

Penghilangan Ampicillin Resistance Genes dengan Karbon Aktif pada Pengolahan Air Bersih

Removal of Ampicillin Resistance Genes using Activated Carbon in Drinking Water Treatment

Sri Anggreini^{1*}, Ade Jaya Saputra², Syaiba Suci Ramadhini³

¹Program Studi Teknik Sipil, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Universitas Internasional Batam, Jl. Gajah Mada Tiban Indah Batam, Telp. (0778) 7437111. Email: sri.anggreini@uib.ac.id

^{2,3}Program Studi Teknik Sipil, Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan, Universitas Internasional Batam, Jl. Gajah Mada Tiban Indah Batam, Telp. (0778) 7437111.

Abstrak

Keberadaan *antibiotic resistance genes* (ARGs) dalam air baku menjadi perhatian penting dalam pengolahan air bersih karena berpotensi mempercepat penyebaran resistensi antimikroba. Proses pengolahan konvensional umumnya belum mampu menghilangkan kontaminan genetik secara efektif. Penelitian ini bertujuan mengevaluasi perilaku dan kapasitas adsorpsi *ampicillin resistance genes* (*amp^R*) yang dikodekan oleh plasmid menggunakan berbagai jenis karbon aktif. Eksperimen dilakukan secara *batch* menggunakan sepuluh jenis karbon aktif, terdiri atas lima berbasis batubara dan lima berbasis kayu. Analisis kinetika adsorpsi dilakukan menggunakan model *pseudo-first-order* dan *pseudo-second-order*. Hasil penelitian menunjukkan bahwa adsorpsi *amp^R* pada karbon aktif mengikuti model *pseudo-second-order*. Nilai konstanta laju adsorpsi berkisar antara $8,10 \times 10^{-12}$ – $6,19 \times 10^{-11}$ copies mg⁻¹ min⁻¹ untuk karbon aktif berbasis batubara dan $3,32 \times 10^{-11}$ – $2,66 \times 10^{-10}$ copies mg⁻¹ min⁻¹ untuk karbon aktif berbasis kayu. Hasil penelitian menunjukkan bahwa karbon aktif berpotensi efektif sebagai adsorben untuk menghilangkan *amp^R* dalam sistem pengolahan air bersih serta mendukung pengembangan teknologi pengolahan air yang lebih efektif.

Kata Kunci: Adsorpsi; *Antibiotic Resistance Genes*; *Ampicillin Resistance Genes*; Karbon Aktif; Pengolahan Air Bersih

Abstract

The presence of antibiotic resistance genes (ARGs) in raw water has become a major concern in water treatment due to their role in accelerating the spread of antimicrobial resistance. Conventional treatment processes are often unable to effectively remove these genetic contaminants. This study aimed to evaluate the adsorption behavior and capacity of plasmid-encoded ampicillin resistance genes (amp^R) using various types of activated carbon. Batch adsorption experiments were conducted using ten types of activated carbon, consisting of five coal-based and five wood-based carbons. Adsorption kinetics were analyzed using pseudo-first-order and pseudo-second-order models. The results showed that amp^R adsorption on activated carbon followed the pseudo-second-order model. The adsorption rate constants ranged from 8.10×10^{-12} to 6.19×10^{-11} copies mg⁻¹ min⁻¹ for coal-based activated carbon and from 3.32×10^{-11} to 2.66×10^{-10} copies mg⁻¹ min⁻¹ for wood-based activated carbon. The findings demonstrate that activated carbon has strong potential as an adsorbent for removing amp^R in water treatment systems and support the development of more effective water treatment technologies

Keywords: Adsorption; *Antibiotic Resistance Genes*; *Ampicillin Resistance Genes*; *Activated Carbon*; *Drinking Water Treatment*

PENDAHULUAN

Penggunaan antibiotik yang berlebihan telah menyebabkan penyebaran *antibiotic resistance genes* (ARGs) di lingkungan perairan. Secara global, lebih dari 700.000 kematian setiap tahun dikaitkan dengan resistensi antibiotik (Chang et al., 2017; Kumar et al., 2020; Tian et al., 2022). Bakteri mengembangkan resistensi terhadap antibiotik untuk meningkatkan kemampuan bertahan hidupnya. Hal ini menyebabkan berkurangnya pilihan pengobatan untuk infeksi bakteri dan meningkatkan angka kematian pada manusia. *World Health Organization* (WHO) telah menetapkan daftar prioritas sedang hingga kritis patogen *antibiotic resistant bacteria* (ARB) yang memerlukan pengembangan antibiotik baru untuk mengobati infeksi dan mengusulkan pemantauan global terhadap ARB di lingkungan (Sanganyado et al., 2019). Jika tidak ada upaya untuk mengendalikan dan mengurangi penyebaran ARB dan ARGs, diperkirakan resistensi antibiotik akan menyebabkan 10 juta kematian dan beban ekonomi global sebesar US\$100 triliun pada tahun 2050 (Li et al., 2021).

Saat ini, ampicilin, yang termasuk dalam golongan antibiotik beta-laktam, merupakan agen antibakteri yang paling banyak digunakan untuk mengobati infeksi bakteri pada manusia dan ternak karena efektif membunuh bakteri dan relatif rendah toksisitasnya (Balsalobre et al., 2019). Namun, penggunaan ampicilin yang berlebihan untuk mengobati infeksi telah menyebabkan muncul dan menyebarnya *ampicillin resistance genes* (amp^R) di lingkungan. WHO melaporkan bahwa resistensi terhadap ampicilin termasuk dalam kategori bakteri resisten prioritas tinggi yang perlu diwaspadai dalam air minum (Sanganyado et al., 2019). Gen amp^R telah ditemukan pada air permukaan, air limbah, dan air minum, serta penyebarannya terus meningkat dalam beberapa tahun terakhir (Zhan et al., 2020; Xu et al., 2016). Xu et al. (2016) melaporkan bahwa dari 285 gen resistensi antibiotik yang diteliti, gen resistensi beta-laktam merupakan yang paling banyak ditemukan dalam air keran. Oleh karena itu, pengendalian dan pengurangan penyebaran gen amp^R sangat penting untuk menjaga keamanan lingkungan dan kesehatan manusia.

ARGs umumnya berada dalam *mobile genetic elements*, seperti plasmid, integron, dan transposon, serta dapat menyebar melalui *horizontal gene transfer* (HGT) di lingkungan (Jeon et al., 2023; Zhao et al., 2021; Cheng et al.,

2022). Penelitian sebelumnya menunjukkan bahwa penanda genetik yang digunakan untuk menilai tingkat resistensi antibiotik di lingkungan sebaiknya berkaitan dengan *mobile genetic elements* (Yoon et al., 2021). ARGs yang terencode dalam plasmid merupakan salah satu jalur utama penyebaran gen resistensi, karena plasmid dapat bereplikasi secara mandiri (Nihemaiti et al., 2020). Menurut Cheng et al. (2022), lebih dari 40% ARB yang ditemukan di air sungai mengandung plasmid, dan sekitar 70% dari plasmid tersebut membawa amp^R . Gen ini sering ditemukan dalam plasmid dan dapat ditransfer oleh bakteri patogen. Beberapa penelitian telah menggunakan gen amp^R berbasis plasmid untuk mengevaluasi perilaku ARGs dalam berbagai proses pengolahan air, seperti fotodegradasi oleh sinar matahari, ozonisasi, klorinasi, dan iradiasi UV (Anggreini et al., 2025; Su et al., 2018; Hu et al., 2019; Wan et al., 2021). Hal ini menunjukkan bahwa amp^R dapat digunakan sebagai indikator keberadaan resistensi antibiotik di lingkungan.

ARGs telah terdeteksi dalam limbah rumah sakit, limbah peternakan, serta efluen dari instalasi pengolahan air limbah (Li et al., 2021; Michael et al., 2019; Agarwal et al., 2017). Berbagai sumber limbah tersebut berkontribusi terhadap keberadaan ARGs dalam sumber air baku untuk air minum. ARGs kemudian terbawa bersama air baku menuju instalasi pengolahan air minum, namun proses pengolahan yang ada saat ini belum mampu menghilangkan ARGs secara sempurna (Yu et al., 2017). Akibatnya, ARGs masih berpotensi ditemukan dalam air hasil olahan. Perilaku ARGs dalam berbagai proses pengolahan air, seperti koagulasi, klorinasi, dan adsorpsi menggunakan karbon aktif (Activated Carbon/AC), masih belum sepenuhnya dipahami. Pada proses adsorpsi dengan AC, beberapa studi lapangan menunjukkan hasil yang beragam. Penggunaan *biological activated carbon* (BAC) dilaporkan dapat meningkatkan jumlah ARGs dalam instalasi pengolahan air minum, karena biofilm yang terbentuk pada permukaan karbon aktif menjadi lingkungan yang ideal untuk terjadinya HGT serta mendukung pertumbuhan ARB (Li et al., 2019; Moseley et al., 2018). Wu et al. (2022) menemukan sebanyak 178 jenis ARG dalam biofilm BAC dengan konsentrasi berkisar antara $4,48 \times 10^7$ hingga $3,09 \times 10^9$ copies/g-AC, dan jumlahnya meningkat setelah proses pencucian balik (*backwashing*), yang menunjukkan adanya akumulasi ARGs pada permukaan karbon aktif. Di sisi lain, penggunaan *powdered activated carbon* (PAC) dalam

pengolahan air minum hanya mampu menurunkan 27 jenis ARGs target sebesar 0,23 log dari konsentrasi awal yang berkisar antara $1,83 \times 10^9$ hingga $3,51 \times 10^9$ copies L⁻¹ (Yu et al., 2017).

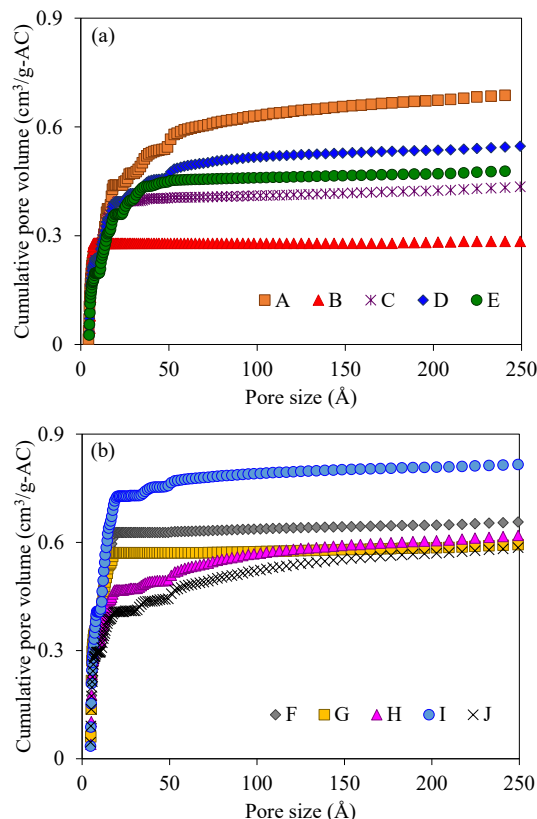
Penelitian sebelumnya umumnya berfokus pada efisiensi penghilangan total ARGs selama proses adsorpsi menggunakan karbon aktif (Su et al., 2018; Nihemaiti et al., 2020; Hu et al., 2019), dengan perhatian yang masih terbatas terhadap perilaku adsorpsi dan mekanisme penyerapan gen tersebut. Secara khusus, masih terdapat kekurangan kajian yang secara sistematis mengevaluasi kinetika adsorpsi ARGs yang terencode dalam plasmid pada berbagai jenis karbon aktif. Padahal, pemahaman terhadap aspek-aspek tersebut sangat penting untuk menilai kelayakan serta mengoptimalkan proses pengolahan berbasis karbon aktif dalam upaya pengendalian ARGs. Oleh karena itu, penelitian ini bertujuan untuk mengkaji perilaku adsorpsi *amp^R* berbasis plasmid pada berbagai jenis karbon aktif. Eksperimen adsorpsi dilakukan secara *batch* untuk mengevaluasi perubahan jumlah gen yang teradsorpsi terhadap waktu serta kapasitas adsorpsi pada berbagai kondisi. Data hasil percobaan dianalisis menggunakan *pseudo-first-order reaction* dan *pseudo-second-order reaction*. Hasil penelitian ini diharapkan dapat memberikan pemahaman mendasar mengenai karakteristik adsorpsi *amp^R* pada karbon aktif serta berkontribusi dalam pengembangan strategi pengolahan air yang lebih efektif dalam mengendalikan kontaminan genetik.

METODE

Karbon Aktif

Sepuluh karbon aktif (*activated carbon/AC*) komersial digunakan dalam penelitian ini, yaitu karbon A, B, C, D, E, F, G, H, I, dan J. Karbon A, B, C, D, dan E merupakan AC berbasis batubara, sedangkan karbon F, G, H, I, dan J merupakan AC berbasis kayu. Seluruh AC diaktivasi menggunakan uap. Distribusi ukuran pori dari AC diukur menggunakan teknik adsorpsi nitrogen menggunakan instrumen Micromeritics (Micromeritics 3Flex, USA). Distribusi ukuran pori dari seluruh AC ditunjukkan pada Gambar 1. Luas permukaan total tertinggi ditunjukkan oleh karbon A untuk AC berbasis batubara dan karbon I untuk AC berbasis kayu. Luas permukaan total karbon A dan karbon I masing-masing sebesar 956 dan 1485 cm² g⁻¹. Selain itu, karbon A dan karbon I juga memiliki volume pori total tertinggi, masing-masing sebesar 0,69 dan 0,82 cm³ g⁻¹. Dibandingkan dengan jenis AC lainnya, karbon B,

F, dan G bersifat sangat mikropori dengan persentase volume pori sebesar 98,1; 96,4; dan 96,1% pada ukuran pori di bawah 20 Å. Luas permukaan pori dari AC tersebut juga lebih tinggi pada ukuran pori dibawah 20 Å. Sementara itu, jenis AC lainnya memiliki distribusi ukuran pori yang lebih luas, mencakup mikropori (< 20 Å) dan mesopori (20-500 Å).

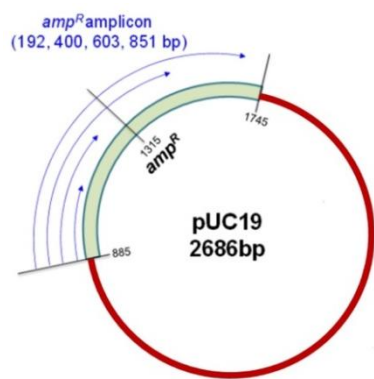


Gambar 1. Distribusi ukuran pori dari (a) AC berbasis batubara (A, B, C, D, E) dan (b) AC berbasis kayu (F, G, H, I, J)

Gen Resistensi Ampisilin (*amp^R*) yang Dikodekan oleh Plasmid

Plasmid pUC19 (2686 bp) merupakan vektor *E. coli* yang tersedia secara komersial dan membawa *amp^R*. Peta vektor pUC19 disajikan pada Gambar 2. Preparasi plasmid dilakukan berdasarkan metode transformasi bakteri yang telah dijelaskan pada penelitian sebelumnya (Nihemaiti et al., 2020). Plasmid ini diperbanyak pada *E. coli DH5α* sebagai sel kompeten. Sebanyak 100 μL *E. coli DH5α* dicampurkan dengan 10 μL plasmid. Campuran tersebut diinkubasi di atas es selama 30 menit, kemudian segera dipindahkan ke inkubator pada suhu 42 °C selama 45 detik dan diletakkan kembali di atas es selama 2 menit. Setelah proses *heat shock*,

campuran ditambahkan ke dalam 890 μL media *Super Optimal broth* (SOC) dan dikultur dalam *shaking incubator* (200 rpm) pada suhu 37 °C selama 1 jam. Sampel hasil inkubasi kemudian ditanam pada media agar LB yang mengandung 100 $\mu\text{g}/\text{mL}$ ampisilin dan dikultur semalaman. Selanjutnya, koloni yang mengandung plasmid dikultur semalaman menggunakan media LB dan ampisilin. Plasmid diekstraksi dari *E. coli DH5 α* menggunakan kit ekstraksi plasmid (Macherey-Nagel, Jerman), dan konsentrasi plasmid hasil pemurnian ditentukan menggunakan analisis *Quantus Fluorometer*. Selanjutnya, plasmid murni diencerkan menggunakan air deionisasi steril untuk memperoleh larutan *amp^R* dan digunakan dalam percobaan adsorpsi.



Gambar 2. Peta vektor pUC19

Tabel 1. Primer yang digunakan dalam penelitian ini dan kondisi qPCR

Primer pair*	Primer sequence (5'-3')	Annealing temp. (°C)	Amplicon size (bp)
<i>amp^R</i> -F	GTA TTC AAC ATT TCC GTG TCG C	55	192
<i>amp^R</i> -R	TTG GAA AAC GTT CTT CGG GG		

* F: forward; R: reverse

Eksperimen Adsorpsi

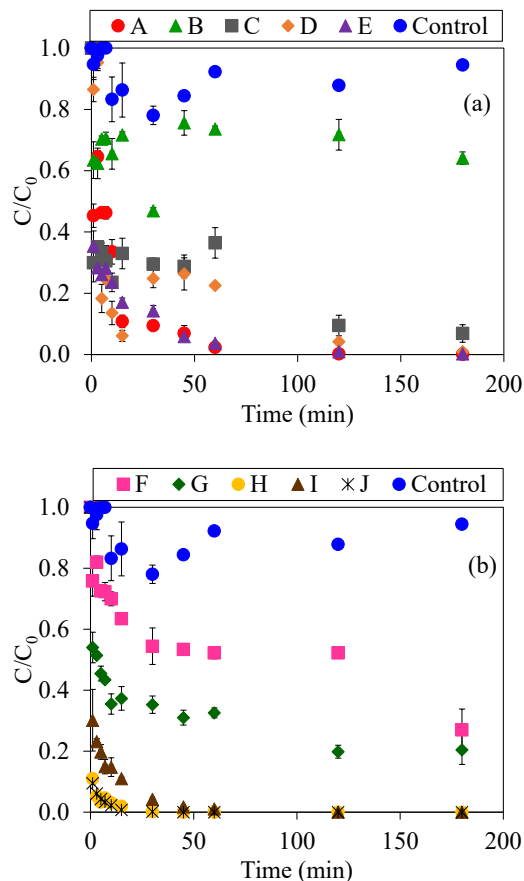
Eksperimen adsorpsi dilakukan secara *batch* di dalam vial berukuran 5 mL pada suhu 20 °C. Konsentrasi awal *amp^R* diatur pada rentang 0,001–0,03 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$ ($3,40 \times 10^{11} - 1,02 \times 10^{13}$ copies L^{-1}). Air deionisasi yang hanya mengandung *amp^R* digunakan sebagai kontrol. Dosis AC dan konsentrasi awal *amp^R* yang digunakan masing-masing sebesar 1 $\text{g } \text{L}^{-1}$ dan 0,01 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$. Proses adsorpsi dilakukan selama 180 menit hingga mencapai kesetimbangan. Setelah proses adsorpsi selama 180 menit, dilakukan sentrifugasi selama 10 menit pada 12.000g untuk memisahkan partikel AC.

Konsentrasi *amp^R* sebelum dan sesudah adsorpsi diukur menggunakan analisis *Quantitative Polymerase Chain Reaction* (qPCR) dengan menggunakan SYBR® Premix Ex Taq™ (TaKaRa, Jepang) berdasarkan protokol dari produsen (Li et al., 2021). Informasi primer dan kondisi qPCR disajikan pada Tabel 1.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Perubahan Konsentrasi *amp^R* terhadap Waktu

Konsentrasi residu *amp^R* selama kontak dengan berbagai jenis AC ditunjukkan pada Gambar 3. Proses adsorpsi berlangsung cepat pada tahap awal dan kemudian menurun secara bertahap seiring bertambahnya waktu kontak hingga mencapai kesetimbangan dalam 120 menit. Untuk memastikan kesetimbangan tercapai secara sempurna, data eksperimen dianalisis hingga 180 menit.



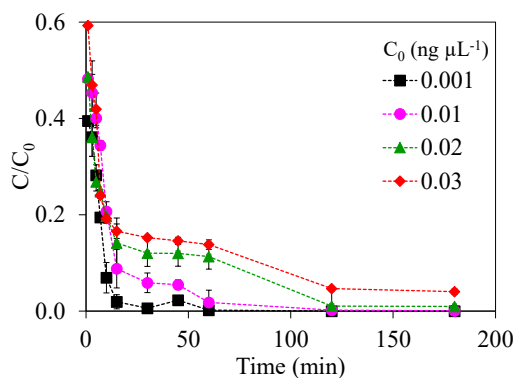
Gambar 3. Perubahan konsentrasi *amp^R* terhadap waktu oleh (a) activated carbon berbasis batubara dan (b) activated carbon berbasis kayu (konsentrasi awal *amp^R* = 0,01 $\text{ng } \mu\text{L}^{-1}$, dosis AC = 1 $\text{g } \text{L}^{-1}$)

Konsentrasi residu terendah pada AC berbasis batubara dan berbasis kayu diperoleh

pada karbon A dan H. Rata-rata penurunan amp^R pada menit ke-180 mencapai 99,9% dan 100% masing-masing untuk karbon A dan H. Namun, konsentrasi residu tertinggi ditemukan pada karbon B untuk AC berbasis batubara dan karbon F untuk AC berbasis kayu. Konsentrasi residu pada karbon B dan F pada menit ke-180 masing-masing sebesar 0,64 dan 0,27. Konsentrasi residu pada AC berbasis batubara dan berbasis kayu setelah 180 menit mengikuti urutan karbon B > C > D > E > A dan karbon F > G > I > J > H. Perbedaan laju adsorpsi amp^R tersebut dapat disebabkan oleh perbedaan sifat permukaan AC.

Pengaruh Konsentrasi Awal amp^R

Gambar 4 menunjukkan pengaruh konsentrasi awal terhadap adsorpsi amp^R pada AC. Konsentrasi residu amp^R meningkat seiring dengan meningkatnya konsentrasi awal amp^R , yang mengindikasikan terbatasnya jumlah situs aktif yang tersedia pada AC untuk mengadsorpsi konsentrasi gen yang lebih tinggi. Kapasitas adsorpsi kesetimbangan AC juga meningkat seiring meningkatnya konsentrasi awal amp^R karena gaya pendorong perpindahan massa menjadi lebih besar pada konsentrasi awal yang lebih tinggi (Michael et al., 2019).



Gambar 4. Pengaruh konsentrasi awal amp^R terhadap konsentrasi residunya setelah adsorpsi oleh AC (karbon A, dosis AC = 1 g L⁻¹).

Ditemukan bahwa waktu kontak yang dibutuhkan amp^R dengan konsentrasi awal 0,001–0,03 ng µL⁻¹ untuk mencapai kesetimbangan adalah 120 menit. Adsorpsi amp^R berlangsung cepat pada tahap awal, kemudian melambat, dan akhirnya mencapai keadaan setimbang. Laju adsorpsi amp^R yang tinggi pada tahap awal disebabkan oleh adanya situs aktif pada AC yang mampu mengadsorpsi amp^R dengan cepat. Namun, jumlah situs aktif tersebut secara bertahap

berkurang seiring bertambahnya waktu adsorpsi dan jumlah amp^R yang teradsorpsi pada AC. Sebagaimana ditunjukkan pada Gambar 4, waktu kesetimbangan tidak bergantung pada konsentrasi awal gen. Baik pada konsentrasi awal tinggi maupun rendah, kesetimbangan adsorpsi tercapai dalam waktu 120 menit. Hal ini menunjukkan bahwa waktu yang diperlukan untuk mencapai kesetimbangan selama proses adsorpsi relatif konstan terlepas dari konsentrasi awal gen.

Kinetika Adsorpsi amp^R pada Karbon Aktif

Mekanisme adsorpsi yang terlibat dalam adsorpsi amp^R pada AC dapat dijelaskan menggunakan model kinetika adsorpsi. Kinetika adsorpsi dianalisis menggunakan model kinetika *pseudo-first-order* dan *pseudo-second-order*. Persamaan dari kedua model tersebut dinyatakan sebagai berikut (Agarwal et al., 2017):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \dots\dots\dots (1)$$

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \dots\dots\dots (2)$$

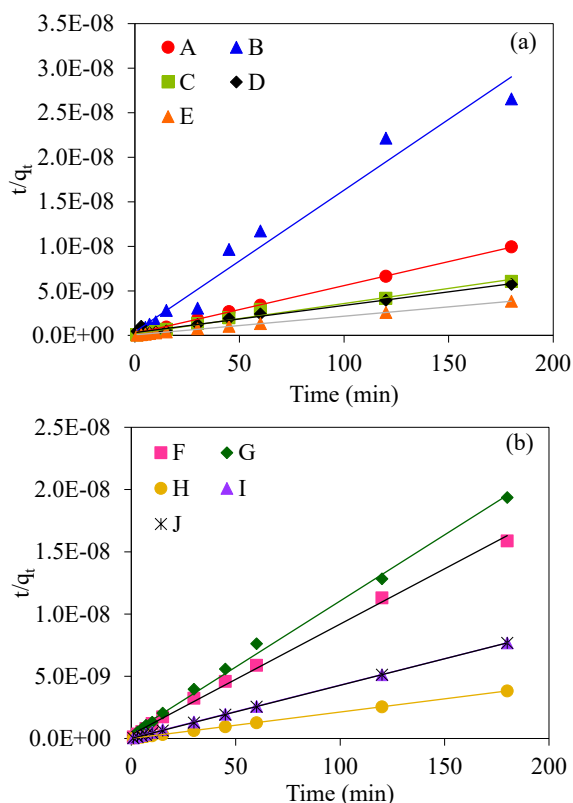
di mana q_t (copies mg⁻¹) adalah jumlah amp^R yang teradsorpsi pada AC pada waktu t , q_e (copies mg⁻¹) adalah kapasitas adsorpsi pada kondisi setimbang, sedangkan k_1 (min⁻¹) dan k_2 (copies mg⁻¹ min⁻¹) masing-masing merupakan konstanta laju model *pseudo-first-order* dan *pseudo-second-order*.

Analisis model menunjukkan bahwa model kinetika *pseudo-second-order* memberikan kecocokan yang jauh lebih baik terhadap seluruh data eksperimen dibandingkan model *pseudo-first-order*. Model kinetika *pseudo-second-order* untuk amp^R pada AC berbasis batubara dan berbasis kayu ditunjukkan pada Gambar 5.

Nilai R² dari model *pseudo-second-order* sangat tinggi (R² > 0,97), dan nilai q_e hasil perhitungan sesuai dengan nilai eksperimen sebagaimana disajikan pada Tabel 2, yang menunjukkan bahwa model kinetika *pseudo-second-order* dapat digunakan untuk menggambarkan kinetika adsorpsi amp^R pada AC. Hasil ini sejalan dengan penelitian sebelumnya mengenai adsorpsi ARGs pada lembaran *nanosheet graphene oxide* (Yu et al., 2017), yang menunjukkan bahwa model kinetika *pseudo-second-order* lebih sesuai dengan data eksperimen dibandingkan model *pseudo-first-order*, serta mengindikasikan bahwa kinetika adsorpsi ARGs

didominasi oleh proses kemisorpsi (*chemisorption*) (Yu et al., 2017).

Model *pseudo-second-order* mengasumsikan bahwa proses adsorpsi dikendalikan oleh kemisorpsi, yang melibatkan gaya valensi melalui pembagian atau pertukaran elektron antara adsorben dan adsorbat (Li et al., 2019). AC tersusun atas lembaran aromatik datar yang pada beberapa bagian dipisahkan oleh pori berbentuk celah. Heteroatom (misalnya oksigen dan nitrogen) terdapat pada partikel-partikel individual yang tersisip di antara lembaran aromatik atau terikat sebagai gugus fungsi (Moseley et al., 2018). Dengan demikian, interaksi π - π dapat terjadi antara struktur aromatik AC dan basa DNA dari *amp^R*. Seluruh basa DNA bersifat aromatik sehingga dapat dengan mudah berinteraksi dengan AC melalui mekanisme tersebut. Mekanisme serupa juga dilaporkan oleh peneliti lain pada adsorpsi ARGs menggunakan berbagai jenis adsorben (Yu et al., 2017; Wu et al., 2022).



Gambar 5. Analisis laju adsorpsi *amp^R* berdasarkan model kinetika *pseudo-second-order* pada (a) AC berbasis batubara dan (b) AC berbasis kayu

Tabel 2. Parameter kinetika hasil estimasi dari analisis data menggunakan model kinetika *pseudo-second-order* untuk

AC types	k_2 (copies $\text{mg}^{-1} \text{min}^{-1}$)	q_e (copies mg^{-1})	R^2
A	1.42×10^{-11} (1.00×10^{-11} – 1.89×10^{-11})	1.86×10^{10} (1.71×10^{10} – 2.15×10^{10})	1.00
B	6.19×10^{-11} (1.25×10^{-11} – 6.34×10^{-11})	6.29×10^9 (4.95×10^9 – 7.77×10^9)	0.97
C	5.86×10^{-12} (5.27×10^{-12} – 6.14×10^{-12})	2.95×10^{10} (2.03×10^{10} – 3.89×10^{10})	0.98
D	2.86×10^{-12} (2.23×10^{-12} – 6.05×10^{-12})	3.29×10^{10} (3.18×10^{10} – 4.01×10^{10})	0.97
E	8.10×10^{-12} (7.64×10^{-12} – 8.52×10^{-12})	4.76×10^{10} (4.36×10^{10} – 5.15×10^{10})	1.00
F	2.52×10^{-11} (2.40×10^{-11} – 2.62×10^{-11})	1.13×10^{10} (1.05×10^{10} – 1.20×10^{10})	1.00
G	2.59×10^{-11} (2.38×10^{-11} – 3.32×10^{-11})	9.42×10^9 (8.63×10^9 – 9.80×10^9)	1.00
H	1.05×10^{-10} (1.03×10^{-10} – 1.07×10^{-10})	4.72×10^{10} (4.32×10^{10} – 5.12×10^{10})	1.00
I	3.32×10^{-11} (2.88×10^{-11} – 3.81×10^{-11})	2.36×10^{10} (2.33×10^{10} – 2.39×10^{10})	1.00
J	2.66×10^{-10} (2.58×10^{-10} – 2.74×10^{-10})	2.34×10^{10} (2.31×10^{10} – 2.37×10^{10})	1.00

adsorpsi *amp^R* pada berbagai jenis AC

KESIMPULAN

Perilaku adsorpsi *amp^R* yang dikodekan oleh plasmid pada sepuluh jenis AC berbasis batubara dan kayu dalam sistem pengolahan air bersih telah dievaluasi. Hasil penelitian menunjukkan bahwa proses adsorpsi *amp^R* berlangsung cepat pada tahap awal dan mencapai kondisi kesetimbangan dalam waktu sekitar 120 menit. Efektivitas penghilangan *amp^R* dipengaruhi oleh karakteristik permukaan dan distribusi ukuran pori AC, di mana karbon A dan H menunjukkan kinerja adsorpsi terbaik dengan penurunan *amp^R* hingga 99,9–100%.

Analisis kinetika menunjukkan bahwa adsorpsi *amp^R* pada seluruh jenis AC mengikuti model *pseudo-second-order* dengan nilai R^2 lebih dari 0,97, yang mengindikasikan bahwa mekanisme adsorpsi didominasi oleh proses kemisorpsi. Interaksi π - π antara struktur aromatik

AC dan basa DNA *amp^R* diduga berperan penting dalam proses adsorpsi. Selain itu, peningkatan konsentrasi awal *amp^R* menyebabkan meningkatnya kapasitas adsorpsi, meskipun waktu untuk mencapai kesetimbangan relatif tetap.

Kontribusi utama penelitian ini adalah memberikan pemahaman mendasar mengenai kinetika dan perilaku adsorpsi ARGs berbasis plasmid pada berbagai jenis AC, yang selama ini masih terbatas dikaji secara sistematis. Temuan ini memperkuat potensi AC sebagai adsorben efektif untuk mengendalikan kontaminan genetik dalam pengolahan air bersih serta dapat menjadi dasar pengembangan teknologi pengolahan air yang lebih efektif dalam mengurangi penyebaran resistensi antibiotik di lingkungan.

REFERENSI

- Agarwal, S., & Rani, A. (2017). Adsorption of resorcinol from aqueous solution onto CTAB/NaOH/flyash composites: Equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5, 526–538. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.11.035>.
- Anggreini, S., Saputra, A. J., & Sanjaya, L. Q. P. (2025). Characteristics of organic matter released from water treatment sludge in water treatment facilities. *Journal of Civil Engineering and Planning*, 6(1), 149–159. <https://doi.org/10.37253/JCEP.V6I1.10441>
- Balsalobre, L., Blanco, A., & Alarcón, T. (2019). Beta-lactams. In *Antibiotic drug resistance* (1st ed., pp. 57–72). John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/10.1002/9781119282549.ch3>
- Chang, P. H., Juhrend, B., Olson, T. M., Marrs, C. F., & Wigginton, K. R. (2017). Degradation of extracellular antibiotic resistance genes with UV254 treatment. *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6185–6192. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01120>
- Chen, J., Wang, T., Zhang, K., Luo, H., Chen, W., Mo, Y., & Wei, Z. (2021). The fate of antibiotic resistance genes (ARGs) and mobile genetic elements (MGEs) from livestock wastewater (dominated by quinolone antibiotics) treated by microbial fuel cell (MFC). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 218, 112–267. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112267>
- Cheng, C. F., Lin, H. H. H., Tung, H. H., & Lin, A. Y. C. (2022). Enhanced solar photodegradation of a plasmid-encoded extracellular antibiotic resistance gene in the presence of free chlorine. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(1), 106–984. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106984>
- Hu, Y., Zhang, T., Jiang, L., Luo, Y., Yao, S., Zhang, D., Lin, K., & Cui, C. (2019). Occurrence and reduction of antibiotic resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes. *Science of the Total Environment*, 669, 777–784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.143>
- Huang, L., Xu, Y., Xu, J., Ling, J., Zheng, L., Zhou, X., & Xie, G. (2019). Dissemination of antibiotic resistance genes (ARGs) by rainfall on a cyclic economic breeding livestock farm. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 138, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.01.009>
- Jeon, J. H., Jang, K.-M., Lee, J. H., Kang, L.-W., & Lee, S. H. (2023). Transmission of antibiotic resistance genes through mobile genetic elements in *Acinetobacter baumannii* and gene-transfer prevention. *Science of the Total Environment*, 857, 159–497. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159497>
- Kumar, S. B., Arnipalli, S. R., & Ziouzenkova, O. (2020). Antibiotics in food chain: The consequences for antibiotic resistance. *Antibiotics*, 9(10), 688. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9100688>
- Li, S., Li, Z., Ke, B., He, Z., Cui, Y., Pan, Z., Li, D., Huang, S., Lai, C., & Su, J. (2019). Magnetic multi-walled carbon nanotubes modified with polyaluminium chloride for removal of humic acid from aqueous solution. *Journal of Molecular Liquids*, 279, 241–250. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.01.016>
- Li, S., Zhang, C., Li, F., Hua, T., Zhou, Q., & Ho, S.-H. (2021). Technologies towards antibiotic resistance genes (ARGs) removal from aquatic environment: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 411, 125–148. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125148>
- Li, W., Li, J., Bhat, S. A., Wei, Y., Deng, Z., & Li, F. (2021). Elimination of antibiotic resistance genes from excess activated sludge added for effective treatment of fruit and vegetable waste in a novel vermireactor. *Bioresource Technology*, 325, 124–695. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124695>
- Michael, S. G., Michael-Kordatou, I., Beretsou, V. G., Jäger, T., Michael, C., Schwartz, T., & Fatta-Kassinos, D. (2019). Solar photo-Fenton oxidation followed by adsorption on activated carbon for the minimisation of antibiotic resistance determinants and toxicity present in urban wastewater. *Applied Catalysis B:*

- Environmental*, 244, 871–880.
<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2018.12.030>
- Moseley, P. T., Rand, D. A. J., Davidson, A., & Monahov, B. (2018). Understanding the functions of carbon in the negative active-mass of the lead–acid battery: A review of progress. *Journal of Energy Storage*, 19, 272–290.
<https://doi.org/10.1016/j.est.2018.08.003>
- Nihemaiti, M., Yoon, Y., He, H., Dodd, M. C., Croué, J.-P., & Lee, Y. (2020). Degradation and deactivation of a plasmid-encoded extracellular antibiotic resistance gene during separate and combined exposures to UV254 and radicals. *Water Research*, 182, 115-921.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115921>
- Sanganyado, E., & Gwenzi, W. (2019). Antibiotic resistance in drinking water systems: Occurrence, removal, and human health risks. *Science of the Total Environment*, 669, 785–797.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.162>
- Sari, Y. A., & Rifai, A. I. (2020). Innovative solutions for sewage using food chain reaction (FCR) in Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1655(1), 012-117.
<https://doi.org/10.1088/1742-6596/1655/1/012117>
- Su, H.-C., Liu, Y.-S., Pan, C.-G., Chen, J., He, L.-Y., & Ying, G.-G. (2018). Persistence of antibiotic resistance genes and bacterial community changes in drinking water treatment system: From drinking water source to tap water. *Science of the Total Environment*, 616–617, 453–461.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.318>
- Tian, Y., Yao, S., Zhou, L., Hu, Y., Lei, J., Wang, L., Zhang, J., Liu, Y., & Cui, C. (2022). Efficient removal of antibiotic-resistant bacteria and intracellular antibiotic resistance genes by heterogeneous activation of peroxymonosulfate on hierarchical macro-mesoporous Co₃O₄-SiO₂ with enhanced photogenerated charges. *Journal of Hazardous Materials*, 430, 127-414.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127414>
- Wan, K., Guo, L., Ye, C., Zhu, J., Zhang, M., & Yu, X. (2021). Accumulation of antibiotic resistance genes in full-scale drinking water biological activated carbon (BAC) filters during backwash cycles. *Water Research*, 190, 116-744.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116744>
- Wu, C., Fu, L., Li, H., Liu, X., Wan, C., & Using Biochar to Strengthen the Removal of Antibiotic Resistance Genes: Performance and Mechanism. (2022). *Science of the Total Environment*, 816, 151-554.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151554>
- Xu, L., Ouyang, W., Qian, Y., Su, C., Su, J., & Chen, H. (2016). High-throughput profiling of antibiotic resistance genes in drinking water treatment plants and distribution systems. *Environmental Pollution*, 213, 119–126.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.013>
- Yoon, Y., He, H., Dodd, M. C., & Lee, Y. (2021). Degradation and deactivation of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during exposure to ozone and chlorine. *Water Research*, 202, 117-408.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117408>
- Yu, W., Zhan, S., Shen, Z., Zhou, Q., & Yang, D. (2017). Efficient removal mechanism for antibiotic resistance genes from aquatic environments by graphene oxide nanosheet. *Chemical Engineering Journal*, 313, 836–846.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.107>
- Zhan, H., Wang, Y., Mi, X., Zhou, Z., Wang, P., & Zhou, Q. (2020). Effect of graphitic carbon nitride powders on adsorption removal of antibiotic resistance genes from water. *Chinese Chemical Letters*, 31(11), 2843–2848.
<https://doi.org/10.1016/j.cclet.2020.08.015>
- Zhao, R., Feng, J., Huang, J., Li, X., & Li, B. (2021). Responses of microbial community and antibiotic resistance genes to the selection pressures of ampicillin, cephalexin and chloramphenicol in activated sludge reactors. *Science of the Total Environment*, 755, 142-632.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142632>