

PENGOLAHAN AIR LIMBAH INDUSTRI KARTON BOKS DENGAN INTEGRASI *UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BED REACTOR (UASB)* DAN ELEKTROKOAGULASI-FLOTASI

CORRUGATED CARDBOARD INDUSTRY WASTEWATER TREATMENT BY AN INTEGRATED METHOD OF UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BED AND ELECTROCOAGULATION-FLOTATION REACTORS

Aris Mukimin, Hanny Vistanty, Novarina Irnaning Handayani
Balai Besar Teknologi Pencegahan Pencemaran Industri
Jl. Ki Mangunsarkoro no. 6, Semarang

ABSTRACT

In this study, performance of Upflow Anaerobic Sludge Bed and Electrocoagulation-flotation (ECF) reactors treating corrugated cardboard industry wastewater was evaluated under different operating conditions. The UASB unit was initially acclimated to wastewater for 7 days, and the use of two types of substrates, sugar and starch, was investigated. The ECF process with Al and Fe anodes was applied after UASB on varied pH and time of electrolysis and found to be highly effective in improving the effluent quality to comply the limits for discharging to water body. Acclimatization stability of UASB unit was obtained using starch substrate, resulting in 91% of COD removal efficiency. Continuous operation of UASB was then conducted under different OLR and constant HRT (24 h). The COD removal efficiency was unstable in the beginning of process and reached steady-state after 6 days operation at OLR of 25 kg COD/m³ d with highest COD removal efficiency of 94%. ECF process was then carried out using Fe and Al anodes, with COD removal efficiency of 95% and 83% for Fe and Al anodes, respectively, after 30 min of electrolysis. The optimum pH of ECF process was 7.5 and 6 or 9 for Al and Fe anode, respectively. Sludge produced was about 4 kg/m³ and 5 kg/m³ for Al and Fe anode, respectively, with energy consumption cost ranged between 4.5 to 18 kWh/m³ and electrode consumption was 0.17 Kg Al/m³ and 0.515 Kg Fe/m³. The result of this study indicated that the integrated method of UASB and ECF could be applied as an effective treatment for corrugated cardboard industry wastewater.

Keywords : Integrated method, electrochemical, UASB, corrugated cardboard wastewater

ABSTRAK

Penelitian ini bertujuan untuk mengevaluasi performa dari integrasi *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* (UASB) dan elektrokoagulasi-flotasi (ECF) untuk mengolah limbah industri karton boks pada berbagai kondisi operasi. Unit UASB diaklimatisasi dengan air limbah selama 7 hari, dan penggunaan dua jenis substrat, yaitu gula dan pati, dievaluasi. Proses ECF dilakukan terhadap effluent UASB dengan menggunakan anoda Al dan Fe pada berbagai pH dan waktu elektrolisis, dan sangat efektif dalam meningkatkan kualitas effluent hingga memenuhi batasan pembuangan air limbah ke badan air. Aklimatisasi mencapai kondisi stabil dengan menggunakan substrat pati, dengan hasil efisiensi penyisihan COD sebesar 91%. Kemudian operasional UASB secara kontinyu dilakukan pada berbagai OLR dan HRT konstan (24 jam). Efisiensi penurunan COD tidak stabil pada awal proses namun dapat mencapai kondisi *steady-state* setelah 6 hari operasional pada OLR 25 kg COD/m³ hari dengan efisiensi penurunan COD 94%. Proses ECF kemudian dilakukan dengan menggunakan anoda Fe dan Al, mencapai efisiensi penurunan COD 95% (anoda Fe) dan 83% (anoda Al) setelah 30 menit elektrolisis. pH optimum untuk proses ECF adalah 7,5 (Fe) dan 6 atau 9 (Al). *Sludge* yang dihasilkan sebanyak 4 kg/m³ (Al) dan 5 kg/m³ (Fe), dengan biaya konsumsi energi berkisar antara 4,5 hingga 18 kWh/m³ dan konsumsi elektroda sebanyak 0,17 kg Al/m³ dan 0,515 kg Fe/m³. Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa integrasi UASB dan ECF dapat diaplikasikan sebagai pengolahan air limbah industri karton boks yang efektif.

Kata kunci : metode integrasi, elektrokimia, UASB, air limbah industri karton boks

PENDAHULUAN

Industri karton boks merupakan salah satu jenis industri yang memproduksi kardus melalui dua tahapan proses, yaitu: proses penggabungan kertas karton dan proses *finishing*, yang mencakup pencetakan, pelipatan, dan pemotongan kotak boks hingga didapatkan produk boks akhir. Air limbah yang dihasilkan bersifat unik karena mengandung bahan organik yang berasal dari proses pembersihan mesin korugator (mesin penghasil lem), sisa tinta dari proses pembersihan mesin cetak (*flexographic*

ink), sisa resin dari fotopolimer dan minyak.¹ Air limbah ini memiliki kandungan organik dan anorganik yang tinggi, yang ditunjukkan oleh nilai BOD (*Biochemical Oxygen Demand*) dan COD (*Chemical Oxygen Demand*) yang tinggi.²⁻⁴

Beberapa tahun belakangan, pengolahan air limbah ini telah banyak dipelajari. Beberapa peneliti telah melakukan pengolahan secara fisika-kimia, seperti teknologi koagulasi dengan bahan kimia dan koagulasi-elektroflotasi.^{2,5,6} Akan tetapi, teknologi tersebut tidak dapat diaplikasikan secara optimum untuk pengolahan limbah industri karton boks karena tidak mampu mendegradasi komponen organik, dan hanya mengolah tinta yang terkandung di dalam air limbah.^{7,8} Penggunaan koagulan kimia juga dihindari karena dapat mencemari badan air dan berdampak pada kesehatan manusia.⁷ Penelitian lain juga mempelajari pengolahan limbah dengan teknologi biologi. Teeratitayangkul dan Sopajaree⁴ mendesain reaktor *Upflow Anaerobic Filter* untuk mengolah air limbah industri karton boks, namun efisiensi penurunan COD yang dicapai masih belum memuaskan (40,5% - 48,3%).

Berdasarkan hasil dari penelitian-penelitian tersebut, maka perlu dikembangkan metode baru untuk mengolah air limbah industri karton boks. Metode integrasi teknologi biologi dan elektrokimia merupakan salah satu pilihan yang cukup menjanjikan, yang menggabungkan kelebihan dari kedua teknologi tersebut. Pengolahan limbah dengan integrasi teknologi biologi dan kimia telah banyak dipelajari sebelumnya.⁹⁻¹¹ Sebagai contoh, Sklyar dkk menggabungkan teknologi *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* dan koagulasi untuk mengolah limbah industri tapioka dan memperoleh efisiensi pengolahan yang tinggi.¹² Mereka menjelaskan bahwa komponen-komponen yang bersifat *biodegradable* akan terdegradasi oleh proses biologi, dan proses koagulasi akan menurunkan komponen *non-biodegradable* dalam air limbah melalui pembentukan senyawa koagulan oleh elektroda.¹³

Teknologi *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* telah dipelajari dalam beberapa penelitian. Penelitian sebelumnya telah mengaplikasikan UASB untuk mengolah limbah peternakan babi dan industri bir.^{14,15} UASB merupakan teknologi yang potensial dalam mengolah air limbah beban organik tinggi dengan HRT yang lebih singkat (*Hydraulic Retention Time*) karena mampu membentuk granul dengan retensi biomassa yang tinggi.¹⁶ Teknologi elektrokoagulasi-flotasi menggunakan prinsip elektrokimia yang mendegradasi limbah dengan membentuk gugus koagulan melalui peluruhan *sacrificial anode*. Teknologi ini telah banyak diaplikasikan dalam pengolahan air limbah dengan efisiensi tinggi.¹⁷⁻¹⁹

Tujuan dari studi ini adalah mempelajari performa dari integrasi metode biologi (UASB) dan fisika-kimia (elektrokoagulasi-flotasi) dalam mengolah air limbah industri karton boks. Untuk itu, percobaan UASB dilakukan dengan menggunakan skala laboratorium, sedangkan reaktor elektrokoagulasi-flotasi disusun dengan menggunakan aluminium dan besi sebagai *sacrificial electrode*.

METODE PENELITIAN

Sampel air limbah yang digunakan sebagai bahan studi penelitian ini berasal dari industri karton boks yang berada di Indonesia. Air limbah tersebut bersumber dari empat proses produksi, yaitu: fotopolimer, korugator, lem jadi, dan tinta. Karakteristik air limbah yang dihasilkan oleh industri dapat dilihat pada

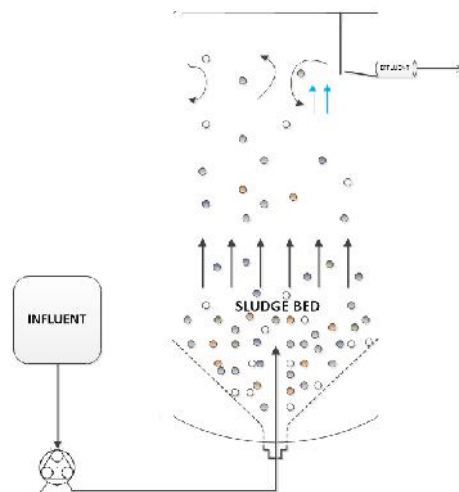
tabel 1. Sampel air limbah diambil pada dua waktu pengambilan yang berbeda, dengan kondisi proses produksi yang berlainan. Sebagian besar sampel air limbah berasal dari limbah tinta fleksografi berbasis air (*water-based flexographic ink*) (Tabel 1). Tinta tersebut merupakan campuran dari satu atau lebih pigmen (bahan warna) dengan kopolimer *methyl-methacrylate* sebagai *binder* dan menggunakan bahan aditif lainnya, seperti *cosolven*, *wax polietilen*, *wetting agent*, *defoamer* dan air sebagai *carrier*.

Tabel 1. Karakteristik air limbah industri karton boks

| No | Air limbah | Nilai COD (mg/L) | | pH | Komposisi (%) |
|----|-------------|------------------|------|------|---------------|
| | | 1 | 2 | | |
| 1 | Fotopolimer | 560 | 9088 | 7,36 | 0,3 |
| 2 | Lem RXP | 8800 | 5397 | 4,25 | 5,6 |
| 3 | Korugator | 1000 | 5716 | 5,23 | 18,8 |
| 4 | Tinta | 480 | 498 | 5,93 | 75,3 |

Unit Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor (UASB)

Unit reaktor *Upflow Anaerobic Sludge Bed* terbuat dari bahan kaca akrilik berbentuk silinder dengan diameter 190 mm, tinggi total 380 cm dan volume reaksi 5.200 mL (Gambar 1). Bagian bawah unit tersebut berbentuk limas dengan ujung bawah mengerucut sebagai saluran *intake*. Pompa peristaltik (Cole Parmer Masterflex L/S 7518-62) dihubungkan ke titik *intake* untuk mengatur kecepatan aliran *influent*. Posisi titik outlet berada di salah satu sisi dari unit, yang dilengkapi dengan sekat untuk mencegah terikutnya suspensi ke dalam *effluent*.



Gambar 1. Unit *Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor* (UASB)

Start-up, aklimatisasi, dan proses kontinyu UASB

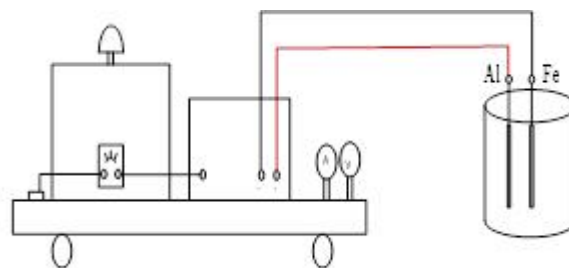
Percobaan dilakukan melalui tiga tahapan, yaitu *start-up*, aklimatisasi, dan pengolahan kontinyu. Dalam tahapan *start-up*, 350 g inokulum, 10% air limbah, dan 5 g gula ditambahkan ke dalam reaktor. Reaktor dioperasikan dengan laju alir 7 mL/menit dan disirkulasi selama dua hari. Aklimatisasi dilakukan selama tujuh hari dengan HRT 24 jam, dengan mengevaluasi efisiensi gula (0,5 g/L) dan pati (12 g/L) sebagai substrat utama. Air limbah dan substrat diumpan ke reaktor pada berbagai OLR dan konstan HRT

(24 jam). Proses kontinyu dilakukan setelah tahapan aklimatisasi mencapai kondisi *steady-state* berdasarkan pencapaian efisiensi penurunan COD (selisih COD kurang dari 10%). Substrat dengan efisiensi terbaik digunakan dalam proses kontinyu.

Setelah aklimatisasi, air limbah dan substrat (0,6 g/L) diumpun ke reaktor secara kontinyu dengan HRT konstan (24 jam). Untuk memastikan kecukupan nitrogen dan fosfor untuk mikroorganisme anaerob, makronutrien ditambahkan dengan rasio COD:N:P sebesar 350:7:1. Sampel diambil setiap hari dari titik influen dan efluen reaktor. Performa reaktor UASB dievaluasi dengan menggunakan nilai COD dan efisiensi penurunan COD.

Elektrokoagulasi-flotasi (ECF)

Proses elektrokoagulasi-flotasi dilakukan dalam sebuah sel elektrolisis sehingga dapat menjamin berlangsungnya dua proses penting, yaitu elektrokoagulasi dan flotasi. Dua pasang sel elektroda yang berjarak 3 cm ditempatkan dalam ruang elektrolisis dengan plat alumunium berukuran 15 cm x 24 cm sebagai anoda dan plat besi berukuran sama sebagai katoda. GW Instek SPS-3610 dihubungkan dengan elektroda Al dan Fe sebagai sumber arus DC. Visualisasi konfigurasi dari peralatan elektrokoagulasi-flotasi dapat dilihat pada gambar 2.



Gambar 2. Peralatan elektrokoagulasi-flotasi dengan elektroda aluminium dan besi

Proses Elektrokoagulasi-flotasi (ECF)

Air limbah industri karton boks terolah dari reaktor *upflowanaerobic sludge bed* (UASB) kemudian diolah dengan peralatan elektrokoagulasi-flotasi secara *batch*. Arus DC dialirkan ke elektroda pada tegangan 35 V selama 20 menit. Koagulan yang terbentuk oleh arus listrik akan mengadsorpsi polutan untuk kemudian terflotasi ke permukaan. Hasil proses elektroflotasi ditentukan dengan mengukur kandungan COD dari air limbah yang telah terkoagulasi. Efisiensi reaktor ditentukan berdasarkan nilai reduksi COD sebelum dan setelah proses elektrokoagulasi. Kondisi optimum proses diinvestigasi dengan melakukan variasi tegangan dan waktu elektrolisis.

Analisis

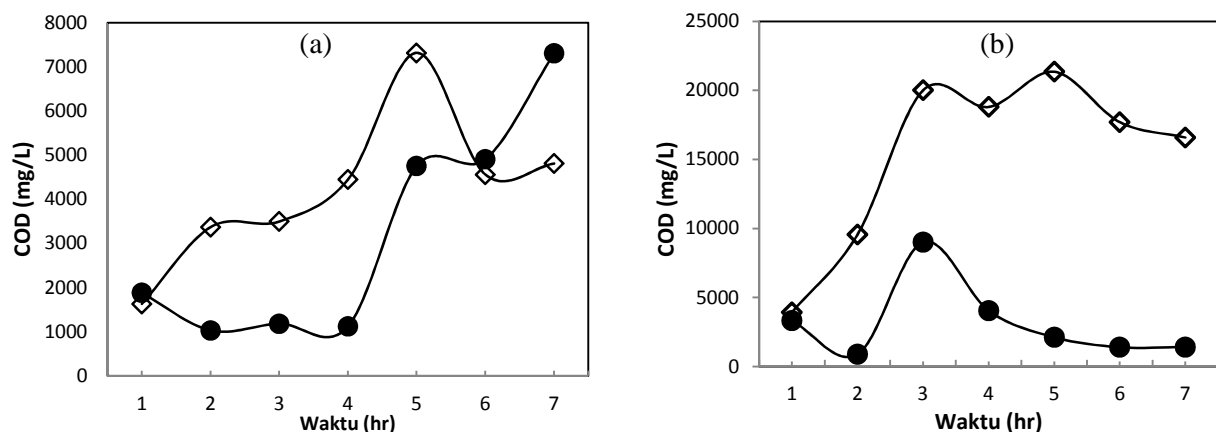
Efisiensi penurunan kandungan polutan dievaluasi melalui pengukuran parameter COD selama operasional reaktor, dengan metode refluks tertutup menggunakan COD Reaktor Hanna HI 839800 dan mengacu pada *Standard Method*. Pengukuran parameter pendukung lainnya pada awal dan akhir proses

operasional reaktor, dimana parameter BOD_5 (*Biochemical Oxygen Demand*) dianalisis dengan metode Winkler, dan TSS (*Total Suspended Solids*) serta TDS (*Total Dissolved Solids*) dianalisis dengan metode gravimetri dengan mengacu pada *Standard Method*.²⁰

HASIL DAN PEMBAHASAN

Efek substrat terhadap performa proses aklimatisasi

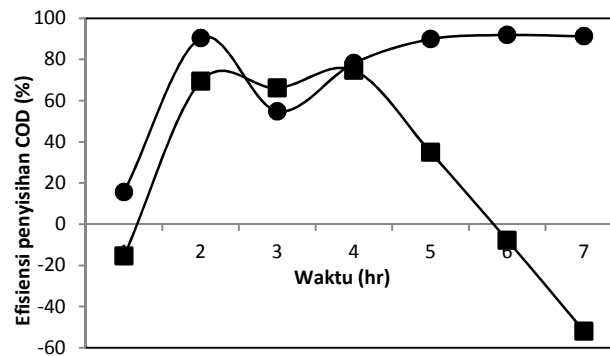
Kinerja proses aklimatisasi anaerob dengan substrat gula dan pati dapat dievaluasi melalui parameter COD. Seperti yang terlihat pada Gambar 3 dan 4, aklimatisasi anaerob dengan substrat pati memberikan performa penurunan COD yang lebih baik jika dibandingkan dengan substrat gula. Pada penggunaan substrat gula, efisiensi penurunan COD maksimum hanya mencapai 70% di hari ke empat dan terus menurun hingga hari ke tujuh, dimana $COD_{effluent}$ (COD_e) terus mengalami kenaikan hingga melebihi $COD_{influen}$ (COD_i). Sementara ketika menggunakan substrat pati, efisiensi penurunan COD mulai mengalami kenaikan dari hari ke tiga hingga hari ke tujuh, dimana efisiensi penurunan COD mencapai 95% (Gambar 3). Proses aklimatisasi dengan substrat pati diasumsikan selesai pada hari ke tujuh, karena nilai efisiensi penurunan COD pada tiga siklus HRT tidak jauh berbeda (kurang dari 10%), sehingga dapat diasumsikan bahwa sistem anaerob telah mencapai kondisi *pseudo steady-state*.²¹



Gambar 3. COD influen () dan COD effluen () versus waktu pada proses aklimatisasi dengan substrat gula (a) dan pati (b).

Efisiensi penurunan COD pada proses aklimatisasi ditunjukkan pada gambar 4. Aklimatisasi dengan substrat pati menunjukkan penurunan COD yang lebih tinggi dibandingkan gula. Substrat gula hanya mampu mencapai efisiensi 70% pada hari ke empat dan terus menurun hingga hari ke tujuh. Kedua substrat tersebut digunakan karena bersifat mudah terdegradasi, karbohidrat terlarut yang tidak menghambat proses degradasi anaerob dan lebih stabil.²²⁻²⁵ Penggunaan substrat akan membantu proses degradasi karena menghasilkan metabolit intermediat dan berfungsi sebagai sumber karbon yang dibutuhkan untuk memperbanyak sel bakteri anaerob.²⁶ Namun, di sisi lain, gula yang mudah terhidrolisa akan mempercepat tahapan *acidogenesis* dan tidak diimbangi dengan *methanogenesis*, yang prosesnya lebih lambat, sehingga terjadi *overload* metabolit. Hal ini juga sesuai dengan hasil penelitian Lima dkk²⁸ dan Penteado dkk²⁹ yang menyatakan adanya ketidakstabilan dari reaktor UASB dengan substrat sukrosa. Sementara, substrat pati menunjukkan performa yang meningkat dan mencapai efisiensi penurunan COD

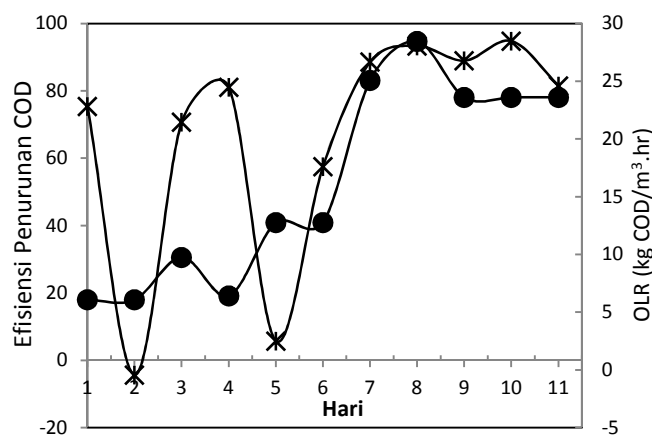
hingga 95%. Hal ini sesuai dengan hasil penelitian lain yang menyatakan bahwa substrat pati lebih mudah digunakan sebagai sumber karbon dalam metabolisme sel mikroba anaerob dan dalam pertumbuhan biomassa.²⁵



Gambar 4. Efisiensi penyisihan COD proses aklimatisasi pada reaktor UASB dengan substrat gula () dan pati ()

Upflow Anaerobic Sludge bed Reactor (UASB) kontinyu

Reaktor UASB dijalankan secara kontinyu dalam mengolah air limbah industri karton boks selama sebelas hari tanpa variasi HRT (24 jam). Gambar 5 menunjukkan bahwa penurunan COD pada tahapan awal proses menunjukkan ketidakstabilan, dimana efisiensi yang dicapai cenderung fluktuatif pada OLR 6-12 kg COD/m³hr. Hal ini kemungkinan disebabkan karena adanya komponen *non-biodegradable* dalam air limbah dari tinta yang menggunakan pigmen dengan komposisi yang bervariasi, seperti senyawa *anisidine*, *quinacridone*, *azo chromophores*, atau gugus *phthalocyanine*, dan derivat aromatisnya yang bersifat toksik bagi sistem anaerob. Hal ini sesuai dengan kajian Saratale dkk,³⁰ yang menyebutkan bahwa perubahan struktur kimia dari zat warna akan secara signifikan mempengaruhi tingkat biodegradabilitas dan reduksi warna dari suatu limbah.



Gambar 5. Efisiensi Penurunan COD (x) dan OLR () UASB

Ketika OLR meningkat hingga mencapai 23 – 28 kg COD/m³hr, sistem UASB menunjukkan peningkatan performa yang stabil dengan mencapai efisiensi penurunan COD hingga 94%. Hal ini dimungkinkan karena mikroba telah mampu beradaptasi dengan komponen-komponen rekalsitran di dalam limbah dan secara alamiah membentuk *strain* baru yang memiliki resistansi tinggi dan mampu mendegradasi komponen tersebut melalui mekanisme enzim biotransformasi.^{30,31}

Efisiensi elektrokoagulasi-flotasi

Efisiensi reduksi COD

Kualitas air limbah keluaran dari unit UASB masih belum memenuhi persyaratan baku mutu, sehingga diperlukan pengolahan lanjutan. Teknologi elektrokoagulasi-flokulasi diaplikasikan terhadap air limbah terolah karena mempunyai kinerja tinggi, sederhana dan mudah pengoperasian. Hasil pengolahan dapat dilihat pada tabel 2.

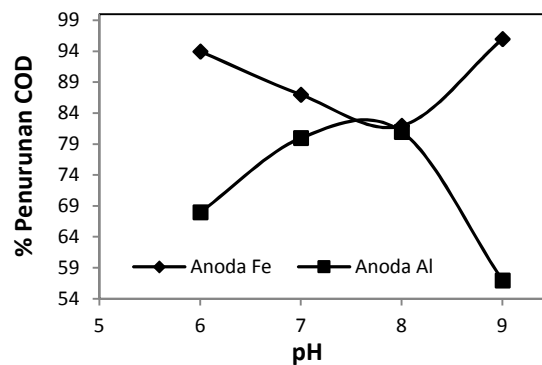
Tabel 2. Penurunan COD oleh proses elektrokoagulasi-flotasi

| No | COD Awal | COD Akhir | % Penurunan COD |
|----|----------|-----------|-----------------|
| 1 | 248 | 46 | 81 |
| 2 | 224 | 49 | 78 |
| 3 | 217 | 67 | 70 |
| 4 | 150 | 44 | 71 |

Proses elektrokoagulasi air limbah terolah UASB berlangsung secara efektif. Penurunan COD sangat besar, mencapai 70% sampai 81%. Hal ini menunjukkan bahwa polutan yang tersuspensi atau terlarut dapat terdestabilisasi oleh koagulan yang terbentuk dalam proses elektrolisis. Transfer muatan yang berlangsung pada media elektrolit dapat merusak kelarutan polutan sehingga terjadi interaksi dengan koagulan. Nilai akhir COD yang berada pada 44 – 67 mg/L menegaskan bahwa teknologi elektrokoagulasi-flotasi dapat diterapkan sebagai pengolahan lanjut dari UASB.

Parameter optimum operasi

Pengaruh pH dan jenis anoda terhadap kinerja elektrokoagulasi-flotasi dikaji melalui percobaan pada pH 6 hingga 9. Gambar 6 menunjukkan secara jelas efek kedua parameter tersebut terhadap kinerja elektrokoagulasi-flotasi.



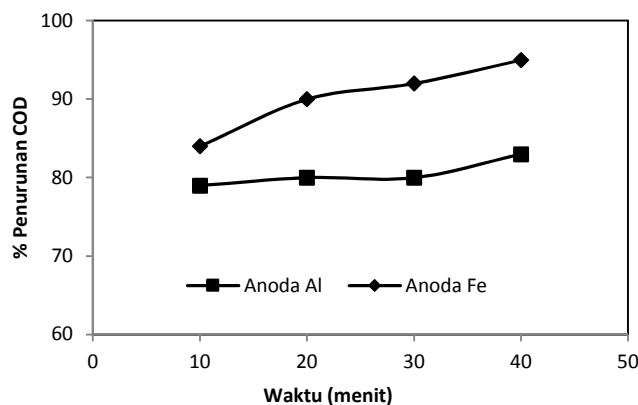
Gambar 6. Persen penurunan COD sebagai fungsi pH dengan anoda Al () dan Fe () pada waktu elektrolisis 30 menit dan tegangan 30 V

Kemampuan reduksi COD pada anoda Al mencapai kondisi optimum pada pH sekitar 7,5 dan rendah untuk pH di bawah 6,5 atau di atas 8,5. Kecenderungan ini disebabkan oleh tingkat kelarutan trivalen kation aluminium/Al(III) yang sangat tergantung pada pH. Zongo menyebutkan bahwa pH pengendapan optimum atau kelarutan terkecil untuk spesies Al(III) pada daerah 6,5 – 7,5 dan akan menjadi besar pada pH di bawah 5 atau lebih dari 8.³² Kelarutan yang besar dari trivalen

aluminium/Al(III) akan menyebabkan produksi koagulan menjadi rendah yang berarti adsorpsi dan agregasi polutan akan menurun. Sementara itu kemampuan reduksi COD dengan anoda Fe mencapai optimal pada pH 6 atau 9 dan sedikit menurun untuk pH 7 – 8. Kelarutan trivalen kation besi yang kecil dengan rentang pH yang luas, yaitu di atas 5 menjadikan anoda Fe cukup efektif bekerja sebagai koagulan. Zongo juga telah menyebutkan bahwa daerah pH di atas lima merupakan kelarutan Fe(III) sangat rendah. Reduksi COD yang cenderung lebih kecil pada pH 7 – 8 dipengaruhi oleh dua hal, yaitu (1) transfer muatan yang akan lebih melambat karena sifat netralitas elektrolit atau konduktivitas larutan yang rendah dan (2) evolusi O₂ dan H₂ yang akan menurun pada daerah kurang asam atau basa sehingga memperkecil difusi polutan atau koagulan dan daya flotasi pemisahan polutan teradsorpsi koagulan.

Persen penurunan COD sebagai fungsi waktu

Efektivitas penurunan COD oleh proses elektrokoagulasi sangat dipengaruhi oleh waktu. Elektrolisis yang semakin lama akan semakin memperbanyak koagulan yang terbentuk sehingga potensi kontak dengan polutan semakin besar. Gambar 7 menunjukkan kecenderungan efektivitas penurunan COD yang dipengaruhi waktu untuk anoda Fe dan Al.

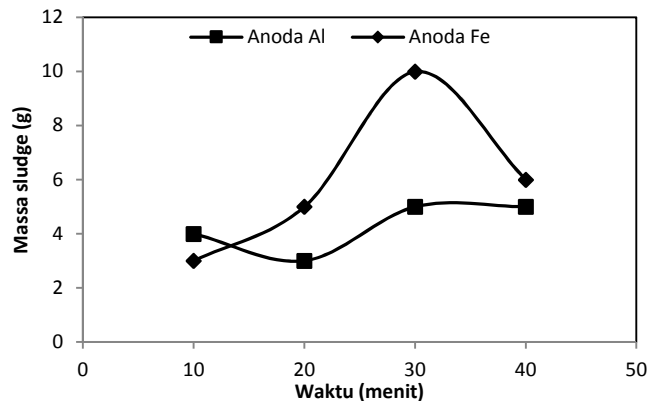


Gambar 7. Persen reduksi COD sebagai fungsi waktu elektrolisis

Penambahan waktu elektrolisis akan meningkatkan daya penurunan COD untuk anoda Fe tetapi hal yang sama tidak terjadi untuk anoda Al. Meningkatnya daya reduksi COD dari anoda Fe dipengaruhi oleh kuantitas flok feri hidroksi yang semakin besar. Khandegar³³ menyebutkan efisiensi reduksi polutan meningkat dengan bertambahnya waktu elektrolisis, tapi diatas kondisi optimum maka efisiensi akan konstan dan reduksi tidak akan meningkat dengan penambahan waktu elektrolisis. Selain itu kondisi pH basa yang diaplikasikan akan efektif menambah daya pemisahan polutan teragegrat oleh oksigen yang semakin banyak terbentuk pada kondisi ini. Berbeda halnya anoda Al, dimana kuantitas aluminium hidroksi telah cukup diproduksi dalam waktu 10 menit untuk sebanding dengan jumlah polutan yang siap berinteraksi. Phalakornkule menyebutkan bahwa efektivitas reduksi polutan anoda Fe lebih baik dibanding Al berdasarkan pada : (1) partikel dasar Al terlihat menggembung dan tidak padat, (2) flok Al hidroksi mempunyai resistensi tinggi dan (3) konsumsi energi anoda Al lebih besar.³⁴

Sludge dan biaya

Analisis biaya memegang peranan penting dalam proses pengolahan limbah. Komponen biaya utama dari proses ECF meliputi biaya konsumsi energi, material yang terlarut (elektroda), pengolahan *sludge*, pembuangan *sludge* dan bahan kimia tambahan lainnya (untuk penyesuaian pH larutan). Berdasarkan kondisi operasi yang diaplikasikan pada penelitian ini, biaya konsumsi energi berkisar antara 4,5 – 18 kWh/m³, sementara konsumsi elektroda sebanyak 0,17 kg Al/m³ dan 0,515 kg Fe/m³. Sludge yang dihasilkan dari proses ECF sebanyak 5 kg/m³ untuk reaktor dengan anoda besi dan 4 kg/m³ untuk anoda aluminium, seperti yang ditunjukkan pada Gambar 8. Produksi sludge yang lebih banyak pada anoda besi disebabkan oleh berat molekul Fe yang lebih tinggi dan respon arus yang lebih besar.



Gambar 8.Produksi sludge sebagai fungsi waktu elektrolisis

KESIMPULAN

Pengolahan air limbah industri karton boks dilakukan dengan mengaplikasikan integrasi teknologi UASB dan ECF. Proses UASB dengan susbtrat pati menunjukkan efektivitas tinggi dalam menurunkan polutan yang terkandung dalam air limbah, hingga mencapai efisiensi penurunan COD 94% dalam 7 hari. Namun efluen dari UASB masih belum dapat memenuhi baku mutu untuk dibuang ke badan air, sehingga masih diperlukan pengolahan lanjutan. Proses ECF diaplikasikan untuk mengolah keluaran UASB dan menunjukkan efisiensi penurunan COD yang tinggi (96%) dengan menggunakan elektroda besi pada pH 6 atau 9 dengan waktu elektrolisis selama 30 menit. Teknologi ECF dapat diterapkan sebagai *post-treatment* dari efluen UASB sehingga diperoleh sistem dengan performa tinggi, dengan biaya konsumsi energi 4,5 – 18 kWh/m³, konsumsi elektroda 0,515 kg Fe/m³ dan menghasilkan sludge sebanyak 5 kg/m³.

DAFTAR PUSTAKA

1. Gilboa, Y. Treatment of cardboard plant wastewater. *Filtr. Sep.* **36**, 20–22 (1999).
2. Mansour, L. Ben & Kesentini, I. Treatment of effluents from cardboard industry by coagulation-electroflotation. *J. Hazard. Mater.* **153**, 1067–1070 (2008).
3. Renault, F. *et al.* Chitosan flocculation of cardboard-mill secondary biological wastewater. *Chem. Eng. J.* **155**, 775–783 (2009).
4. Teeratitayankul, P. & Sopajaree, K. COD Removal of Cardboard Factory Wastewater by Upflow Anaerobic Filter. *Third C. Grad. Res. Conf.* 434–438 (2010).

5. Karabacakolu, B. & Tezaklı, F. Reduction of COD from Corrugated Box Manufacturing Plant Wastewater using Chemical Coagulation. *J. Selçuk Univ. Nat. Appl. Sci.* 936–945 (2014).
6. Fendri, I., Khannous, L., Timoumi, A., Gharsallah, N. & Gdoura, R. Optimization of coagulation-flocculation process for printing ink industrial wastewater treatment using response surface methodology. *African J. Biotechnol.* **12**, 4819–4826 (2013).
7. Roussy, J., Chastellan, P., Van Vooren, M. & Guibal, E. Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. *Water SA* **31**, 369–376 (2005).
8. Chayada, L., Suchapa, N., Pontakorn, K. & Wachirawich, V. Wastewater Treatment For Flexographic Printing Factory by Adsorption with Corn Cob Charcoal. *ACA* 323–326 (2013).
9. Aiyuk, S., Amoako, J., Raskin, L., Haandel, A. Van & Verstraete, W. Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment , integrated treatment concept. *Water Res.* **38**, 3031–3042 (2004).
10. Taylor, P., Blonskaja, V. & Zub, S. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management Possible ways for post - treatment of biologically treated wastewater from yeast factory. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* **17**, 189–197 (2009).
11. Kalyuzhnyi, S., Gladchenko, M., Starostina, E., Shcherbakov, S. & Versprille, B. Integrated biological (anaerobic – aerobic) and physico-chemical treatment of baker ' s yeast wastewater. *Water Sci. Technol.* **52**, 19–23 (2005).
12. Sklyar, V., Epov, A., Gladchenko, M., Danilovich, D., K. S. Combined biologic (anaerobic-aerobic) and chemical treatment of starch industry wastewater. *Appl. Biochem. Biotechnol.* **109**, 253–262 (2003).
13. Emamjomeh, M. M. & Sivakumar, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management* **90**, 1663–1679 (2009).
14. Sánchez, E., Borja, R., Travieso, L., Martín, A. & Colmenarejo, M. F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. *Bioresour. Technol.* **96**, 335–344 (2005).
15. Ahn, Y. H., Min, K. S. & Speece, R. E. Pre-acidification in anaerobic sludge bed process treating brewery wastewater. *Water Res.* **35**, 4267–4276 (2001).
16. Liu, Y., Xu, H. Lou, Yang, S. F. & Tay, J. H. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Res.* **37**, 661–673 (2003).
17. Boroski, M. *et al.* The effect of operational parameters on electrocoagulation-flotation process followed by photocatalysis applied to the decontamination of water effluents from cellulose and paper factories. *J. Hazard. Mater.* **160**, 135–141 (2008).
18. Prica, M. *et al.* The electrocoagulation/flotation study: The removal of heavy metals from the waste fountain solution. *Process Saf. Environ. Prot.* **94**, 262–273 (2015).
19. Zodi, S., Merzouk, B., Potier, O., Lopicque, F. & Leclerc, J. P. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. *Sep. Purif. Technol.* **108**, 215–222 (2013).

20. APHA, (American Public Health Association). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. **16th ed**, Washington DC, USA (1999).
21. Oktem, Y. A., Ince, O., Sallis, P., Donnelly, T. & Ince, B. K. Anaerobic treatment of a chemical synthesis-based pharmaceutical wastewater in a hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Bioresour. Technol.* **99**, 1089–1096 (2008).
22. Noike, T., Endo, G., Chang, J. E., Yaguchi, J. & Matsumoto, J. Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. *Biotechnol. Bioeng.* **27**, 1482–1489 (1985).
23. Fontes Lima, D. M., Moreira, W. K. & Zaiat, M. Comparison of the use of sucrose and glucose as a substrate for hydrogen production in an upflow anaerobic fixed-bed reactor. *Int. J. Hydrogen Energy* **38**, 15074–15083 (2013).
24. Gavala, H. N. & Lyberatos, G. Influence of anaerobic culture acclimation on the degradation kinetics of various substrates. *Biotechnol. Bioeng.* **74**, 181–195 (2001).
25. Xia, Y., Cai, L., Zhang, T. & Fang, H. H. P. Effects of substrate loading and co-substrates on thermophilic anaerobic conversion of microcrystalline cellulose and microbial communities revealed using high-throughput sequencing. in *International Journal of Hydrogen Energy* **37**, 13652–13659 (2012).
26. Gerardi, M. *The microbiology of anaerobic digesters*. Vasa (2003). doi:10.1002/0471468967
27. A, R. Alkalinity considerations with respect to anaerobic digester. *5th Forum Applied Biotechnol.* 1499–1514 (1991).
28. Fontes Lima, D. M. & Zaiat, M. The influence of the degree of back-mixing on hydrogen production in an anaerobic fixed-bed reactor. *Int. J. Hydrogen Energy* **37**, 9630–9635 (2012).
29. Penteado, E. D., Lazaro, C. Z., Sakamoto, I. K. & Zaiat, M. Influence of seed sludge and pretreatment method on hydrogen production in packed-bed anaerobic reactors. *Int. J. Hydrogen Energy* **38**, 6137–6145 (2013).
30. Saratale, R. G., Saratale, G. D., Chang, J. S. & Govindwar, S. P. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* **42**, 138–157 (2011).
31. Saratale, G., Kalme, S., Bhosale, S. & Govindwar, S. Biodegradation of kerosene by *Aspergillus ochraceus* NCIM-1146. *J. Basic Microbiol.* **47**, 400–405 (2007).
32. Zongo, I. *et al.* Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. *J. Hazard. Mater.* **169**, 70–76 (2009).
33. Khandegar, V. & Saroha, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. *J. Environ. Manage.* **128**, 949–963 (2013).
34. Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B. & Nuyut, T. Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. *J. Environ. Manage.* **91**, 918–926 (2010).