaur (79.3 mg/kg). Setelah stasiun Muara Cihaur konsentrasi logam Cu-nya cenderung menurun sampai St. Muara Ciminyak (44 mg/kg), dan akan meningkat kembali hingga St. Rajamandala (61.8 mg/kg).

#### Respon Atribut Biologi/ Metrik dalam Mencerminkan Tingkat Gangguan Ekologi di Setiap Stasiun Pengamatan

Hasil respon atribut biologi dari komunitas benthik makroavertebrata dalam mencerminkan tingkat gangguan ekologi yang terjadi di setiap stasiun pengamatan disajikan dalam Gambar 4. Di St. 4 Cihaur semua atribut biologinya mempunyai nilai 0, karena selama penelitian

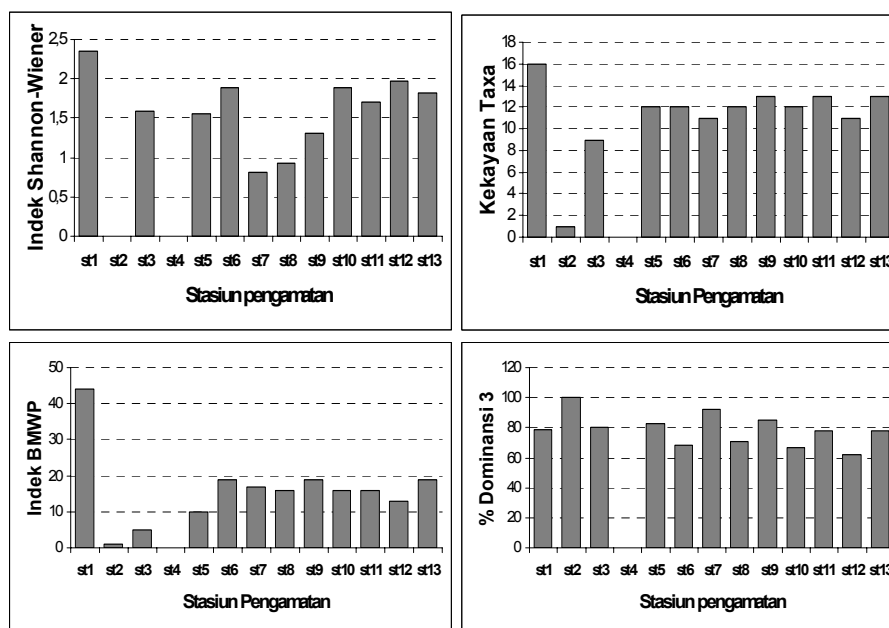
berlangsung pada stasiun tersebut tidak ditemukan hewan benthik makrovertebrata, sehingga akan berpengaruh pada rendahnya nilai atribut biologi pada stasiun tersebut. Dari grafik indeks diversitas *Shannon-Wiener* (Gambar 4) terlihat adanya penurunan yang drastis setelah St 1 (G. Wayang) yang mencapai nilai 0 pada St. 2 Nanjung. Setelah St. 2 Nanjung mulai menunjukkan adanya peningkatan hingga di St 6 Cimerang yang mempunyai nilai indeks 1.8. Di St. 7 Muara Cihaur nilai indeks diversitasnya menurun kembali hingga 0.8. Setelah St 7 nilai indeks berangsur-angsur meningkat kembali hingga St. 13 (St. Rajamandala) yang mencapai nilai 1.8.

Atribut biologi kekayaan taxa menunjukkan *trend* yang hampir mirip dengan atribut biologi indeks diversitas. Di St. 2 (Nanjung) dan St. 4 (Cihaur) mempunyai komposisi taxa yang sangat rendah yaitu 0 hingga 1. Di St. 1 (G. Wayang) masih menunjukkan kekayaan taxa yang paling tinggi hingga mencapai 16 taxa dibandingkan dengan stasiun lainnya yang mempunyai kisaran taxa dari 9 hingga 13 taxa. Komposisi dan kelimpahan taxa dari benthik makro-

avertebrata yang hidup di Waduk Saguling secara rinci disajikan dalam Tabel 2.

Atribut biologi indeks BMWP yang menunjukkan kisaran toleransi dari komunitas benthik makrovertebrata terhadap adanya polusi yang mempunyai *trend* hampir mirip dengan atribut biologi sebelumnya. St 1 (Gunung Wayang) masih menunjukkan nilai indeks BMWP yang tertinggi (44). Setelah St 1, nilai indeks mulai turun drastis pada St. 2 (Nanjung) dan secara gradual menunjukkan sedikit demi sedikit peningkatan hingga St. 13 (Cimerang, Muara Ciminyak, dan Rajamandala).

Atribut biologi % dominansi 3 dari mulai St. Gunung Wayang sebagai *reference sitenya* menunjukkan adanya variasi di antara stasiun pengamatan yang relatif tidak terlalu besar. Kisaran dominansi tertinggi terletak pada stasiun Nanjung dengan nilai % dominansi 3 nya adalah 100% yang hanya terdiri dari populasi cacing Tubificidae *Limnodrilus* sp. Stasiun lainnya mempunyai kisaran % dominansi 3 nya bervariasi dari 62-92 %.



Gambar 4. Trend Atribut Biologi dalam Mencerminkan Tingkat Gangguan di Setiap Stasiun Pengamatan.

Dari empat atribut biologi di atas, dicoba dilakukan uji korelasi sederhana *pearson-product moment* dengan konsentrasi logam berat pada masing-masing stasiun pengamatan. Hasil uji korelasi antara empat metrik di atas dengan

konsentrasi logam berat telah dicantumkan pada Tabel 3. Dari tabel tersebut terlihat tingkat sensitifitas dari masing-masing indeks/atribut biologi dalam merespon kontaminasi logam berat pada sedimen. Indeks diversitas *Shannon-Wiener*

masih menunjukkan sensitifitas yang relatif tinggi (nyata pada selang kepercayaan 95%,  $p=0.05$ ) dalam mendeteksi seluruh kontaminasi tiga logam yang dikaji pada penelitian ini, sedangkan indek BMWP dan kekayaan taxa ha-

nya sensitif mendeteksi kontaminasi logam Pb dan Cu, dan tidak sensitif mendeteksi kontaminasi logam Cd. Atribut biologi % dominansi 3 tidak sensitif dalam mendeteksi ketiga kontaminasi logam berat tersebut.

**Tabel 6. Komposisi Taxa dari Organisme Bentik Makrovertebrata yang Hidup di Waduk Saguling.**

No	Komposisi Taxa	Jumlah Individu/ m <sup>2</sup> pada Setiap Stasiun Pengamatan												
		GW	Nj	BJ	Chr	Ckr	Cmr	Mrk	Cpt	Cmy	Cjr	Cjb	Itk	Rjm
<b>Molusca</b>														
1	<i>Gabbia</i> sp.	0	0	0	0	587	9	1360	312	374	1138	1227	98	0
2	<i>Pomacea</i> sp.	0	0	0	0	18	0	0	0	0	63	54	0	0
3	<i>Pila scutata</i>	0	0	18	0	0	80	36	18	45	27	0	0	0
4	<i>Heliosoma</i> sp.	0	0	54	0	27	9	18	0	18	0	0	0	0
5	<i>Bellamyia</i> sp.	0	0	0	0	0	249	98	54	27	187	169	9	9
6	<i>Melanooides</i> sp.	0	0	0	0	0	116	9	9	623	560	54	98	0
7	<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	9	27	0	18	392	266	0	116
8	<i>Austropeplea</i> sp.	640	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Insekta (Diptera)</b>														
9	Chaoboridae	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
10	<i>Kiefferulus</i>	6	0	0	0	107	9	0	18	2240	649	36	116	45
11	<i>Chironomus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	454	45	0	338	0
12	<i>Conchapelopia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0
13	<i>Procladius</i> sp.	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Odonata</b>														
14	<i>Aeshna</i> sp.	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	<i>Gynachanta</i> sp.	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	<i>Gomphaeschna</i>	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	<i>Argia</i> sp.	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	Zygoptera (undescribed).	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ephemeroptera</b>														
19	<i>Paracloodes</i> sp.	234	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Trichoptera</b>														
20	<i>Neureclipsis</i> sp.	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Lepidoptera</b>														
21	Spingidae (undescribed)	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Crustacea</b>														
22	<i>Palaemonetes</i> sp.	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hirudinea</b>														
23	<i>Helobdella</i> sp.	27	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	18
24	<i>Gloioibdella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	809
25	Erpobdellidae (undescribed)	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	134
<b>Oligochaeta</b>														
26	Naididae (immature)	0	0	36	0	9	63	18	27	45	0	0	27	63
27	<i>Dero</i> sp.	0	0	27	0	9	0	9	0	0	0	27	0	0
28	<i>Branchiodrilus</i> sp.	0	0	9	0	18	18	18	0	0	0	45	72	27
29	<i>Nais variabilis</i>	0	0	9	0	0	0	18	0	9	27	0	0	0
30	Tubificidae immature	0	0	256	0	338	27	63	276	294	374	116	27	605
31	<i>Limnodrilus</i> sp.	0	62614	160	0	134	0	18	160	72	45	36	27	27
32	<i>Aulodrilus piqueti</i>	0	0	18	0	9	9	0	89	18	27	45	45	18
33	<i>Branchiura sowerbyi</i>	27	0	0	0	9	54	9	45	0	0	0	72	569
<b>Platyhelminthes</b>														
34	<i>Planaria</i> sp.	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabel 3. Hasil Uji Korelasi antara Peubah Konsentrasi Logam Berat dengan Beberapa Atribut Biologi.**

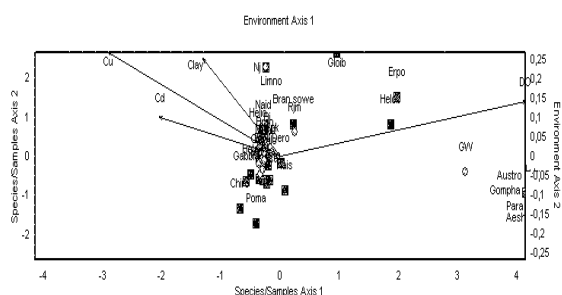
Peubah	Indek Diversitas	Indek BMWP	Kekayaan Taxa	% Dominansi 3
Cd	-0.667	-0.4434	-0.4817	0.2811
	$p=0.013^*$	$p=0.129$	$p=0.096$	$p=0.352$
Pb	-0.764	-0.6805	-0.799	0.15
	$p=0.002^*$	$p=0.010^*$	$p=0.001^*$	$p=0.625$
Cu	-0.606	-0.5987	-0.608	0.1566
	$p=0.028^*$	$p=0.031^*$	$p=0.028^*$	$p=0.609$
DO	0.3595	0.6	0.2502	0.2584
	$p=0.228$	$p=0.030^*$	$p=0.410$	$p=0.394$

Catatan: \* Menunjukkan Nilai Korelasi yang Nyata pada taraf nyata 5%.

Hasil uji/tes multikolinearitas antara peubah logam berat, bahan organik, DO, dan distribusi partikel menunjukkan adanya peubah yang saling berautokorelasi yaitu: Pb ( $R = 0.85$ ), karbon organik ( $R = 0.837$ ), dan pasir ( $R = 1$ ). Korelasi yang erat ( $r \approx 1$ ) terlihat antara logam Pb dengan Cd, Cu dengan C-organik, dan partikel clay dengan pasir dengan nilai korelasi berturut-turut 0.97, 0.925, dan -1. Oleh sebab itu dalam ordinasasi CCA variabel Pb, C-organik, dan pasir tidak dimasukkan dalam perhitungan, akan tetapi dimasukkan dalam pembahasan.

Hasil ordinasasi langsung dengan CCA seperti yang terlihat pada Gambar 5. Menunjuk-

kan pada 3 sumbu utama dihasilkan nilai *eigenvalue canonical* berturut-turut 0.56, 0.18, dan 0.08 dengan total % kumulatif varian yang ter jelaskan sebesar 51.23%. Informasi yang dida pat dari 2 sumbu tersebut (sumbu 1 dan 2) me nunjukkan garis panah/vektor DO yang panjang dan nyata mengarah pada St. Gunung Wayang dan populasi dari hewan capung *Austropleplea* sp, *Gompaeschna* sp., *Paracloeodes* sp., *Aeshna* sp. dengan nilai koefisien korelasi  $r = 0.73$  dan  $p = 0.0017$ . Untuk hewan lintah famili Erpobdellidae ( $r = 0.65$ ,  $p = 0.021$ ) dan Helobdellidae ( $r = 0.69$ ,  $p = 0.013$ ) juga dicirikan oleh peubah DO ( $6.454 \text{ mg/l}$ ) yang nyata dalam memberikan kontribusi pada ke 2 populasi he wan tersebut. Disamping itu, keberadaan logam berat yang terakumulasi di sedimen yaitu Cu dan Pb juga memberikan pengaruh negatif dan nyata pada keempat hewan capung tersebut di atas dengan nilai koefisien korelasi  $r = -0.6$ ,  $p = 0.041$  dan tidak nyata pada *Erpobdella* dan *Helobdella* ( $p > 0.05$ ). Karena peubah logam Cu berautokorelasi dengan variabel bahan organik, maka ke empat hewan tersebut cenderung berada pada tipe sedimen yang memiliki kandungan karbon organik yang rendah (0.820%) di St. Gunung Wayang. Cacing *Limnodrilus* sp. yang mendominasi di St. Nanjung cenderung dicirikan oleh peubah distribusi partikel *silt-clay* yang relatif tinggi (38.50%) dengan  $r = 0.57$ ,  $p = 0.05$ , dan logam Cd ( $0.263 \text{ mg/kg}$ ) dan Pb ( $42.6 \text{ mg/kg}$ ) dengan nilai koefisien korelasi  $r = 0.69$ ,  $p = 0.013$ .



**Gambar 5.** Hasil Ordinasi Langsung Menggunakan CCA antara Komunitas Benthik Makrovertebrata dengan Beberapa Parameter Lingkungan.

## PEMBAHASAN

Sumber kontaminasi logam berat yang masuk ke S. Citarum dan Waduk Saguling mungkin sangat beragam dan kompleks. Adanya

aktivitas antropogenik di ekosistem air tawar biasanya akan meningkatkan konsentrasi logam beberapa kali lipat di atas *background* konsentrasinya (Gerhardt *et al.* 2004; Paul and Meyer 2001). Peningkatan konsentrasi logam dari St. Gunung Wayang hingga St. Rajamandala mungkin disebabkan oleh dua proses yang dominan yaitu: aktivitas gunung berapi (Sriwana 1999) dan aktivitas antropogenik berupa buangan limbah industri dan domestik. Salim (2004) menyebutkan persentase jenis limbah dominan selain limbah industri yang masuk ke S. Citarum adalah: limbah domestik 70.94%, pertanian 17.51%, peternakan 3.16%, dan rumah sakit 0.04%. Logam berat sering digunakan sebagai bahan baku pewarna oleh industri tekstil dan *elektroplating* (Forstner 1983). Diperkirakan  $\pm 361$  industri yang berdiri di sekitar DAS Citarum hulu berpotensi menimbulkan pencemaran logam dan bahan organik lainnya ke perairan (Anonymus 2004b). Tujuh kawasan daerah industri yang dilalui oleh S. Citarum berpotensi menimbulkan pencemaran logam berat ke Waduk Saguling meliputi daerah: Majalaya, Banjaran, Rancaekek, Dayeuhkolot, Ujungberung, Cimahi, dan Padalarang (Rachmatyah 2003). Aktivitas antropogenik lainnya yang berpotensi meningkatkan logam Pb di lingkungan yaitu berasal dari *non point sources* dari asap kendaraan bermotor. Logam Pb biasa ditambahkan ke dalam bahan bakar bensin guna meningkatkan nilai oktan pada mesin kendaraan bermotor. Whittman (1983) telah merinci 10 macam logam yang dihasilkan dari emisi pembakaran bahan bakar fosil meliputi: kobalt (Co), khromium (Cr), tembaga (Cu), nikel (Ni), merkuri (Hg), kadmium (Cd), selenium (Se), arsen (As), seng (Zn), dan timah hitam (Pb). Odum (2000) menunjukkan konsentrasi logam Pb yang berasal dari debu jalanan dapat mencapai  $100 - 67.800 \text{ ppm}$ , sedangkan dari aliran permukaan antara  $100 - 12.000 \text{ ppb}$ .

Hasil dari penelitian ini masih memiliki keterbatasan dalam hal prediksi kemungkinan logam tersebut *bioavailable* ke biota akuatik yang masih didasarkan pada konsentrasi logam total ( $\text{mg/kg}$  berat kering) yang tidak selalu mencerminkan toksisitas dari logam yang bersangkutan (Luoma and Carter 1991). Pada penelitian ini diasumsikan bahwa dengan semakin meningkatnya konsentrasi logam yang terakumulasi di sedimen, maka potensi/ kemungkinan logam tersebut untuk *bioavailable* semakin le-

bih besar. Disamping itu penggunaan konsentrasi logam berat total (*mg/kg* berat kering) pada sedimen lebih mudah dibandingkan dengan beberapa *standard/guideline* SECs dalam hal prediksi kemungkinan logam berat tersebut bermasalah atau tidak bagi makhluk hidup.

Negara Amerika dan Canada telah mengembangkan *guideline* kualitas sedimen yang lazim dikenal sebagai SECs antara lain: ERL dan ERM (Long *et al.* 1995), TEL, PEL, dan SEL (MacDonald *et al.* 1996; Smith *et al.* 1996) yang semuanya didasarkan pada basis data keberadaan konsentrasi logam yang secara empiris menimbulkan gangguan/efek merugikan bagi biota air di lapangan maupun laboratorium (Burton 2002). Nilai ERL mengindikasikan konsentrasi di bawah efek yang merugikan jarang terjadi, sedangkan nilai ERM mengindikasikan konsentrasi di atas dari efek merugikan sering terjadi. Probabilitas munculnya pengaruh yang merugikan terjadi antara 20-30% ketika konsentrasi logam berat tersebut melebihi nilai ERL, sedangkan 60-90% ketika melebihi nilai ERM (Anonymous, 1999). TEL dan PEL hampir mirip dengan ERL dan ERM, akan tetapi kedua *guidelines* tersebut lebih banyak digunakan di daerah Florida USA. Pada penelitian ini sebagian besar masih mengadopsi beberapa *guideline* yang berasal dari luar negeri, dikarenakan standard baku mutu kualitas sedimen di Indonesia untuk mendukung kehidupan biota akuatik sampai saat ini belum tersedia. Dari penjelasan *guideline* di atas, stasiun yang mempunyai konsentrasi logam Cu (St. Nanjung hingga Rajamandala) dan Pb (St. Nanjung) melebihi nilai *guideline* Ontario, SEPA, SEL, ERL dan TEL menunjukkan berat di stasiun berpotensi logam tersebut untuk bersifat toksik dan menimbulkan gangguan bagi organisme benthik makrovertebrata. Konsentrasi logam Cd walaupun konsentrasinya relatif kecil di lapangan dan sebagian besar masih di bawah ambang batas *guidelines*, namun keberadaan logam tersebut harus tetap diwaspadai.

Adanya perbedaan konsentrasi logam (Cd, Cu, dan Pb) pada setiap stasiun pengamatan kemungkinan besar disebabkan oleh pengaruh beban pencemar yang masuk pada masing-masing stasiun pengamatan. Peningkatan konsentrasi logam pada sedimen lebih banyak disebabkan oleh besarnya tingkat kontaminasi yang terjadi pada tempat-tempat tersebut, karena sedimen

mampu merespon dan merekam kejadian polusi yang terjadi di dalam ekosistem akuatik (Förstner 1983). Di St. Cihaur, Cangkorah, dan Cime-rang merupakan kawasan padat industri yang berada di dekat/pinggir waduk yang seringkali membuang limbahnya secara langsung ke dalam Waduk (Misdi, PT. Indonesia Power, Bandung, *pers. com.*). Kondisi ini berpotensi meningkatkan konsentrasi logam di sedimen pada stasiun tersebut. Di St. Nanjung dan *Trashboom* peningkatan konsentrasi logamnya berasal dari masukan S. Citarum. Hasil analisis karbon organik pada sedimen dan distribusi partikel di St. Nanjung mendukung peningkatan logam berat pada stasiun tersebut, dikarenakan mempunyai konsentrasi karbon organik (4.547%) dan % fraksi butiran halus *silt* dan *clay* tertinggi (38.50%) dibandingkan dengan stasiun lainnya. Tingginya konsentrasi bahan organik pada sedimen biasanya juga diikuti dengan peningkatan konsentrasi logam pada sedimen, dikarenakan kemampuan dari logam tersebut berikatan membentuk *chelate* dengan *ligand* organik (Brezonik *et al.* 1991). Kapasitas ikatan antara bahan organik dengan logam Zn, Pb, Cr, Cu, Hg, dan Cd pada sedimen berkisar 500-700 kali lipat lebih tinggi dibandingkan dengan sedimen yang memiliki kandungan bahan organik lebih rendah (Warren and Zimmerman 1994; Mason and Sullivan 1998; dan Gonzales *et al.* 2000). Distribusi ukuran partikel juga turut menentukan konsentrasi logam berat di sedimen (Salomons and Förstner 1984; Hornberger *et al.* 1997). *Clay* dan *silt* mempunyai kemampuan untuk menyerap lebih tinggi dibandingkan dengan fraksi butir pasir, karena luasnya area permukaan dan tingginya gaya elektrostatis dari permukaan partikel (Brezonik *et al.* 1991). Peningkatan konsentrasi logam berat dapat terjadi pada besar butir > 63  $\mu\text{m}$  yang ditentukan oleh tingginya konsentrasi mineral yang terdapat dalam bahan detritus, sedangkan pada ukuran butir < 2  $\mu\text{m}$  konsentrasi logamnya dapat lebih rendah karena terjadi penurunan potensial adsorpsi dari substansi *crystalline* atau *amorphous* (Förstner 1983). Kontaminasi logam berat di St. Ciminyak dan stasiun lainnya mungkin berasal dari kontaminasi logam pada anak-anak sungai yang mengalir/ masuk pada stasiun tersebut maupun berasal dari air Waduk Saguling sendiri (Mulyanto 2003).

Interaksi kontaminasi logam berat dan bahan polutan lainnya di lapangan mungkin



bersifat sangat kompleks dalam memberikan pengaruh pada perubahan komunitas bentik makrovertebrata. Namun demikian dampak keberadaan logam berat pada sedimen terhadap komunitas bentik makrovertebrata telah banyak dikaji, karena efek negatif dari logam tersebut dapat mempengaruhi seluruh tingkatan organisasi biologi dari level seluler (proses biokimia dan fisiologi) hingga penurunan keanekaragaman hayati (Luoma and Carter 1991). Pemaparan logam dari sedimen ke organisme bentik makrovertebrata mungkin berasal dari dua jalur yang berbeda yaitu: yang terlarut dalam air pori-pori dan bahan partikulat sendiri yang ikut tercerna beserta partikel makanan. Logam berat terlarut dapat dengan mudah teradsorpsi pada jaringan eksoskeleton dari serangga atau hewan bentik lainnya yang sering mengadakan kontak langsung dengan sedimen. Pengaruh negatif yang ditimbulkan pemaparan logam pada organisme bentik makrovertebrata berupa: gangguan pada laju *feeding*, respirasi, penggunaan protein, proses reproduksi, embriogenesis, perkembangan larva, abnormalitas morfologi, histopatologi, perilaku, pengaturan ion/osmotik, dan fungsi organ tubuh lainnya yang semuanya berpengaruh pada tingkat kelangsungan hidup organisme bentik yang bersangkutan (Luoma and Carter 1991). Konsekuensi terganggunya struktur komunitas oleh bahan toksikan berupa hilangnya beberapa spesies yang sensitif yang akan berpengaruh pada peran/fungsi dan kelimpahan organisme tersebut pada komunitasnya, sehingga integritas biologi dari perairan tersebut akan menurun (Ford 1989).

Hasil penelitian ini juga mengindikasikan adanya fenomena penurunan dari beberapa atribut biologi seperti: indek diversitas, kekayaan taxa, dan Indek BMWP dari mulai Gunung Wayang hingga St. Rajamandala diikuti dengan peningkatan kontaminasi logam berat, karbon organik pada sedimen, dan penurunan konsentrasi oksigen terlarut ( $3.268 - 0.28 \text{ mg/l}$ ). Adanya penurunan nilai dari beberapa atribut biologi/metrik di atas sangat dipengaruhi oleh perubahan komposisi taxa dan tingkat keseimbangan kelimpahan dari populasi bentik makrovertebrata. Adanya stress atau polusi biasanya menyebabkan penyederhanaan rantai makanan di ekosistem akuatik. Introduksi polutan akan menurunkan jumlah spesies yang tergolong sensitif dan organisme yang relatif toleran saja yang mampu bertahan hidup (Cairns and Dickson

1971). Adanya pergeseran komposisi taxa dan nilai kelimpahan/dominansi ini dapat memberikan pengaruh secara langsung pada pergeseran nilai beberapa atribut biologi/metrik seperti yang diamati pada penelitian ini seperti: indek diversitas dan kekayaan taxa. Adapun indek BMWP umumnya dipengaruhi perubahan komposisi taxa yang menyusun komunitas bentik makrovertebrata pada setiap stasiun pengamatan.

Hasil ordinasi dengan CCA menunjukkan ada beberapa hewan yang tergolong sensitif yang cenderung dipengaruhi oleh kontaminasi logam pada sedimen misalnya: Moluska (*Austropleplea sp.*), Odonata (*Gompaeschna sp.*, *Aeshna sp.*) dan Ephemeroptera (*Paracloeodes sp.*). Adapun organisme lainnya yang relatif toleran seperti Cacing Oligochaeta (*Limnodrilus sp.*), larva Diptera Chironomidae (*Kiefferulus sp.*), dan beberapa moluska *Gabbia*, *Bellamyia*, dan *Melanoides* populasinya cenderung tinggi meskipun konsentrasi logam pada sedimennya relatif tinggi. Fenomena di atas mungkin hampir mirip dari pendapat yang dikemukakan oleh Gerhardt *et al.* (2004) yang menyebutkan bahwa *nympha* Ephemeroptera, Crustacea, dan beberapa Moluska secara umum sensitif terhadap kontaminasi dari logam berat. Cairns and Dickson (1971) yang tidak merinci secara spesifik jenis macam polutannya dan telah menggolongkan Cacing Oligochaeta, larva Chironomidae, lintah, dan Moluska secara umum termasuk dalam hewan yang toleran terhadap polusi. Winner *et al* (1980) mengkategorikan larva Chironomidae dan cacing Oligochaeta Tubificidae secara umum relatif toleran terhadap kontaminasi logam berat. Survey di lapangan dan studi di laboratorium menunjukkan cacing Oligochaeta Tubificidae mampu mentolerir konsentrasi logam berat pada sedimen yang relatif tinggi (Chapman *et al.* 1980). Wentsel *et al.* (1977) yang melakukan studi di danau Palestina menunjukkan cacing *Limnodrilus* masih dapat bertahan hidup pada sedimen yang terkontaminasi oleh logam berat Cd, Zn, Cr (dalam  $\text{mg/kg}$  berat kering): 970, 1400, dan 2100 berturut-turut. Pada konsentrasi logam berat tersebut dapat menghilangkan sebagian besar dari larva Chironomidae dan organisme bentos lainnya. Fenomena yang sama mungkin terjadi pada St. Nanjung yang memiliki konsentrasi logam tertinggi pada sedimennya, sehingga bentos yang hidup pada stasiun tersebut hanya cacing Tubificidae *Limnodrilus sp.*

Dari penelitian ini juga ada indikasi bahwa penurunan kandungan oksigen terlarut yang terjadi dari mulai St. Nanjung hingga St. Rajamandala (*outlet*). Setelah St. Gunung wayang konsentrasi oksigen terlarut di dasar perairan turun drastis dari 6.454 mg/l hingga mencapai 0.26 yang terjadi di dalam Waduk Saguling (St. Cangkorah). Penurunan kandungan oksigen terlarut ini kemungkinan besar disebabkan oleh tingginya beban bahan C-organik yang masuk ke dalam S. Citarum (Harsono *et al.*, 2003). Tingginya konsentrasi C-organik pada sedimen ini dapat berakibat pada menurunnya nilai DO di dasar sedimen sebagai konsekuensi dari perombakan bahan organik (Milbrink, 1980). Shalka dan Srivastava (1992) menyebutkan golongan larva insekta Ephemeroptera dan Plecoptera sangat rentan terhadap perubahan kandungan oksigen terlarut dan membutuhkan oksigen terlarut berkisar antara 6-7 mg/l, Trichoptera 5-6 mg/l, Crustacea 3-5 mg/l, dan Chironomidae 1-3 mg/l. Dari hasil penelitian ini juga menunjukkan adanya fenomena keberadaan dari larva Ephemeroptera: *Paracloeodes sp.*, Trichoptera: *Neureclipsis sp.*, Odonata: *Aeshna sp.*, *Gompaeschna sp.*, *Gynachanta sp.*, dan *Argia sp.* lebih banyak ditemukan pada St. Gunung Wayang yang memiliki kandungan oksigen terlarut yang relatif tinggi (6.454 mg/l) dan kontaminasi logam berat yang relatif rendah di sedimennya dibandingkan dengan stasiun lainnya.

## PUSTAKA

- Alloway B. J. 1998. **Heavy Metal in Soils**. Second Edition, Blackie Academic & Profesional, London.
- Anonim. 2004. **Booklet Indonesia Power**. Unit Bisnis Pembangunan Saguling.
- Anonymous. 1991. **Quality Criteria for lakes and watercourses, A system for Classification of water Chemistry and Sediment, and organism metal concentration**. The Swedish Environmental Protection Agency (SEPA), Sweden. 36 pp.
- Anonymous. 1999. **Sediment Quality Guidelines Developed for The National Status and Trends Programs**. NOAA. 12pp.
- Anonymous. 2004b. **Menkembangwil Serahkan Instalasi Pengolahan Air Limbah Senilai Rp. 27.48 Milyar**. [http://www.pu.go.id/humas/mei/kbw2404005 .htm](http://www.pu.go.id/humas/mei/kbw2404005.htm)
- APHA. 1995. **Standard Methods. For Examination of Water and Wastewater**. By M. C. Rand: A. E. Greenberg and M. J. Taras (Eds). 19th Edition, APHA/AWWA/WEFW, USA, 1193pp.
- Armitage P. D., D. Moss, J. F. Wright, M. T. Furse. 1983. **The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Polluted Running-Water sites**. Water Research, 17: 333-347pp.
- Blackmore L. C., P. L. Searle, and B. K. Daly. 1981. **Methods for Chemicals Analysis of Soils**. N. Z. Soil Bureau Sci. Rep. 10 A, Soil Bureau, Sower Hutt, Newzealand.
- Bode, R. W., M. A. Novak, L. E. Abele. 1996. **Quality Assurance Workplan For Biological Stream Monitoring In New York State**. NYS Department Of Environmental Conservation, Albany, New York. 89pp.
- Brahmana S. S., dan A. Firdaus. 1997. **Eutrophication In Three Reservoirs At Citarum River, Its Relation to Beneficial Uses**. Proceeding Workshop On Ecosystem Approach To Lake And Reservoir Management, 199-211.
- Brezonik P. L., S. O. King, C. E. Mach. 1991. **The influence of water chemistry on trace metal bioavailability and toxicity to aquatic organism**. Chapter 1, in M. C. Newman and A. W. Mintosh (eds): Metal Ecotoxicology concepts and Application, Lewis Publishers, Michigan, USA. 26p.
- Burton Jr A. 2002. **Sediment Quality Criteria in Use Around The World**. Limnology, 3: 65-75.
- Cairns Jr. J. and K. L. Dickson. 1971. **A Simple method for The biological assessment of the effects of Waste Discharge on aquatic Bottom Dwelling Organism**. Journal Water pollution Control Federation 43(50): 755-765.
- Chapman P. M., L. M. Churcland, P. A. Thompson, E. Michnowsky. 1980. **Heavy metal Studies with Oligochaetes**, In Proceedings of the first international symposium on aquatic oligochaete biology, Sydney, British Colombia, Canada, May 1-4, 1979. Aquatic oligochaete biology (ed. R.O. Brinkhurst & D.G. Cook), pp. 477-502. New York: Plenum Press.
- Ford J. 1989. **The effects of chemical stress on aquatic species composition and community structure in ecotoxicology: Problems and approaches**, S. Levin M. Harwell, J. Kelly, and K. Kimball (eds). New york: Springer-verlag: 9-32.
- Förtstner, U. 1983. **Chapter D: Metal pollution assessment from Sediment Analysis, in Metal Pollution In Aquatic Environment**. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, 110-196.
- Gerhardt A., L. J. de Bisthoven, A.M.V.M. Soares. 2004. **Macroinvertebrtae response to acid maine drainage: Community Structure and On-line behavioral taotoxicity bioassay**. Environmental Pollution, 130: 263-274.
- Giesy J. P. and R. A. Hoke. 1990. **Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment: Chapter 9**, in 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.
- Gonzales A. E., M. T. Rodriguez, J. C. J. Sanchez, A. J. F. Espinoza, F. J. B. de la Rosa. 2000. **Assessment of**

- metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain): heavy metal partitioning and relation betweenwater and sediment system.** *Water Air Soil Pollut.*, 121: 11–29
- Harsono E., T. Tarigan, S. Sunanisari, F. Sulawesty, H. Wibowo, S. Nomosatrio, Y. Mardiyati, dan E Mulyana. 2003. **Pengelolaan Ekosistem Dan Produktivitas DAS Citarum: Pengembangan Model Kualitas Air Waduk Saguling, Cirata, Jatiluhur.** Sari laporan penelitian tahun 2003, [http://www.geotek.lipi.go.id/georefs/sari2003/LapPen2003\\_PPDAS.htm](http://www.geotek.lipi.go.id/georefs/sari2003/LapPen2003_PPDAS.htm)
- Hart T. B., W. Van Dok, N. Djuangsih. 2002. **Nutrient Budget for Saguling Reservoir, West Java Indonesia.** *Water Research* 36: 2152-2160.
- Hornberger M. I., J. H. Lambing, S. N. Luoma, E. V. Axtmann. 1997. **Spatial and Temporal Trends of Trece Metals in Surface Water, Bed Sediment, and biota of The Upper Clark Fork Basin, Montana.** 1985-95, USGS, Open File Report 97-669, Menlo Park, California, 127p.
- Ingersoll C. G., M. K. Nelson. 1990. **Testing Sediment Toxicity With Hyalella Azteca And Chironomus Riparius,** In ASTM-STP 1096, 93-109pp.
- Krebs C. J. 1989. **Ecological Methodology.** Harper collins publishers. 470p.
- Long E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. **Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediment.** *Environmental Management*, 19(1): 81-97.
- Luoma S. N., J. L. Carter. 1991. **Effects of trace metal on aquatic benthos,** in M.C. Newman and A.W. Mintosh (eds): **Metal Ecotoxicology concepts and Application.** Lewis Publishers, Michigan, USA, 261-287
- Mac Donald D. D., R. S. Carr, F. D. Calder, E. R. Long, and C. G. Ingersoll. 1996. **Development and Evaluation of Sediment Quality Guidelines for Florida Coastal Water.** *Ecotoxicology*, 5: 253-278
- Mason R. P. and K. A. Sullivan. 1998. **Mercury and methyl-mercury transport through an urban watershed.** *Water Res.* 32: 321–30
- Meregalli G., A. C. Vermeullen, F. Ollivier. 2004. **The Use of Chironomid in an insitu test for sediment toxicity.** *Ecotoxicology and Environmental Savety* 47, 231-238.
- Milbrink G. 1980. **Oligochaete communities in pollution Biology: the european situation with special reference to lakes in Scandinavia.** In Proceedings of the first international symposium on aquatic oligochaete biology, Sydney, British Colombia, Canada, May 1-4, 1979. *Aquatic oligochaete biology* (ed. R. O. Brinkhurst & D.G. Cook), New York: Plenum Press, 433-455.
- Mulyanto S. 2003. **Rekapitulasi Penelitian kualitas air waduk saguling tahun 1994-2003.** PT. Indonesia power, unit Bisnis Pembangunan Saguling, 33p.
- Odum H. T., W. Wojcik, L. Pritchard, S. Ton, J. D. Delfino, M. Wojcik, S. Leszcznski. J. D. Patel, S. D. Doherty, J. Stasik. 2000. **Background of Published Studies on Lead and Wetland, in Heavy Metals in the Environment Using Wetland for their Removal.** Lewis Publishers, USA, 29-48pp
- Paul M. J. and J. L. Meyer. 2001. **Stream in the Urban landscape.** *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333–365
- Rachmatyah, I. 2003. **Waduk Saguling dan Cirata Tercemar Logam Berat,** <http://www.kompas.com/kompas-cetak/0306/12/iptek/365759.htm>
- Salim, H. 2004. **Cegah Kasus Buyat Terjadi di Citarum.** <http://www.pikiran-rakyat.com/cetak/0704/28/0102.htm>
- Salomons, W., U. Forstner. 1984. **Metals in The Hydrocycle.** Springer-Verlag, 349p.
- Shakla S. K. and P. R. Srivastava. 1992. **Introduction: in Water Pollution and Toxicology,** Commonwealth Publishers New Delhi, 1-47
- Smith S. L., D. D. mac Donald, K. A. Kennleyside, C. G. Ingersoll, and J. Field. 1996. **A Preliminary Evaluation of Sediment Quality Assessment Values for Freshwater Ecosystems,** *J. Great Lakes Res.* 22: 624-638.
- Sriwana, T. 1999. **Polusi Vulkanogenik: Akumulasi Unsur Kimia Dan Penyebarannya Di Sekitar Kawah Putih, G. Patuha Bandung,** Makalah Seminar Di Puslit Limnologi-LIPI, Cibinong, 5p.
- Warren L. A., A. P. Zimmerman. 1994. **Suspended particulate oxides and organic matter interactions in trace metal sorption reactions in a small urban river.** *Biogeochemistry* 23: 21–34
- Wentsel, R., A. Mc Intosh and V. Anderson. 1977. **Sediment Contamination and benthic macroinvertebrate distribution in a metal impacted lake.** *Environ. Pollut* 14: 187-192.
- Whittman G. T. W. 1983. **Chapter B, Toxic Metal,** in: U. Förstner and G. T. W. Whittman: **Metal Pollution in The Aquatic Environment.** Springer-Verlag, Germany, 3-68.
- Winner, R. W., M. W. Bossel, M. P. Farrell. 1980. **Insect community Structure as an index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 647-655.