



Activated Carbon from Sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) Bagasse for Removal Ca^{2+} and Mg^{2+} Ions from Well Water

Karbon Aktif dari Ampas Tebu (*Saccharum officinarum* L.) untuk Menghilangkan Ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} dari Air Sumur

Ira Tyas Kurniasari¹, Cucun Alep Riyanto^{1,*}, dan Yohanes Martono

¹) Department of Chemistry, Universitas Kristen Satya Wacana
Jalan Diponegoro No. 52-60 Salatiga 50711 Jawa Tengah-Indonesia

* Corresponding author: cucun.riyanto@uksw.edu

ABSTRACT

Humans need water with good quality to fulfill their needs. Water with high hardness content will have a bad impact if consumed continuously, so the adsorption method is carried out to reduce the concentration of Ca^{2+} and Mg^{2+} ions. The adsorption process uses sugarcane bagasse activated carbon (SBAC) and the tested water sample is well water in District Jati, Kudus. Synthesis of SBAC was conducted with H_3PO_4 30% as an activator at an impregnation ratio of 1:5 (w/w) at temperature 700°C. The FTIR result showed that SBAC contains O-H, C-H, C=C, $\text{C}\equiv\text{C}$, and C-O as functional groups. Analysis result with the XRD instrument showed that the microstructure of SBAC that is formed is turbostatic structure and amorphous. Modeling isotherm suitable for SBAC adsorption on Ca^{2+} ions is Langmuir isotherm where the R^2 value is 0.9134 which shows that the adsorption process occurs chemically and monolayer. Modeling isotherm suitable for SBAC adsorption on Mg^{2+} ions is Elovich isotherm where the R^2 value is 0.8638 which means that the adsorption process is multilayer and adsorption in non-ideal conditions. Modeling kinetics suitable for SBAC adsorption on Ca^{2+} and Mg^{2+} ions is Pseudo Orde 2 where the R^2 value is 0.9395 and 0.7274. Percent efficiency value of sugarcane activated carbon adsorption of Ca^{2+} dan Mg^{2+} ions on District Jati, Kudus well water is 14.44% and 8.94% and 40 minutes stirring time.

Key words: *activated carbon, hardness, sugarcane bagasse.*

PENDAHULUAN

Air merupakan kebutuhan vital bagi kelangsungan hidup manusia. Air yang layak untuk dikonsumsi harus memenuhi syarat fisik, kimia, dan biologis. Salah satu syarat kimia untuk kualitas air minum adalah kandungan unsur Ca dan Mg dalam air yang biasanya disebut dengan kesadahan air. Air dengan tingkat kesadahan yang tinggi akan membentuk endapan kapur dan memberikan dampak yang

buruk jika digunakan secara terus-menerus. Sebagai contoh, timbulnya kerak pada panci yang digunakan untuk merebus air. Selain itu, masalah kesehatan yang juga ditimbulkan dari kesadahan air yang tinggi yaitu dapat menyebabkan penyumbatan pembuluh darah jantung (*cardiovascular disease*) dan batu ginjal (*urolithiasis*) (Dinora & Purnomo, 2013). Hanya saja, banyak masyarakat Kudus masih

menggantungkan rebusan air sumur sebagai sumber air minum.

Mengingat bahaya yang ditimbulkan, maka diperlukan metode untuk menurunkan kandungan zat kapur dalam air sumur. Salah satu metode yang dapat digunakan adalah adsorpsi dengan menggunakan karbon aktif. Adsorpsi dipilih karena metodenya yang relatif sederhana dan bahan yang digunakan bisa didapat dari sisa – sisa biomassa yang tidak terpakai. Penelitian dari Firdiyono dkk (2012) menunjukkan bahwa jika dibandingkan dengan karbon aktif, zeolit tidak efektif untuk menyerap ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} karena zeolit mengandung senyawa MgO dan CaO , yang ditunjukkan dengan data konsentrasi ion Mg^{2+} awal 0,0324 ppm menjadi 0,0606 ppm dan konsentrasi ion Ca^{2+} awal 0,1960 ppm menjadi 1,4480 ppm. Selain itu Nurhayati, Sutrisno, & Zainudin (2018) berhasil membuat karbon aktif dari ampas tebu dengan karakteristik daya serap I_2 sebesar 46%, kadar air 1%, dan kadar abu 7%, dan sudah sesuai SNI 06-3730-1995. Salah satu bahan yang dapat digunakan adalah ampas tebu, karena ampas tebu merupakan biomassa lignoselulosa yang memiliki kadar karbon tinggi (Hidayati dkk, 2016). Mulai dari konsentrasi Cu(II) 88-500 ppm, penyerapan optimum karbon aktif ampas tebu terjadi pada konsentrasi 360 yaitu sebesar 60% (Nurhayati & Sutrisno, 2014)

Dalam sintesis karbon aktif, dilakukan aktivasi karbon melalui aktivasi fisika dan aktivasi kimia. Pemilihan jenis aktivator akan berpengaruh terhadap kualitas karbon aktif. Menurut Nurbaeti, Prasetya, & Kusumastuti (2018), proses aktivasi bertujuan untuk memperbesar kemampuan adsorpsi dengan mekanisme penghilangan senyawa pengotor yang melekat pada permukaan dan pori – pori karbon. Penelitian tentang aktivasi karbon aktif menggunakan H_3PO_4 pernah dilakukan oleh Adib et al., (2016) yang berhasil membuat karbon aktif dari ampas tebu dengan serapan iodin tertinggi sebanyak 974,96 mg/g pada konsentrasi aktivator 30%.

Berdasarkan penelitian-penelitian sebelumnya, belum dilakukan kajian tentang adsorpsi ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} menggunakan karbon aktif ampas tebu pada air sumur. Oleh karena itu, dalam penelitian ini akan dilakukan sintesis karbon aktif dari ampas tebu menggunakan aktivator H_3PO_4 , menentukan pemodelan isoterm dan kinetika adsorpsi pada ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} , dan menentukan % efisiensi

adsorpsi ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} pada air sumur di kecamatan Jati Kudus.

METODOLOGI

Bahan

Ampas tebu (*Saccharum officinarum* L.), air sumur yang diperoleh dari Kudus, kertas saring (Whatman no 91), H_3PO_4 (E-Merck Germany), NaOH (Merck, in North America). Bahan kimia yang digunakan untuk titrasi meliputi Akuades, karbon aktif standard (Merck), NH_4OH , NH_4Cl , NaCl , indikator EBT dan Murexid, MgCl_2 , CaCl_2 dan EDTA yang masing-masing berderajat teknis diperoleh dari Laboratorium Kimia FSM UKSW.

Alat

Grinder, ayakan 30 mesh, oven, furnace, vakum Buchner, pH meter, buret dan klem, erlenmeyer, labu ukur, gelas ukur, pipet ukur dan volume, gelas *beaker*.

Instrumen

Instrumen yang digunakan adalah Spektrofotometer Inframerah (FT-IR, Shimadzu Prestige 21, Universitas Gadjah Mada) dan Difraktometer Sinar-X (XRD, PANalytical X'Pert Pro, Universitas Negeri Malang)

Prosedur

Sintesis Karbon Aktif Ampas Tebu (AT)

Sebelum digunakan, ampas tebu dibersihkan dari debu dan kerikil menggunakan air dan dikeringkan di bawah sinar matahari hingga mengering. Ampas tebu yang telah kering dihaluskan dengan menggunakan *grinder* dan di saring pada saringan 30 mesh. Serbuk ampas tebu yang berukuran 30 mesh dikarbonisasi pada suhu 400°C selama 1 jam. Selanjutnya karbon ampas tebu diimpregnasi dengan H_3PO_4 30% dengan rasio 1:5 (b/b, karbon: H_3PO_4) selama 24 jam. Kemudian sampel dikeringkan dalam oven pada suhu 110°C . Sampel yang telah kering diaktivasi pada suhu 700°C selama 1 jam. Selanjutnya karbon aktif ampas tebu (AT) dinetralkan menggunakan NaOH 1% hingga pH 7 dan dibilas menggunakan akuades untuk menghilangkan garam yang terbentuk. Karbon aktif AT yang telah netral di keringkan menggunakan oven pada suhu 110°C selama 24 jam.

Karakterisasi Karbon aktif

Gugus fungsional karbon aktif ampas tebu dapat diamati menggunakan Spektrofotometer FT-IR pada bilangan gelombang $4000\text{-}400\text{ cm}^{-1}$.

Analisis sifat kristal karbon aktif ampas tebu diuji dengan Difraktometer Sinar-X (XRD).

Titration EDTA (SNI 06-6989.12-2004, 2004 yang dimodifikasi)

a. Kesadahan Total

Disiapkan larutan *buffer* pH 10 dengan menggunakan 1,69 g NH_4Cl dan 28,6 mL NH_4OH dalam labu 50 mL. Selanjutnya, sejumlah 15 mL sampel dicampur dengan 2 mL *buffer* pH 10, dan 30 mg indikator EBT. Larutan sampel tersebut kemudian dititrasi dengan menggunakan larutan EDTA 0,01 M hingga terjadi perubahan warna dari ungu menjadi biru. Kesadahan total di hitung menggunakan rumus sebagai berikut:

$$\text{Kesadahan total} = \frac{1000}{V_{\text{cu}}} \times V_{(a)} \times M_{\text{EDTA}} \times 100 \quad (1)$$

Keterangan:

V_{cu} : volume larutan contoh uji (mL)

$V_{(a)}$: volume rata-rata larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi kesadahan total (mL)

M_{EDTA} : molaritas larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi (mmol/mL)

b. Kadar ion Ca^{2+}

Sejumlah 15 mL sampel diatur pH nya menggunakan NaOH hingga mencapai pH 12 dan ditambahkan seujung spatula indikator murexid. Larutan sampel tersebut kemudian dititrasi menggunakan larutan EDTA 0,01 M hingga terjadi perubahan warna dari merah muda menjadi ungu. Kadar ion Ca^{2+} dihitung menggunakan rumus sebagai berikut :

$$\text{Kadar Ca} = \frac{1000}{V_{\text{cu}}} \times V_{(b)} \times M_{\text{EDTA}} \times 40 \quad (2)$$

Keterangan:

V_{cu} : volume larutan contoh uji (mL)

$V_{(b)}$: volume rata-rata larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi kalsium (mL)

M_{EDTA} : molaritas larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi (mmol/mL)

c. Kadar ion Mg^{2+}

Kadar ion Mg^{2+} dihitung menggunakan rumus sebagai berikut:

$$\text{Kadar Mg} = \frac{1000}{V_{\text{cu}}} \times [V_{(a)} - V_{(b)}] \times M_{\text{EDTA}} \times 24,3 \quad (3)$$

Keterangan:

V_{cu} : volume larutan contoh uji (mL)

$V_{(a)}$: volume rata-rata larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi kesadahan total (mL)

$V_{(b)}$: volume rata-rata larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi kalsium (mL)

M_{EDTA} : molaritas larutan baku Na_2EDTA untuk titrasi (mmol/mL)

Isoterm Adsorpsi (Rolence, Machunda, & Njau, 2014 yang dimodifikasi)

Adsorbat yang digunakan untuk penentuan pemodelan adalah air sadah sintetis 100 ppm yang dibuat dengan melarutkan 0,0979 g CaCl_2 dan 0,0823 g MgCl_2 dalam 1 L akuades. Pemodelan isoterm dilakukan dengan membuat 7 variasi konsentrasi air sadah sintetis yaitu 30, 40, 50, 60, 70, 80, dan 90 ppm. Selanjutnya, sejumlah 25 mL masing-masing variasi dicampurkan dengan 10 mg karbon aktif AT dan diaduk selama 45 menit menggunakan *stirrer*. Adsorbat yang telah teradsorpsi oleh karbon aktif AT diukur konsentrasinya dengan metode titrasi EDTA. Data yang diperoleh selanjutnya dianalisis menggunakan persamaan Langmuir, Elovich, Redlich Peterson, dan Freundlich. Bentuk persamaan pemodelan isoterm Langmuir adalah sebagai berikut:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad (4)$$

Dimana C_e adalah konsentrasi adsorbat (mg/g), K_L adalah konstanta Langmuir yang berhubungan dengan kapasitas adsorpsi (mg/g) (Ayawei, Ebelegi, & Wankasi, 2017).

Bentuk persamaan pemodelan isoterm Elovich adalah sebagai berikut:

$$\ln \frac{q_e}{C_e} = \ln K_E q_m - \frac{q_e}{q_m} \quad (5)$$

Kapasitas adsorpsi maksimum Elovich dapat dihitung dari *slope* dan *intercept* antara $\ln(q_e/C_e)$ versus q_e (Ayawei et al., 2017).

Bentuk persamaan pemodelan Redlich-Peterson adalah sebagai berikut:

$$\ln \frac{C_e}{q_e} = \beta \ln C_e - \ln A \quad (6)$$

Dimana β adalah *slope* dan A adalah *intercept* (Ayawei et al., 2017).

Bentuk persamaan pemodelan Freundlich adalah sebagai berikut:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (7)$$

Dimana K_F adalah kapasitas adsorpsi (L/mg) dan $1/n$ adalah intensitas adsorpsi (Ayawei et al., 2017).

Kinetika Adsorpsi (Maulana, Iryani, & Nashrianto, 2017 yang dimodifikasi)

Adsorbat yang digunakan untuk penentuan pemodelan kinetika adalah air sadah sintetis dengan konsentrasi 70 ppm yang dikontakkan dengan karbon aktif AT seberat 10 mg dalam 25 mL larutan uji dengan variasi waktu pengadukan yaitu 10, 20, 30, 40, 50, 60, dan 70 menit. Adsorbat yang telah teradsorpsi diukur konsentrasinya dengan metode titrasi EDTA. Data yang diperoleh selanjutnya dianalisis menggunakan persamaan Pseudo Orde 2 dan Elovich. Bentuk persamaan pemodelan kinetika Pseudo Orde 2 adalah sebagai berikut:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (8)$$

Dimana V_0 adalah laju adsorpsi awal dan q_e adalah jumlah adsorbat teradsorpsi pada waktu t (Jeyakumar & Chandrasekaran, 2014).

Bentuk persamaan pemodelan Elovich adalah sebagai berikut:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t \quad (9)$$

Dimana q_t adalah jumlah gas yang teradsorpsi pada waktu t , α adalah kontanta desorpsi, dan β adalah laju adsorpsi awal (Holle, Wuntu, & Sangi, 2013).

Bentuk persamaan pemodelan Weber Moris adalah sebagai berikut:

$$\log q_t = \log K_{int} + \frac{1}{2} \log t \quad (10)$$

Dimana K_{int} adalah konstanta laju *Difusi Intrapartikel diffusion*, q_t adalah kapasitas pada waktu t , t adalah waktu dan $1/2$ adalah gradien plot linear (Kurniawati dkk, 2013).

Bentuk persamaan difusi intrapartikel adalah sebagai berikut:

$$q_t = K_d t^{\frac{1}{2}} + C \quad (11)$$

Dimana q_t adalah kapasitas adsorpsi pada waktu t , K_d merupakan tetapan laju difusi ($\text{mg/g.min}^{1/2}$) dan C merupakan *intercept* yang menggambarkan ketebalan lapisan batas (*boundary layer*) (Zulfikar, Widiyansyah, & Setiyanto, 2016)

Efisiensi Adsorpsi Ion Ca^{2+} dan Mg^{2+}

Adsorbat yang digunakan adalah sampel air sumur yang diperoleh di Kecamatan Kudus. Disiapkan 25 mL sampel air kemudian ditambahkan karbon aktif AT sebanyak 10 mg dan di aduk selama 40 menit (dilakukan secara triplo). Sampel yang telah teradsorpsi selanjutnya diukur konsentrasinya menggunakan metode titrasi EDTA.

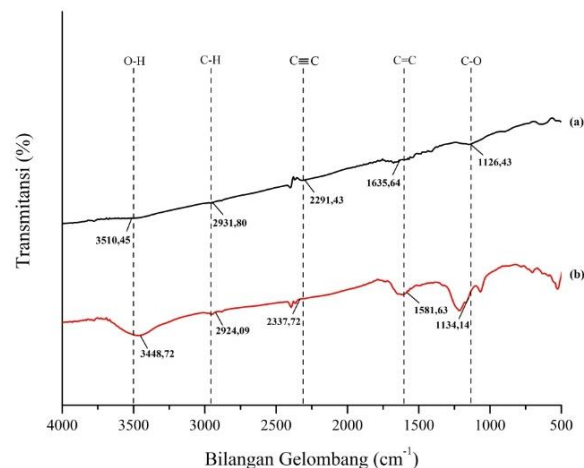
HASIL DAN PEMBAHASAN

Hasil Analisis Gugus Fungsional (FT-IR)

Hasil karakterisasi FT-IR karbon aktif ampas tebu (AT) dengan rasio impregnasi asam fosfat 30% 1:5 b/b yang diaktivasi pada suhu 700°C dan karbon aktif standard dapat dilihat pada Gambar 1.

Pada Gambar 1a menunjukkan beberapa serapan yang muncul pada karbon aktif standard. Pita serapan lebar yang muncul pada bilangan gelombang $3510,45 \text{ cm}^{-1}$ merupakan gugus fungsi OH, yang diperkuat dengan adanya pita serapan pada $1126,43 \text{ cm}^{-1}$ yang menunjukkan adanya vibrasi C-O dari OH sekunder (Wibowo, Syafi, & Pari, 2011). Serapan pada bilangan gelombang $2931,80$

cm^{-1} menunjukkan adanya gugus C-H *stretching vibration* yang masuk dalam kelompok metilen ($=\text{CH}_2$) dan metil ($-\text{CH}_3$) (Yorgun & Yıldız, 2015). Terlihat pula pita serapan pada bilangan gelombang $1635,64$ - $1573,91 \text{ cm}^{-1}$ yang menunjukkan adanya ikatan C=C (aromatik). Puncak pada bilangan gelombang $2337,72$ - $2291,43 \text{ cm}^{-1}$ yang menunjukkan adanya gugus asetilen ($\text{C}\equiv\text{C}$) (Wijaya *et al.*, 2018).

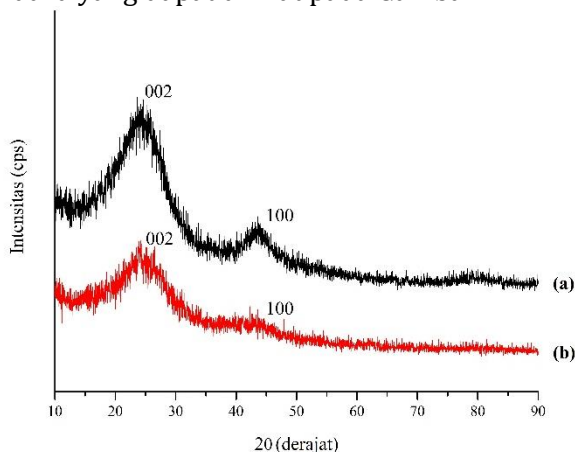


Gambar 1. Spektra FT-IR (a) karbon standard/komersial dan (b) karbon aktif AT pada rasio impregnasi 1:5 b/b dan diaktivasi suhu 700°C .

Pengaruh rasio impregnasi 1:5 b/b dan aktivasi pada suhu 700°C karbon aktif AT dapat dilihat pada Gambar 1b. Hasil menunjukkan bahwa perlakuan karbon aktif AT memberikan pengaruh terhadap terbentuknya beberapa gugus baru dan perbedaan intensitas pada bilangan gelombang tertentu. Vibrasi C-O pada karbon aktif AT yang muncul pada panjang gelombang $1172,72$ - $1126,43 \text{ cm}^{-1}$ dapat diindikasikan sebagai ikatan C-O-P yang terjadi akibat proses aktivasi oleh H_3PO_4 . Hal ini serupa dengan penelitian yang telah dilakukan Hadoun *et al.*, (2013) bahwa vibrasi C-O yang muncul pada 1160 cm^{-1} diindikasikan sebagai ikatan C-O-P. Kemudian muncul puncak kecil pada bilangan gelombang $1041,56 \text{ cm}^{-1}$ yang diduga merupakan vibrasi dari P-O pada gugus P-OH. Adanya gugus tersebut diduga akibat aktivasi menggunakan asam fosfat (Sahara, Sulihingtyas, & Mahardika, 2012). Hasil identifikasi gugus fungsi karbon aktif AT dengan instrumen FTIR mengandung gugus fungsi O-H, C-H, C=C, $\text{C}\equiv\text{C}$, dan C-O. Dengan adanya gugus O-H dan C-O, karbon ampas tebu yang teraktivasi lebih bersifat polar, sehingga dapat digunakan sebagai adsorben untuk zat yang cenderung polar (Wijaya *et al.*, 2018).

Hasil Analisis Kristalinitas (XRD)

Pola XRD yang dihasilkan sampel karbon aktif AT dibandingkan dengan karbon aktif standard yang dapat dilihat pada Gambar 2.



Gambar 2. Pola difraksi sinar-X (a) karbon aktif standard dan (b) karbon aktif AT optimal.

Hasil analisis menunjukkan bahwa pola difraksi karbon aktif AT sangat mirip dengan pola difraksi karbon aktif standard yaitu puncak yang tajam pada sudut 2θ di sekitar $23,61^\circ$ dan

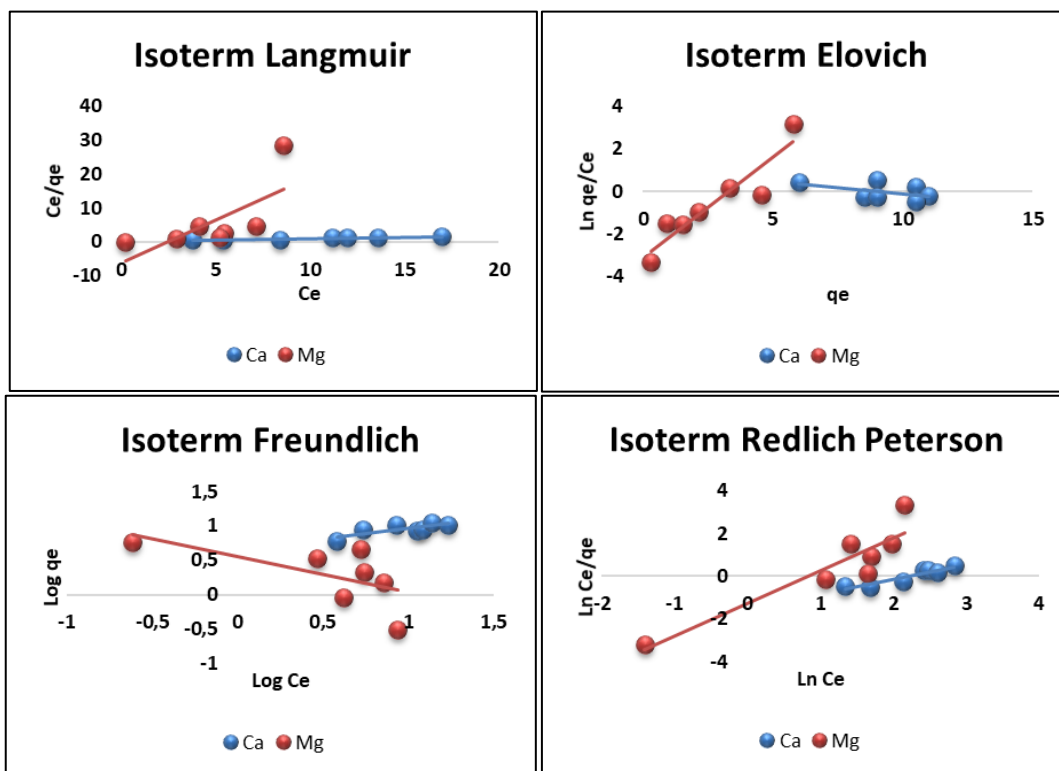
$43,59^\circ$. Perbedaan hanya pada intensitas difraksi karbon aktif AT yang relatif lebih rendah dibanding dengan karbon aktif standard. Struktur mikro karbon aktif yang terbentuk adalah struktur turbostratik yang ditandai dengan puncak mayor dan minor masing-masing pada orientasi bidang (002) dan (100) pada sudut 2θ sekitar $22-25^\circ$ dan $43-45^\circ$ (Hutapea dkk, 2017). Nilai hkl (002) dan (100) yang muncul pada sampel karbon aktif AT membentuk jangkauan sudut yang lebar dan puncak yang landai, hal ini menunjukkan bahwa sampel karbon aktif bersifat *amorf*. Puncak yang muncul pada nilai hkl tersebut (sudut $23,61^\circ$ dan $43,59^\circ$) merupakan penciri grafit pada bidang datar (planar, L) (Darmawan dkk, 2015).

Isoterm Adsorpsi

Empat pemodelan digunakan untuk menentukan mekanisme adsorpsi diantaranya, Langmuir, Elovich, Redlich Peterson, dan Freundlich. Model isoterm adsorpsi pada ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} dapat dilihat pada Tabel 1 dan Gambar 3.

Tabel 1. Data parameter pemodelan isoterm adsorpsi karbon aktif AT

Model Isoterm	Parameter	Sampel Uji	
		Ca^{2+}	Mg^{2+}
Langmuir	Persamaan	$y = 0,0817x + 0,2441$	$y = 2,5444x - 6,2365$
	R^2	0,9134	0,4903
	q_m	12,2399	0,3930
	K_L	0,3346	-0,4080
	R_L	0,4045	0,5765
Elovich	Persamaan	$y = -0,1165x + 1,0639$	$y = 0,9374x - 3,0794$
	R^2	0,2478	0,8638
	q_m	-8,5836	1,0667
	K_E	-0,3369	-7,8472
Redlich-Peterson	Persamaan	$y = 0,7042x - 1,5492$	$y = 1,5201x - 1,2587$
	R^2	0,8897	0,8405
	β	0,7042	1,5201
	A	-4,2111	-3,4215
Freundlich	Persamaan	$y = 0,2958x + 0,6728$	$y = -0,5201x + 0,5466$
	R^2	0,5872	0,3815
	n	3,3806	-1,9227
	K_F	0,0190	0,0023



Gambar 3. Grafik persamaan linier isoterm adsorpsi karbon aktif AT terhadap ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} .

Proses adsorpsi karbon aktif AT pada ion Ca^{2+} lebih mengikuti pemodelan Langmuir (Gambar 3) dengan nilai koefisien korelasi (R^2) sebesar 0,9134. Penentuan pemodelan adsorpsi terbaik dilihat dari nilai koefisien korelasi (R^2) yang hampir mendekati 1 (Nababan, Irianty, & Yelmida, 2017). Pemodelan Langmuir mengartikan bahwa proses adsorpsi terjadi secara kimia dan adsorpsi bersifat *monolayer* atau hanya berlangsung satu lapis dan masing-masing situs permukaannya hanya mengadsorpsi satu molekul (bersifat homogen). Berdasarkan analisis dari persamaan Langmuir yang dapat dilihat pada Tabel 1, nilai q_m menunjukkan kapasitas adsorpsi maksimal, yaitu sebesar 12,2399 mg/g; nilai K_L menunjukkan kekuatan interaksi antara ion Ca^{2+} dengan karbon aktif AT, yaitu sebesar 0,3346 mg/g; dan parameter R_L yang didapat adalah sebesar 0,4045. Nilai R_L yang berada pada kisaran $0 < R_L < 1$ artinya adsorpsi bersifat *favorable* (Sepehr *et al.*, 2013). Berbeda dengan penelitian yang dilakukan oleh Maulana, Iryani, & Nashrianto (2017) tentang pemanfaatan ampas teh sebagai adsorben kesadahan air, pemodelan isoterm adsorpsi pada ion Ca^{2+} lebih mengikuti isoterm Freundlich dengan nilai koefisien korelasi 0,9822. Perbedaan ini dikarenakan sampel ampas tebu memiliki kandungan selulosa yang lebih tinggi jika

dibandingkan dengan ampas teh, sehingga gugus OH dari selulosa ampas tebu lebih banyak mengikat Ca^{2+} (bersifat homogen) (Fithriatusshalihah, 2016).

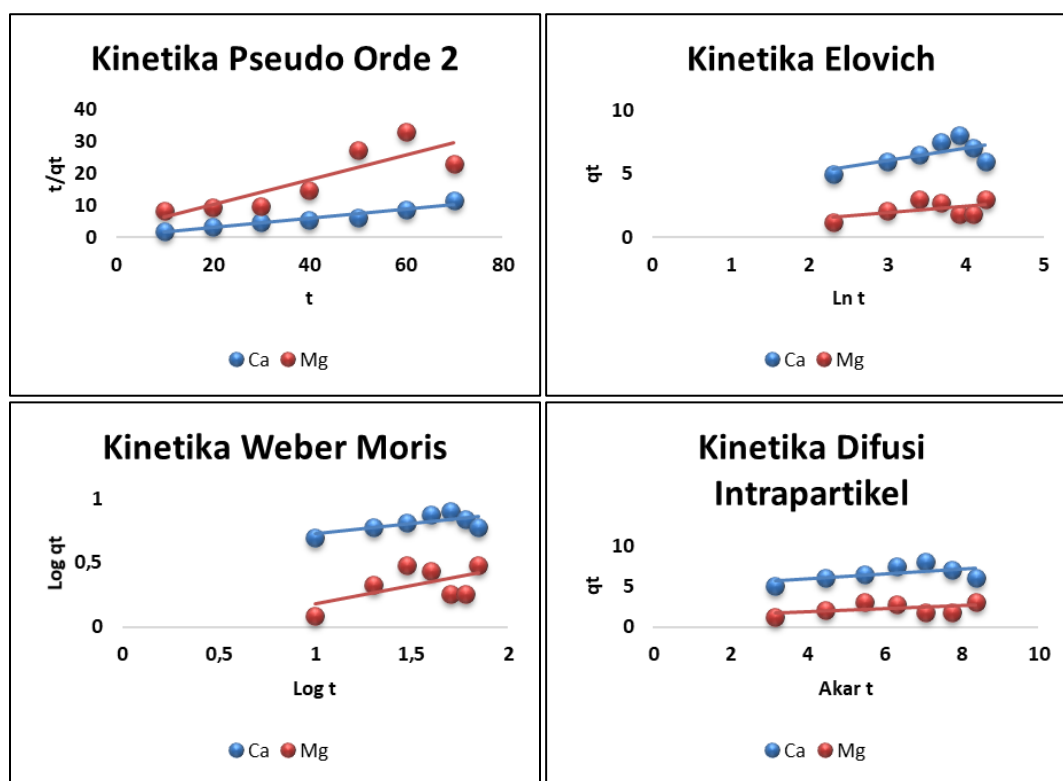
Proses adsorpsi karbon aktif AT pada ion Mg^{2+} mengikuti pemodelan Elovich (Gambar 3) dengan nilai koefisien korelasi yang mendekati 1, yaitu 0,8638. Untuk pemodelan Elovich mendeskripsikan bahwa adsorpsi bersifat *multilayer* dan adsorpsi dalam keadaan yang tidak ideal (Ayawei *et al.*, 2017). Parameter q_m menunjukkan kapasitas adsorpsi maksimum sebesar 1,0667 mg/g dan K_E merupakan parameter Elovich. Hasil penelitian ini berbeda dengan hasil penelitian yang dilakukan oleh Sepehr *et al.*, (2013) tentang adsorpsi kesadahan pada air minum menggunakan penjerap batu apung yang dimodifikasi dengan hasil bahwa pemodelan isoterm adsorpsi pada ion Mg^{2+} lebih mengikuti pemodelan isoterm Freundlich. Hal ini dikarenakan aktivator yang digunakan pada masing-masing adsorben berbeda sehingga menyebabkan interaksi permukaan adsorben dengan adsorbat berbeda.

Kinetika Adsorpsi

Data adsorpsi diplot-kan pada empat model kinetika, yaitu Pseudo Orde 2, Weber Morris, Difusi Intrapartikel dan Elovich yang dapat dilihat pada Tabel 2 dan Gambar 4.

Tabel 2. Data parameter pemodelan kinetika adsorpsi karbon aktif AT

Model Kinetika	Parameter	Sampel Uji	
		Ca ²⁺	Mg ²⁺
Pseudo Orde 2	Persamaan	$y = 0,1468x + 0,0942$	$y = 0,3894x + 2,359$
	R ²	0,9395	0,7274
	K ₂	0,2287	0,0642
Weber Moris	Persamaan	$y = 0,1603x + 0,5679$	$y = 0,2815x - 0,0968$
	R ²	0,48	0,3294
	K _{int}	0,0034	$7,22 \times 10^{-11}$
Difusi Intrapartikel	Persamaan	$y = 0,3217x + 4,6128$	$y = 0,172x + 1,2093$
	R ²	0,3415	0,2073
	K _d	0,3217	0,172
	C	4,6128	1,2093
Elovich	Persamaan	$y = 0,9837x + 3,1085$	$y = 0,5237x + 0,4128$
	R ²	0,4381	0,2637
	α	8,4497	1,1221
	β	1,0165	1,9094

**Gambar 4.** Grafik persamaan linier kinetika adsorpsi karbon aktif AT terhadap ion Ca²⁺ dan Mg²⁺.

Kinetika adsorpsi karbon aktif AT ion Ca²⁺ dan Mg²⁺ lebih mengikuti pemodelan Pseudo Orde 2 (Gambar 4) jika dibandingkan dengan pemodelan Elovich, Weber Moris dan difusi intrapartikel. Nilai R² pada pemodelan kinetika adsorpsi karbon aktif AT terhadap ion Ca²⁺ dan Mg²⁺ pada pemodelan Pseudo Orde 2 yaitu 0,9395 dan 0,7274, berturut-turut. Model Pseudo Orde 2 mengasumsikan bahwa kapasitas adsorpsi proporsional terhadap jumlah situs aktif (Nadeem, 2016). Menurut Holle *et al.*, (2013), model ini mengasumsikan

bahwa ion-ion logam divalen teradsorpsi secara kimia melalui pertukaran ion logam. Parameter-parameter dalam model kinetika Pseudo Orde 2 ditunjukkan pada Tabel 2. Parameter k₂ menunjukkan konstanta laju adsorpsi (m/M.min). Nilai K₂ pada ion Ca²⁺ senilai 0,2287 m/M.min, nilai tersebut lebih besar jika dibandingkan dengan nilai k₂ pada ion Mg²⁺ yaitu 0,0642 m/M.min, artinya laju adsorpsi karbon aktif AT berlangsung lebih cepat pada ion Ca²⁺. Pernyataan ini sesuai dengan penelitian Heidarpour, Mousavi, & Majid,

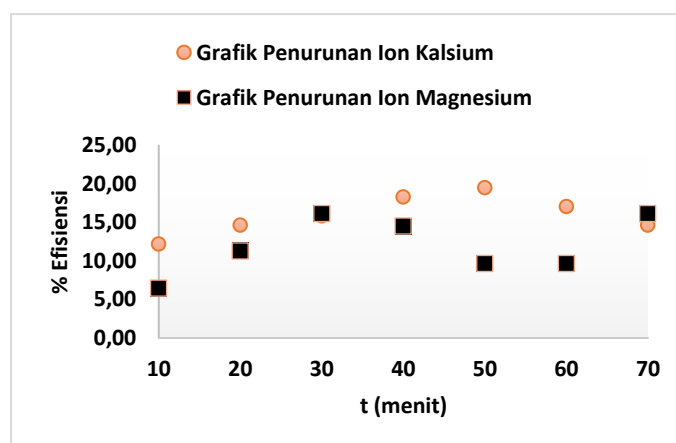
(2014) pada analisis kinetika Pseudo Orde 2 menggunakan adsorben limbah pertanian bahwa laju adsorpsi ion Ca^{2+} lebih besar dibanding ion Mg^{2+} .

Efisiensi Penurunan Kadar Ion Ca^{2+} dan Mg^{2+}

Hasil analisis efisiensi penurunan kadar ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} disajikan pada Tabel 3 dan grafik efisiensi penurunan kadar ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} dapat dilihat pada Gambar 5.

Tabel 3. Data efisiensi penurunan kadar ion Ca^{2+} dan Mg^{2+}

t (menit)	Kesadahan Total (ppm)			Efisiensi (%)	Ion Ca^{2+} (ppm)			Efisiensi (%)	Ion Mg^{2+} (ppm)			Efisiensi (%)
	C_0	C_e	$\text{C}_0 - \text{C}_e$		C_0	C_e	$\text{C}_0 - \text{C}_e$		C_0	C_e	$\text{C}_0 - \text{C}_e$	
10	72	65	7	9,72	16,4	14,4	2	12,20	7,53	7,05	0,49	6,45
20	72	62,5	9,5	13,19	16,4	14	2,4	14,63	7,53	6,68	0,85	11,29
30	72	60,5	11,5	15,97	16,4	13,8	2,6	15,85	7,53	6,32	1,22	16,13
40	72	60	12	16,67	16,4	13,4	3	18,29	7,53	6,44	1,09	14,52
50	72	61	11	15,28	16,4	13,2	3,2	19,51	7,53	6,80	0,73	9,68
60	72	62	10	13,89	16,4	13,6	2,8	17,07	7,53	6,80	0,73	9,68
70	72	61	11	15,28	16,4	14	2,4	14,63	7,53	6,32	1,22	16,13



Gambar 5. Grafik efisiensi penurunan kadar ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} .

Tabel 3 dan Gambar 5 menunjukkan bahwa peningkatan daya penjerapan karbon aktif AT terhadap ion Ca^{2+} terjadi pada menit 10 sampai 50 kemudian terjadi penurunan pada menit berikutnya. Pada menit ke-50 didapatkan efisiensi tertinggi yaitu 19,51% pada adsorpsi ion Ca^{2+} . Naik turunnya persen efisiensi dapat disebabkan oleh pH larutan, karena ketika pH larutan yang digunakan bersifat asam maka ion H^+ akan berkompetisi dengan ion Ca^{2+} . Jika proses adsorpsi melalui pertukaran ion, maka adsorpsi dipengaruhi oleh banyak proton dalam larutan yang berkompetisi dengan ion logam pada permukaan adsorben, sehingga pada $\text{pH} \leq 5$ jumlah H^+ yang meningkat menyebabkan peluang terjadinya pengikatan logam oleh adsorben relatif kecil (Maulana dkk, 2017). Berbeda dengan ion Mg^{2+} , data yang dihasilkan pada ion Mg^{2+} cukup fluktuatif dan didapat efisiensi penjerapan pada menit ke 30 sebesar 16,13%. Kenaikan dan penurunan grafik tersebut juga dapat disebabkan oleh pH larutan yang terlalu asam atau pun terlalu basa

sehingga ion Mg^{2+} berkompetisi dengan ikatan hidroksil $\text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Mg}(\text{OH})^+$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, $\text{Ca}(\text{OH})^+$, dan ion Ca^{2+} . Sepehr *et al.*, (2013) telah melakukan penelitian tentang pengaruh pH larutan terhadap penjerapan ion Ca^{2+} dan ion Mg^{2+} , dan kapasitas adsorpsi optimal berada pada pH 6.

Pemilihan waktu optimal dilihat dari persen efisiensi tertinggi pada kesadahan total yaitu pada menit ke-40 yang dapat dilihat pada Tabel 3. Hasil efisiensi penjerapan pada sampel dapat dilihat pada Tabel 4.

Data pada Tabel 4 menunjukkan bahwa % efisiensi pada sampel lebih rendah jika dibandingkan dengan teoritis (hasil optimal pada air sadah sintetis). Hal ini dapat dikarenakan kompetisi adsorpsi yang terjadi pada sampel air sumur lebih banyak jika dibandingkan dengan air sadah sintetis. Dalam air sumur terdapat berbagai macam kandungan mineral dan logam yang dapat mempengaruhi proses penjerapan ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} (Dinora & Purnomo, 2013). Hasil analisis kandungan senyawa/ion dalam

air sumur sampel yang digunakan disajikan pada Tabel 5.

Tabel 4. Data rekapitulasi % efisiensi.

Perlakuan	Kesadahan Total (ppm)			Ion Ca^{2+} (ppm)			Ion Mg^{2+} (ppm)		
	C_0	C_e	C_0-C_e	C_0	C_e	C_0-C_e	C_0	C_e	C_0-C_e
I	71	64	7	12	10,4	1,6	9,96	9,23	0,73
II	71	61	10	12	10	2	9,96	8,75	1,22
III	71	64	7	12	10,4	1,6	9,96	9,23	0,73
Rata-rata (ppm)	8			1,73			0,89		
% efisiensi sampel	11,27			14,44			8,94		
% efisiensi teoritis	16,67			19,51			16,13		

Tabel 5. Hasil analisis Kandungan senyawa/ion dalam air sumur di Kecamatan Jati, Kudus.

Senyawa/Ion	Konsentrasi (mg/L)
Fe^{2+}	0,29
Mn^{2+}	3,6
Cu^{2+}	0,05
Amonia	0,26
Nitrat	7,7
Ca^{2+}	200
Mg^{2+}	150

KESIMPULAN

Hasil identifikasi gugus fungsi karbon aktif AT dengan instrumen FT-IR mengandung gugus fungsi O-H, C-H, C=C, C≡C, dan C-O. Berdasarkan identifikasi instrumen XRD, struktur mikro karbon aktif AT yang terbentuk adalah struktur turbostatik dan bersifat *amorf*. Pemodelan isoterm yang sesuai untuk adsorpsi karbon aktif AT pada ion Ca^{2+} adalah Langmuir dengan nilai R^2 adalah 0,9134 yang menunjukkan bahwa proses adsorpsi terjadi secara kimia dan bersifat *monolayer*. Pemodelan isoterm yang sesuai untuk adsorpsi karbon aktif AT pada ion Mg^{2+} adalah Elovich dengan nilai R^2 adalah 0,8638 yang artinya proses adsorpsi bersifat *multilayer*, serta adsorpsi dalam keadaan tidak ideal. Pemodelan kinetika yang sesuai untuk adsorpsi karbon aktif AT terhadap ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} adalah Pseudo Orde 2 dengan nilai R^2 sebesar 0,9395 dan 0,7274. Nilai % efisiensi adsorpsi karbon aktif AT terhadap ion Ca^{2+} dan Mg^{2+} pada air sumur di Kecamatan Jati, Kudus adalah sebesar 14,44% dan 8,94% dengan waktu pengadukan optimal 40 menit.

UCAPAN TERIMA KASIH

Peneliti mengucapkan terima kasih kepada Universitas Kristen Satya Wacana Salatiga atas dukungan dana untuk analisis FTIR melalui Skema Hibah Penelitian Internal Skim Penelitian Perseorangan/Kelompok Wajib Tahun Anggaran 2019/2020 Periode Juli-Desember 2019.

REFERENSI

- Adib, M. R. M., Suraya, W. M. S. W., Rafidah, H., Amirza, A. R. M., Attahirah, M. H. M. N., Hanil, M. S. N. Q., & Adnan, M. S. (2016). Effect of Phosphoric Acid Concentration on the Characteristics of Sugarcane Bagasse Activated Carbon. *IOP Conference*. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/136/1/012061>
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017, 11. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Darmawan, S., Syafii, W., Wistara, N. J., Maddu, A., & Pari, G. (2015). Kajian Struktur Arang-Pirolisis, Arang-Hidro dan Karbon Aktif dari Kayu Acacia mangium Willd. Menggunakan Difraksi Sinar-X. *Jurnal Penelitian Hasil Hutan*, 33(2), 81–92.
- Dinora, G. Q., & Purnomo, A. (2013). Penurunan Kandungan Zat Kapur dalam Air Tanah dengan Menggunakan Media Zeolit Alam dan Karbon Aktif Menjadi Air Bersih. *Jurnal Teknik POMITS*, 2(2).
- Firdiyono, F., Handayani, M., Sulistiyono, E., & Antoro, I. D. (2012). Percobaan Pendahuluan Perbandingan Daya Serap Unsur Minor Dalam Larutan Natrium Silikat. *Majalah Metalurgi*, 27, 15–26.
- Fithriatusshalihah, R. (2016). *Pengaruh*

- Penambahan Serat Ampas Tebu (*Saccharum officinarum* L.) Terhadap Kekuatan Tekan Resin Komposit Nanofil. Universitas Muhammadiyah Surakarta.
- Hadoun, H., Sadaoui, Z., Souami, N., Sahel, D., & Toumert, I. (2013). Characterization of mesoporous carbon prepared from date stems by H_3PO_4 chemical activation. *Applied Surface Science*. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2013.04.054>
- Heidarpour, M., Mousavi, S., & Majid, A. (2014). Removal of calcium and magnesium by activated carbons produced from agricultural wastes. *ResearchGate*, (July), 202–208. Retrieved from <https://www.researchgate.net/publication/288465572>
- Hidayati, A. S. D. S. N., Kurniawan, S., Restu, N. W., & Ismuyanto, B. (2016). Potensi Ampas Tebu Sebagai Alternatif Bahan Baku Pembuatan Karbon Aktif. *NATURAL B*, 3(4).
- Holle, R. B., Wuntu, A. D., & Sangi, M. S. (2013). Kinetika Adsorpsi Gas Benzena Pada Karbon Aktif Tempurung Kelapa. *JURNAL MIPA UNSRAT ONLINE*, 2(2), 100–104.
- Hutapea, E. M., Iwantono, Farma, R., Saktioto, & Awitdrus. (2017). Pembuatan dan Karakterisasi Karbon aktif dari Bambu Betung (*Dendrocalamus asper*) dengan Aktivasi KOH Berbantuan Gelombang Mikro. *Jurnal Komunikasi Fisika Indonesia*, 14(October).
- Jeyakumar, R. P. S., & Chandrasekaran, V. (2014). Adsorption of Lead (II) Ions by Activated Carbons Prepared from Marine Green Algae: Equilibrium and Kinetics Studies. *Int J Ind Chem*, 5(10). <https://doi.org/10.1007/s40090-014-0010-z>
- Kurniawati, P., Wiyantoko, B., Kurniawan, A., & Purbaningtias, T. E. (2013). Kinetic study of Cr (VI) Adsorption on Hydrotalcite Mg/Al with Molar Ratio 2:1. *ResearchGate*, 13(July 2016). <https://doi.org/10.20885/eksakta.vol13.iss1-2.art2>
- Maulana, I., Iryani, A., & Nashrianto, H. (2017). Pemanfaatan Ampas Teh Sebagai Adsorben Ion Kalsium (Ca^{2+}) dan Ion Magnesium (Mg^{2+}) Dalam Air Sadah. *ResearchGate*, (June), 1–7.
- Nababan, C. M., Irianty, R. S., & Yelmida. (2017). Model Kesetimbangan Adsorpsi Zat Warna Direct Brown menggunakan Limbah Padat Pulp dan Kertas (Dregs) dengan Proses Batch. *Jom FTEKNIK*, 4, 1–7.
- Nadeem, U. (2016). Chromium Adsorption Kinetics from Aqueous Solutions Using Chitosan. *ResearchGate*, (February).
- Nurbaeti, L., Prasetya, A. T., & Kusumastuti, E. (2018). Arang Ampas Tebu (Bagasse) Teraktivasi Asam Klorida sebagai Penurun Kadar Ion H_2PO_4^- . *Indonesian Journal of Chemical Science*, 7(2).
- Nurhayati, I., & Sutrisno, J. (2014). Pemanfaatan Limbah Ampas Tebu Sebagai Penyerap Logam Berat Cu. *WAHANA*, 63.
- Nurhayati, I., Sutrisno, J., & Zainudin, M. S. (2018). Pengaruh Konsentrasi dan Waktu Aktivasi Terhadap Karakteristik Karbon Aktif Ampas Tebu dan Fungsinya Sebagai Adsorben pada Limbah Cair Laboratorium. *Jurnal Teknik WAKTU*, 16, 62–71.
- Rolence, C., Machunda, R. L., & Njau, K. N. (2014). Water Hardness Removal by Coconut Shell Activated Carbon. *East Asian Science Technology and Society an International Journal*, (August). <https://doi.org/10.11648/j.ijsts.20140205.11>
- Sahara, E., Sulihingtyas, W. D., & Mahardika, I. P. A. S. (2012). Pembuatan dan Karakterisasi Arang Aktif dari Batang Tanaman Gumeitir (*Tagetes erecta*) yang Diaktivasi dengan H_3PO_4 , 1–9.
- Sepehr, M. N., Zarrabi, M., Kazemian, H., Amrane, A., Yaghmaian, K., & Ghaffari, H. R. (2013). Removal of Hardness Agents, Calcium and Magnesium, by Natural and Alkaline Modified Pumice Stones in Single and Binary Systems. *HAL*.
- SNI. (2004). *SNI 06-6989.12-2004*. Indonesia.
- Wibowo, S., Syafi, W., & Pari, G. (2011). Karakterisasi Permukaan Arang Aktif Tempurung Biji Nyamplung. *MAKARA*, 15(1), 17–24.
- Wijaya, D. R. P., Martono, Y., & Riyanto, C. A. (2018). Synthesis and Characterization of Nano Activated Carbon Tea Waste (*Camellia sinensis* L.) Viewed from the Content and Ratio of Orthophosphoric Acid. *Indonesian Journal of Chemical Research*, 3(2), 12–21. <https://doi.org/10.20885/ijcr.vol3.iss2.art2>
- Yorgun, S., & Yıldız, D. (2015). Preparation and characterization of activated carbons from Paulownia wood by chemical activation

with H₃PO₄. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 53, 122–131.
<https://doi.org/10.1016/j.jtice.2015.02.032>

Zulfikar, M. A., Widiensyah, T., & Setiyanto, H. (2016). Studi Kinetika Adsorpsi Asam Humus dari Air Gambut Menggunakan Selulosa Jerami Padi. In *Prosiding SNSTL I 2014*.