

# ĐÁNH GIÁ KHẢ NĂNG XỬ LÝ CADMI TRONG NƯỚC THẢI CỦA BÊ TÔNG KHÍ CHUNG ÁP (AAC)

Trần Hoài Sơn<sup>a,\*</sup>, Trần Thị Việt Nga<sup>a</sup>, Ken Kawamoto<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Khoa Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội,  
55 đường Giải Phóng, quận Hai Bà Trưng, Hà Nội, Việt Nam

<sup>b</sup>Trường Đại học Saitama, Nhật Bản

Nhận ngày 13/01/2023, Sửa xong 02/02/2022, Chấp nhận đăng 09/02/2023

## Tóm tắt

Bê tông khí chung áp (AAC) là vật liệu rỗng xốp (độ rỗng tổng > 70%), thành phần hóa học giàu canxi và các kim loại khác (Fe, Al, K, Mg). AAC cho thấy tiềm năng là chất hấp phụ hiệu quả các kim loại nặng (KLN) đặc biệt là Cadmi trong nước thải. Quá trình công nghiệp hóa trong ngành xây dựng và xu hướng giảm, không sử dụng các vật liệu nung truyền thống đã làm gia tăng quy mô sản xuất và sử dụng vật liệu AAC từ đó làm phát sinh hàng trăm nghìn mét khối AAC phế thải. Việc tái sử dụng chất thải AAC cho mục đích xử lý nước thải có ý nghĩa thực tiễn lớn khi giải quyết được bài toán quản lý chất thải rắn và xử lý KLN kiểm soát ô nhiễm môi trường nước. Trong nghiên cứu này, AAC đã được thử nghiệm như chất hấp phụ để loại bỏ Cd(II) ra khỏi nước thải. Các thí nghiệm hấp phụ tĩnh đã được thực hiện bằng cách sử dụng bê tông thải AAC với 2 kích cỡ khác nhau 3–5 mm và 5–10 mm để xử lý nước thải tổng hợp có nồng độ Cd(II) từ 0–5000 mg/L, trong các thời gian phản ứng khác nhau để đánh giá thời gian hấp phụ cân bằng và dung lượng hấp phụ cực đại của vật liệu. Kết quả nghiên cứu đã xác định được các thông số động học hấp phụ theo mô hình Langmuir và dung lượng hấp phụ Cd(II) của AAC lên đến 9,26 mg/g, từ đó chứng minh AAC có thể được sử dụng làm vật liệu hấp phụ chi phí thấp, hiệu quả, thân thiện, bền vững trong việc loại bỏ Cd(II) trong nước thải.

*Từ khóa:* bê tông khí chung áp; AAC; chất hấp phụ; cadmi; xử lý kim loại nặng.

## EVALUATION OF THE ABILITY TO REMOVE CADMIUM IN WASTEWATER BY AUTOCLAVED AERATED CONCRETE AAC

### Abstract

Autoclaved aerated concrete (AAC) is a porous hollow material (total porosity > 70%), with a chemical composition rich in calcium and metals (Fe, Al, K, Mg). AAC material shows potential as an effective adsorbent for heavy metals, especially Cd in wastewater. The process of industrialization in the construction industry and the downward trend, of not using traditional calcined materials has increased the production scale and application of AAC materials, thereby generating hundreds of thousands of cubic meters of AAC waste. Therefore, the reuse of AAC waste for wastewater treatment purposes is of great practical significance when solving the problem of solid waste management and pollution control. This study tested AAC as an adsorbent to remove Cd(II) from wastewater. Static adsorption experiments were performed using AAC waste concrete with 2 different sizes (3–5 mm and 5–10 mm) to treat synthetic wastewater, in which Cd(II) concentration was varied from 0–5000 mg/L, in different reaction times. The research results have determined the adsorption kinetic parameters according to the Langmuir model and the Cd(II) adsorption capacity of AAC up to 9,26 mg/g, thereby demonstrating that AAC can be used as a low-cost, effective, friendly, sustainable adsorbent material in removing Cd(II) in wastewater.

*Keywords:* autoclaved aerated concrete; AAC; adsorbent; cadmium; heavy metal removal.

[https://doi.org/10.31814/stce.huice\(nuce\)2023-17\(1V\)-01](https://doi.org/10.31814/stce.huice(nuce)2023-17(1V)-01) © 2023 Trường Đại học Xây dựng Hà Nội (ĐHXDHN)

\*Tác giả đại diện. Địa chỉ e-mail: [sonth@huice.edu.vn](mailto:sonth@huice.edu.vn) (Son, T. H.)

## 1. Giới thiệu

Bê tông khí chưng áp AAC được biết tới là vật liệu rỗng, không nung thay thế cho các vật liệu xây dựng truyền thống trong lĩnh vực xây dựng nhằm mục đích giảm phát thải và bảo vệ môi trường. Bê tông AAC được sản xuất từ xi măng, cát nghiền mịn kết hợp với vôi, thạch cao, oxit nhôm, nước và phụ gia, qua quá trình phản ứng hóa học khối gạch bê tông nhẹ được đưa vào lò chưng áp để làm giảm trọng lượng và tăng cường độ và độ bền. Các nghiên cứu trước đây [1–5] cho thấy AAC là vật liệu rỗng xốp với độ rỗng xốp 70–80%, diện tích tiếp xúc lớn với diện tích BET > 20 m<sup>2</sup>/g và có thành phần hóa học giàu canxi (hàm lượng CaO từ 26–30%) và các kim loại khác như Fe, Al, Mg, với các đặc tính kỹ thuật như vậy, vật liệu AAC cho thấy tiềm năng là chất hấp phụ hiệu quả các kim loại nặng trong đó có Cd trong nước thải. Hiện nay, tổng công suất sản xuất AAC ước tính gần 2 triệu m<sup>3</sup>/năm [6], trong quá trình sản xuất và sử dụng ước tính 2–5% sản phẩm lỗi, hỏng, làm phát sinh một lượng chất thải AAC tương đối lớn ra môi trường.

Cadmi là một nguyên tố độc hại, được nhận diện là một nguy cơ lớn đối với sức khỏe con người. Theo Tổ chức y tế thế giới (WHO, 2011) Cadmi được liệt kê trong bảng mười nguyên tố hóa học hàng đầu được công chúng quan tâm [7]. Các nghiên cứu chỉ ra rằng Cadmi liên quan đến các tác động gây ung thư, điều này giải thích lý do Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ xếp chúng vào loại I và nhóm B1 tương ứng. Nồng độ tối đa của Cd trong nước uống và nguồn nước dùng để cấp nước lần lượt là 0,005 mg/L [8]. Theo quy định của Việt Nam nồng độ tối đa của Cadmi trong nước cấp là dưới 0,003 mg/L [9], còn trong nước thải là dưới 0,05 mg/L (đây là giá trị giới hạn khi nước thải công nghiệp xả vào thủy vực dùng để cấp nước) [10].

Trong những năm gần đây, đã có những nghiên cứu cho thấy bê tông AAC có tiềm năng trong việc hấp thụ, xử lý các kim loại nặng trong nước thải. Nghiên cứu của Zhang và cs. [3], và Kumara và cs. [4] sử dụng AAC để xử lý ion Cd trong nước thải, hiệu suất loại bỏ ion Cd từ 80–99%. Các nghiên cứu này mở ra tiềm năng ứng dụng AAC như là chất hấp phụ hiệu quả để loại bỏ kim loại nặng như Cd trong nước thải. Bài báo này đánh giá khả năng hấp phụ và xử lý ion Cd(II) trong nước thải tổng hợp của các hạt bê tông thải AAC Việt Nam, thông qua các thí nghiệm hấp phụ tĩnh theo mẻ.

## 2. Phương pháp nghiên cứu

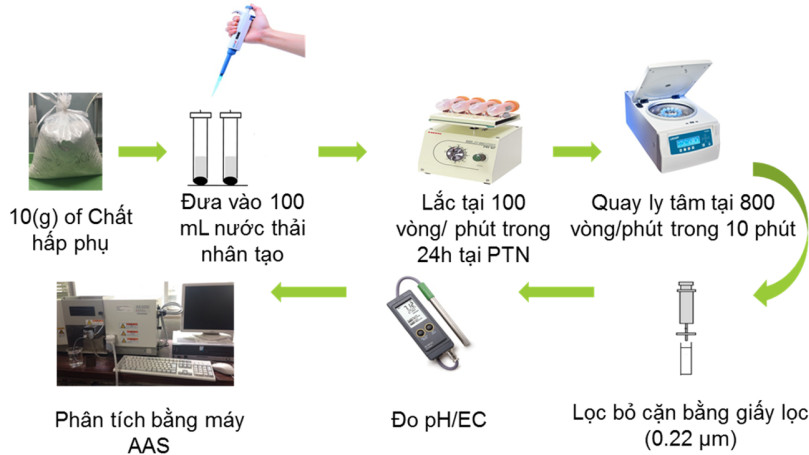
### 2.1. Chuẩn bị vật liệu hấp phụ và đánh giá đặc tính hóa lý

Bê tông khí chưng áp (AAC) phế thải được thu gom từ nhà máy Viglacera Yên Phong tại khu công nghiệp Yên Phong, tỉnh Bắc Ninh, Việt Nam. Vật liệu được lấy từ các thùng chứa sản phẩm lỗi trong quá trình sản xuất, khi lấy về, vật liệu được đập và sàng bằng các sàng có kích cỡ 3, 5, 10 mm, và thu được kích thước hạt 3–5 mm, 5–10 mm tương ứng để làm vật liệu hấp phụ. Để xác định thành phần hóa học chính của các chất hấp phụ được thử nghiệm, các thí nghiệm quang phổ tia X phân tán năng lượng (XRD, XRF và EDX) đã được thực hiện.

### 2.2. Thí nghiệm hấp phụ tĩnh

Phương pháp thí nghiệm tiêu chuẩn được đề xuất bởi Tổ chức Hợp tác và Phát triển Kinh tế (OECD, 2000) đã được sử dụng cho tất cả các thí nghiệm hấp phụ hàng loạt trong nghiên cứu này [11]. Thí nghiệm sử dụng nước thải tổng hợp để chuẩn bị các dung dịch Cd(II) với các nồng độ và thời gian phản ứng khác nhau. Hóa chất CdCl<sub>2</sub> là hóa chất đã được sử dụng để tạo ra các dung dịch chứa kim loại nặng tương ứng với nồng độ Cd(II) là 0–5000 mg/L. Tỷ lệ chất rắn/chất lỏng được duy trì là 1/10, nghĩa là trong thí nghiệm 10g AAC sẽ dùng để xử lý 100 ml dung dịch chứa các kim loại nặng

Cd(II) cho từng kích thước hạt (3–5 mm và 5–10 mm) cho tất cả các thí nghiệm, ứng với mỗi điều kiện, các thí nghiệm được thực hiện 2 lần. Các khảo sát ảnh hưởng của thời gian từ 0–24 giờ, nồng độ dung dịch hấp phụ để xác định thời gian hấp phụ, trạng thái cân bằng hấp phụ và dung lượng hấp phụ. Sau đó, các dung dịch được chuyển sang các ống ly tâm 50 ml, các ống được quay ly tâm với tốc độ 8000 vòng/phút trong 15 phút và chất nổi trên bề mặt được lọc qua bộ lọc màng (Nylon membrane filter, 0,22  $\mu$ m). Sau đó, dung dịch thí nghiệm được pha loãng để đạt được dải nồng độ có thể đo được và được đo bằng phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử thông qua thiết bị AA- 7000F, Shimadzu, Nhật Bản, theo TCVN 6193-1996. Sơ đồ thí nghiệm được thể hiện ở Hình 1.



Hình 1. Sơ đồ thí nghiệm hấp phụ theo mẻ

### 2.3. Tính toán hiệu suất xử lý và khả năng hấp phụ

Hiệu suất xử lý lượng ion kim loại nặng được hấp phụ trên một đơn vị khối lượng chất hấp phụ tại thời điểm  $t$  ( $Q_t$ , mg/g) và lượng ion kim loại hấp phụ trên một đơn vị khối lượng chất hấp phụ ở trạng thái cân bằng ( $Q_e$ , mg/g), được tính từ các phương trình sau:

$$E\% = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100 \quad (1)$$

$$Q_t = \frac{C_o - C_t}{m_s} \times V \quad (2)$$

$$Q_e = \frac{C_i - C_e}{m_s} \times V \quad (3)$$

trong đó  $C_o$ , (mg/L) là nồng độ dung dịch ban đầu trong thí nghiệm theo thời gian,  $C_i$  (mg/L) là nồng độ ban đầu trong dung dịch thí nghiệm thứ  $i$  trong thí nghiệm thay đổi theo nồng độ và  $C_e$ , (mg/L) là nồng độ cuối cùng của các ion kim loại nặng trong dung dịch ở trạng thái cân bằng sau thí nghiệm,  $C_t$  (mg/L) là nồng độ tại thời điểm  $t$ .  $V$  là thể tích dung dịch (L) và  $m_s$ , là khối lượng chất hấp phụ được sử dụng (g).

Để đánh giá quá trình đẳng nhiệt hấp phụ, mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir đã được sử dụng theo phương trình (4).

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{bQ_m} + \frac{C_e}{Q_m} \quad (4)$$

trong đó  $C_e$  (mg/L) là nồng độ chất bị hấp phụ ở trạng thái cân bằng;  $Q_e, Q_m$  (mg/g) lần lượt là dung lượng hấp phụ và dung lượng hấp phụ cực đại;  $b$  (L/mg) là hằng số Langmuir.

### 3. Kết quả và thảo luận

#### 3.1. Đặc tính hóa lý của vật liệu

Trong nghiên cứu này, kết quả phân tích thành phần AAC bằng thí nghiệm quang phổ tia X phân tán năng lượng (phương pháp XRD/XRF) được mô tả tại Bảng 1. Có thể thấy, thành phần của AAC bao gồm nhiều kim loại như: Mg, Al, K, Ca, Fe, ... Bên cạnh đó, phân tích pH từ 100 ml dung dịch có ngâm 10 g AAC cho thấy kết quả pH nằm trong khoảng 8,4–11,5, điều này cho thấy AAC thể hiện là vật liệu có tính kiềm. Do đó, AAC có thể trung hòa nước thải có tính axit trong quá trình hấp phụ. Hàm lượng cao các kim loại trong AAC (với thành phần CaO chiếm 28,89%) cho thấy khả năng phản ứng trao đổi ion với kim loại nặng hấp phụ bề mặt với các chất ô nhiễm khác nhau trong nước thải giống như vật liệu silicat canxi [12, 13].

Nghiên cứu của Kumara [4] cho thấy diện tích bề mặt của AAC lên đến trên 20 m<sup>2</sup>/g, trong môi trường trung tính và môi trường kiềm điện thế  $\zeta$  của bê tông AAC trong khoảng từ –6,6 đến –11 mV. Điều này cho thấy các hạt AAC có diện tích tiếp xúc tương đối cao, và mang điện thế âm, điều này hỗ trợ cho quá trình hấp phụ diễn ra tốt hơn, đặc biệt là hấp phụ các ion kim loại nặng mang điện thế dương.

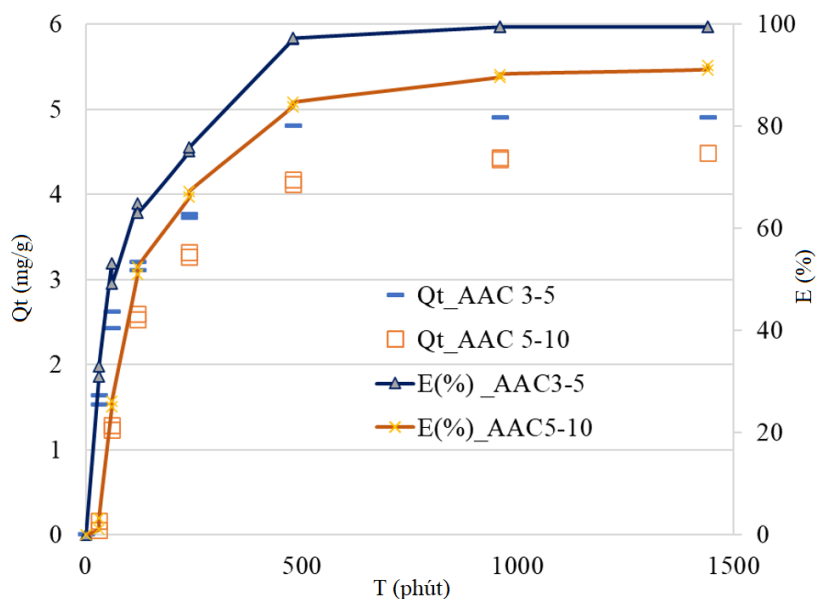
Bảng 1. Thành phần hóa học của AAC

Thành phần hóa học	Bê tông AAC (%)	Bê tông AAC và Bê tông tái chế (%) [11]
SiO <sub>2</sub>	55,18	44,8–57,0
CaO	28,89	24,9–27,6
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,76	1,95–16,06
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,72	1,0–4,2
K <sub>2</sub> O	0,87	0,7
MgO	0,63	0,5–0,65

#### 3.2. Đánh giá ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

Thí nghiệm khảo sát ảnh hưởng của thời gian đến quá trình hấp phụ được tiến hành với nước thải nhân tạo có nồng độ kim loại trong khoảng 500 mg/l, sử dụng 10 gam mỗi loại AAC 3–5 mm và 5–10 mm để xử lý 100 mL nước thải trong các khoảng thời gian khảo sát là từ 30 đến 1440 phút. Kết quả đánh giá ảnh hưởng của thời gian hấp phụ các ion Cd(II) của vật liệu AAC với hai cỡ hạt 3–5 mm và 5–10 mm được mô tả tại các đồ thị tại Hình 2.

Đối với phế thải AAC, dung lượng hấp phụ  $Q_t$  (mg/g) tăng lên tỉ lệ thuận với thời gian tiếp xúc của dung dịch chuẩn với vật liệu và trở lên gần như không đổi sau khi đạt bão hòa. Trong điều kiện phòng thí nghiệm với nhiệt độ 25°C, với nồng độ dung dịch thí nghiệm là khoảng 500 mg/L, lượng dung dịch là 100 mL và khối lượng vật liệu hấp phụ AAC là 10 gam, thời gian cân bằng hấp phụ với Cd(II) là sau 960 phút (16 giờ). Điều này cho thấy, thời gian cân bằng hấp phụ Cd là tương đối ngắn < 24 giờ. Hiệu suất loại bỏ ion Cd tăng từ 21% lên 99%, khi thời gian phản ứng tăng từ 30 phút đến 1440 phút (cần 480 phút để hiệu suất đạt 90%). Thời gian cân bằng hấp phụ phụ thuộc nhiều vào đặc điểm vật liệu và nồng độ dung dịch thí nghiệm. Cùng thí nghiệm trên vật liệu AAC, nghiên cứu của



Hình 2. Dung lượng hấp phụ Cd(II) của AAC theo thời gian

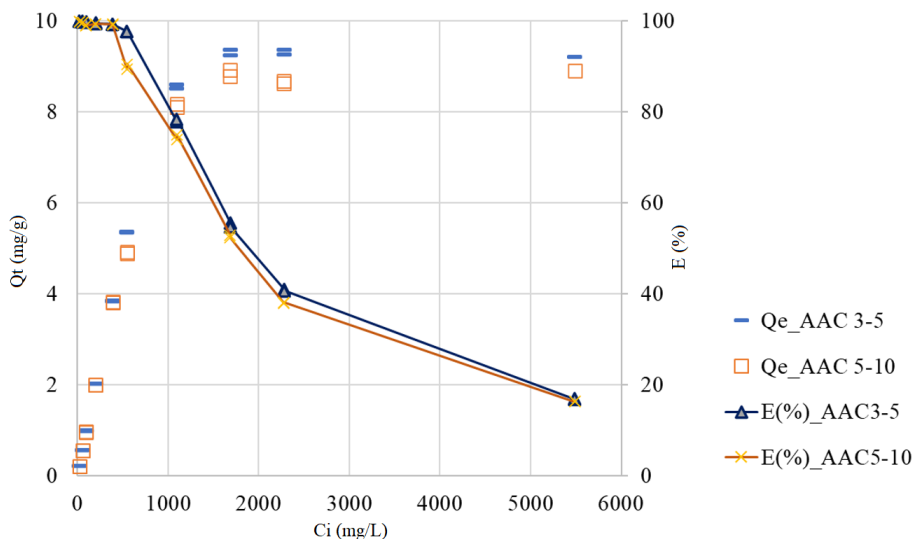
Zhang và cs. (2017) [3], tiến hành thí nghiệm với nồng độ Cd(II) thấp hơn ( $< 35$  mg/L), kết quả cho thấy thời gian cân bằng hấp phụ chỉ là 4h, (hiệu quả loại bỏ Cd(II) đạt đến 99%). Trong khi đó với các loại vật liệu khác phổ biến khác trong CTRXD, thời gian cân bằng hấp phụ là khác nhau, Kumara và cs. (2019) khi thí nghiệm ở nồng độ cao đến 2000 mg/L, đã xác định được thời gian cân bằng hấp phụ của vật liệu gạch đặc là 24 giờ [14], còn với vật liệu bê tông thải, Trần và cs. (2022) thực hiện thí nghiệm ở nồng độ 1000 mg/L, báo cáo thời gian cân bằng hấp phụ là sau 40 giờ [15]. Thời gian cân bằng hấp phụ ngắn hay dài sẽ liên quan tới việc xác định thời gian lưu nước và dung tích bể trong các công trình xử lý.

### 3.3. Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ dung dịch hấp phụ

Để đánh giá ảnh hưởng của nồng độ dung dịch đến quá trình hấp phụ, dung dịch nước thải tổng hợp đã được chuẩn bị với nồng độ Cd(II) từ 100–5000 mg/L, thí nghiệm này sử dụng 10 gam mỗi loại 3–5 mm và AAC 5–10 mm để xử lý 100 mL nước thải trong khoảng thời gian khảo sát là 24h, các thí nghiệm diễn ra trong cùng điều kiện phòng thí nghiệm. Kết quả thí nghiệm được thể hiện tại Hình 3.

Kết quả cho thấy với tỉ lệ chất hấp phụ (gam)/dung dịch (mL) là 1/10, nồng độ dung dịch khảo sát từ 0–5000 mg/L và thời gian khảo sát 16 giờ, dung lượng hấp phụ Cd cực đại của AAC là khoảng 9,0–9,35 mg/g và đạt điểm cân bằng ở khoảng nồng độ 2000 mg/L. Một số nghiên cứu gần đây khi nghiên cứu hấp phụ Cd(II) bằng vật liệu AAC cũng đã chỉ ra sự ảnh hưởng của nồng độ và kích thước vật liệu tới dung lượng hấp phụ. Ở khoảng nồng độ thí nghiệm thấp dưới 35 mg/L, Zhang và cs. (2017) [3] báo cáo dung lượng hấp phụ Cd(II) chỉ đạt khoảng 2,1 mg/g chỉ bằng 0,25 lần kết quả của nghiên cứu này, điều này phù hợp với các lý thuyết về hấp phụ vì ở nồng độ dung dịch cao hơn thì sự tiếp xúc được với bề mặt hấp phụ càng lớn do đó làm tăng quá trình hấp phụ. Trong khi đó, nghiên cứu của Kumara và cs. (2019) ở điều kiện thí nghiệm gần như tương tự về nồng độ dung dịch (5000 mg/L), nhưng sử dụng cỡ hạt nhỏ hơn và thời gian phản ứng dài hơn (24h), dung lượng hấp phụ cực đại đạt tới 24,3 mg/g cao hơn 2,5 lần nghiên cứu này, điều này được giải thích là do cùng một khối lượng,

các hạt có kích thước nhỏ hơn có diện tích tiếp xúc lớn hơn và trong thời gian thí nghiệm dài hơn sẽ làm tăng quá trình hấp phụ.



Hình 3. Đồ thị dung lượng hấp phụ Cd của AAC theo nồng độ

### 3.4. Đánh giá quá trình hấp phụ theo mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir

Kết quả tính toán theo mô hình đẳng nhiệt Langmuir được thể hiện ở Bảng 2.

Bảng 2. Các thông số phương trình đẳng nhiệt Langmuir khi hấp phụ Cd(II)

Vật liệu	Tỷ lệ R:L	Kim loại nặng	Langmuir model		
			$b$	$Q_m$	$R^2$
			L/mg	mg/g	
AAC 3–5	1:10	Cd(II)	0,2700	9,259	0,9999
AAC 5–10			0,0641	8,961	0,9998

Kết quả tính toán  $Q_m$  theo mô hình Langmuir và thực tế đo được có sự sai lệch thấp < 1% (AAC 3–5 mm là 9,35 và 9,26 mg/g; AAC 5–10 là 8,96 và 8,99 mg/g) và giá trị hàm số tương quan Langmuir  $R^2 > 0,99$  giá trị này rất gần với 1 cho thấy quá trình hấp phụ phù hợp với mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir, điều này cũng trùng khớp với các nghiên cứu tương tự trên vật liệu AAC của Zhang và cs. (2017) ( $R^2 \geq 0,98$ ), Kumara và cs. (2019) ( $R^2 = 0,99$ ). Kết quả tính toán cho thấy dung lượng hấp phụ cực đại  $Q_m$  (mg/g) và hằng số hấp phụ Langmuir  $b$  (L/mg) của AAC 3–5 mm cao hơn so với AAC 5–10 mm, cho thấy vật liệu AAC có kích cỡ nhỏ hơn có khả năng hấp phụ tốt hơn so với AAC có kích cỡ lớn hơn, điều này được lý giải bởi các hạt nhỏ hơn có diện tích bề mặt lớn hơn so với các hạt có kích thước lớn.

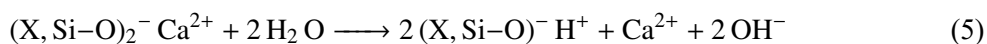
### 3.5. Cơ chế loại bỏ và hấp phụ Cd(II)

Như đã đề cập trong phần thành phần phân hóa học của vật liệu, AAC có thành phần  $\text{SiO}_2$  và  $\text{CaO}$  rất cao, đặc trưng của vật liệu silicat canxi. Việc loại bỏ kim loại nặng bằng vật liệu silicat canxi chủ yếu



được điều chỉnh bởi cơ chế ba bước hoặc năm bước chẳng hạn như thủy phân, hydrat hóa, trao đổi ion, tạo phức trên bề mặt, và kết tủa bề mặt [4]. Đặc biệt trong trao đổi ion Ca(II), sự tạo phức bề mặt và kết tủa là cơ chế hấp phụ chính của KLN đối với AAC; có nghĩa là, phản ứng của vật liệu canxi silicat với nước tạo ra hydrat canxi silicat (C-S-H) và canxi hidroxit (CH) do quá trình hydrat hóa, và những chất đó hoạt động như các vị trí hấp phụ của KLN [13, 16, 17]. Kết quả phân tích EDX phát hiện hàm lượng CaO tương đối cao (Bảng 1, 28,89%) trong thành phần AAC, cho thấy các phản ứng hydrat hóa (phương trình (5)) có thể đã hình thành các nhóm chức Ca-OH trên các cạnh của tobermorite (silicat canxi hydrat hóa). Sau đó, các ion KLN bị thủy phân (phương trình (6)) phản ứng với các nhóm chức đó có thể góp phần vào quá trình hấp phụ, loại bỏ KLN.

- Hydrat hóa trên bề mặt chất hấp phụ:



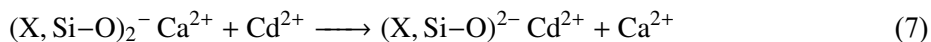
trong đó X = Al, Fe, K, và Mg.

- Sự tạo kết tủa trên bề mặt của ion kim loại:



Kumara và cs. [4] đã tìm thấy mối quan hệ giữa lượng Ca (II) được giải phóng và lượng kim loại bị hấp phụ trong khoảng Ci đo được là 0–2000 mg/ L, theo đó lượng Ca (II) được giải phóng tuyến tính cùng với sự hấp phụ kim loại ( $R^2 > 0,97$ ). Điều thú vị là hồi quy tương quan cho thấy tỷ lệ Ca(II) giải phóng và kim loại hấp phụ Cd(II) gần như là 1:1 đối với AAC. Các nghiên cứu của Damrongsiri (2017) [18], Martemianov và cs. (2017) [19], Zou và cs. [20] cho thấy rằng hấp phụ hóa học bằng trao đổi ion (giữa Ca(II) và Cd(II)) trên bề mặt chất hấp phụ ngâm nước là cơ chế hấp phụ chủ đạo của hấp phụ KLN đối với các vật liệu silicat canxi như AAC. Quá trình này được mô tả bởi các phương trình (7) và (8). Nó, được xác nhận bởi sự gia tăng của nồng độ  $Ca^{2+}$  trong dung dịch sau phản ứng.

- Phản ứng trao đổi trên bề mặt chất hấp phụ:



trong đó X = Al, Fe, K, và Mg.

Các trạng thái tồn tại của kim loại nặng trong nước phụ thuộc nhiều vào pH của dung dịch, theo tài liệu các biểu đồ Eh-pH của Takeno, nghiên cứu của Dong và cs. (2010), Cd (II) có khả năng kết tủa dưới dạng hydroxit kim loại khi pH dung dịch ở trạng thái kiềm [21, 22]. Kết quả khảo sát pH của dung dịch sau hấp phụ theo thời gian phản ứng được mô tả tại Bảng 3. Có thể thấy theo thời gian thí nghiệm, dung dịch sau cân bằng đều có pH tăng lên so với ban đầu. Hiệu quả loại bỏ Cd theo thời gian cũng gia tăng từ 21% lên 99% khi pH tăng từ 6,08 lên 7,63. Điều này cho thấy sự kết tủa bề mặt của KLN đã góp phần vào việc loại bỏ KLN trong nước cùng với sự trao đổi ion

- Sự tạo kết tủa của ion kim loại trong môi trường kiềm:



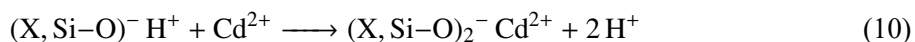
Quá trình hấp phụ, loại bỏ KLN còn được hỗ trợ nhờ tương tác của lực hút tĩnh điện giữa các ion trái dấu. Theo nghiên cứu của Kumara [4], trong môi trường trung tính và môi trường kiềm (pH từ 7–10) điện thế  $\zeta$  của bê tông AAC trong khoảng từ –6,6 đến –11 mV, như vậy trong điều kiện thí nghiệm AAC mang điện tích âm (–), chính vì thế đã có sự tương tác hút, dính kết các ion dương là Cd(II) thông qua quá trình hấp phụ vật lý.

Bảng 3. Hiệu suất xử lý và pH của dung dịch Cd theo thời gian phản ứng

Thời gian (phút)	Cd			
	E %		pH	
	AAC 3–5 mm	AAC 5–10 mm	AAC 3–5 mm	AAC 5–10 mm
0	0	0	6,08	6,08
30	30,98	21,07	6,51	6,55
60	53,18	25,06	6,56	6,50
120	65,03	51,87	6,62	6,51
240	75,10	66,06	6,50	6,45
480	97,27	83,81	7,29	7,24
960	99,48	89,52	7,50	7,35
1440	99,49	99,10	7,45	7,63

Mặt khác, ở nồng độ KLN ban đầu rất cao (thông thường,  $C_i \geq 2000$  mg/L), phản ứng trước đó sẽ không thể thực hiện được. Lúc này, sự hấp phụ chuyển sang dạng hấp phụ đa lớp ở  $C_i > 2000$  mg/L cao hơn. Với sự gia tăng nồng độ  $C_i$  và sự hấp phụ kim loại, pH sau khi hấp phụ giảm liên tục. Điều này có thể được gây ra bởi sự deprotonation từ bề mặt silicat canxi, là kết quả của sự hình thành phức chất trên bề mặt theo phương trình (10) [4, 20]. Ngoài ra, sự phân tán  $\text{OH}^-$  do kết tủa bề mặt có thể góp phần làm tăng độ hấp phụ và giảm pH sau khi hấp phụ [4, 16]. Ở nồng độ thí nghiệm 5000 mg/L, kết quả đo đặc pH của dung dịch Cd sau hấp phụ là 6,63–6,69 ( $< 7$ ) đã củng cố các nhận định trên.

- Sự tạo phức chất trên vật liệu:



Bảng 4. Tổng hợp một số nghiên cứu về xử lý Cd bằng CTRXD

Vật liệu	Đối tượng	Kích cỡ VL (mm)	Tỉ lệ R:L (g/L)	$C_i$ (mg/L)	$Q_m$ (mg/g)	TLTK
Đá ong	Cd	$< 2,00$	60	0–20	0,12–0,21	[23]
ALC/AAC	Cd	$< 0,15$	10	1,0–35	2,07	[3]
ALC/ AAC	Cd	$< 0,105$	100	0–5000	24,3	[4]
		0,105–2	100		23,5	
		2–4,76	100		24,2	
Bột đá cẩm thạch	Cd	0,025–0,063	2	20–60	26,99	[24]
Bê tông thải	Cd	1–3	20	0–500	6,64	[15]
			3–5	20	6,35	
Gạch đặc	Cd	0,105–2	100	0–2000	3,2	[14]
AAC	Cd	3–5	100	0–5500	9,21	Nghiên cứu này
		5–10	100		8,26	



Bảng 4 tổng hợp và so sánh dung lượng hấp phụ cực đại của một số loại vật liệu từ chất thải rắn xây dựng (CTRXD). Kết quả cho thấy bê tông AAC có dung lượng hấp phụ Cd rất tốt cao hơn các loại CTRXD khác như đá ong, gạch đặc, bê tông thải điều này được giải thích là do đặc tính của vật liệu AAC có sự khác biệt lớn so với các vật liệu còn lại. Thứ nhất, AAC có thành phần CaO cao hơn rất nhiều so với đá ong và gạch đặc, chính thành phần này tạo ra môi trường kiềm,  $\text{OH}^-$  và ion  $\text{Ca(II)}$  sẵn sàng tham gia vào các phản ứng trao đổi ion, tạo kết tủa và tạo phức kết tủa làm gia tăng quá trình hấp phụ  $\text{Cd(II)}$ . Thứ hai, AAC là vật liệu có độ rỗng xốp rất lớn, độ rỗng xốp tổng lên tới gần 80% [2] và diện tích bề mặt BET lớn ( $23,6 > 15,9 \text{ m}^2/\text{g}$  cao hơn so với vật liệu gạch đặc) các điều này làm tăng tính hấp phụ của AAC. AAC có dung lượng hấp phụ thấp hơn bột đá cẩm thạch là do bột đá cẩm thạch cũng có thành phần CaO rất cao và kích thước hạt sử dụng trong thí nghiệm nhỏ hơn. Với các kết quả thu được cho thấy tiềm năng sử dụng bê tông AAC như là một chất hấp phụ hiệu quả, sẵn có và chi phí thấp để loại bỏ Cd trong nước thải.

#### 4. Kết luận

Các kết quả thí nghiệm cho thấy bê tông thải AAC là chất hấp phụ  $\text{Cd(II)}$  trong nước thải hiệu quả với dung lượng hấp phụ  $\text{Cd(II)}$  đạt từ 8,2–9,2 mg/g. Khảo sát 2 kích cỡ 3–5 mm và 5–10 mm cho thấy các hạt AAC có kích thước nhỏ hơn cho dung lượng hấp phụ cao hơn khoảng 10%, nguyên nhân là do cùng một khối lượng, các hạt AAC 3–5 mm có diện tích bề mặt lớn hơn hạt AAC 5–10 mm.

Hiện nay, bê tông AAC đang ngày càng phổ biến và thông dụng trong ngành xây dựng, chính vì thế làm phát sinh lượng chất thải AAC ra môi trường sẽ ngày càng gia tăng. Việc sử dụng bê tông thải AAC để xử lý kim loại nặng như Cd trong nước thải sẽ giúp giảm đáng kể chi phí xử lý nước thải, tăng tỷ lệ tái sử dụng CTRXD, giảm phát thải và bảo vệ môi trường từ đó thúc đẩy lên kinh tế tuần hoàn.

#### Lời cảm ơn

Nhóm tác giả trân trọng cảm ơn Dự án SATREPS (No. JPMJSA1701) (CTTD 2018) đã hỗ trợ thực hiện nghiên cứu này.

#### Tài liệu tham khảo

- [1] Schober, G. (2011). Porosity in autoclaved aerated concrete (AAC): A review on pore structure, types of porosity, measurement methods and effects of porosity on properties. *5th International Conference on Autoclaved Aerated Concrete*, Bydgoszcz Poland, 351–359.
- [2] Matsuno, A. M. (2020). [Comparison of macropore structures and networks of autoclaved aerated concrete blocks using micro-focus X-ray computed tomography](#). *International Journal of GEOMATE*, 19(71).
- [3] Zhang, Y., Zeng, L., Kang, Y., Luo, J., Li, W., Zhang, Q. (2017). [Sustainable use of autoclaved aerated concrete waste to remove low concentration of Cd \(II\) ions in wastewater](#). *Desalination and Water Treatment*, 82:170–178.
- [4] Kumara, G. M. P., Kawamoto, K., Saito, T., Hamamoto, S., Asamoto, S. (2019). [Evaluation of Autoclaved Aerated Concrete Fines for Removal of Cd\(II\) and Pb\(II\) from Wastewater](#). *Journal of Environmental Engineering*, 145(11).
- [5] Son, T. H., Quynh, H. T. M., Cường, T. Q., Giang, Đ. H., Nga, T. T. V. (2021). [Tổng quan về xử lý nước thải sử dụng các loại bê tông phế thải](#). *Tạp chí Khoa học Công nghệ Xây dựng (KHCN XD) - ĐHXDHN*, 15(4V):18–29.

- [6] Sâm, T. D. (2015). Đánh giá về thực trạng, thách thức và các giải pháp nhằm nâng cao hiệu quả sản xuất và sử dụng bê tông khí chưng áp (AAC) ở nước ta. *Hội thảo Ứng dụng vật liệu mới, tiết kiệm năng lượng, thân thiện môi trường*.
- [7] WHO (2011). *Cadmium in Drinking-water*.
- [8] EPA 822-S-12-001 (2012). *Edition of the drinking water standards and health advisories*.
- [9] QCVN 01-1:2018/BYT (2018). *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước sạch sử dụng cho mục đích sinh hoạt*. Bộ Y tế.
- [10] QCVN 40:2011/BTNMT (2011). *Quy chuẩn quốc gia về nước thải công nghiệp*. Bộ Tài nguyên và Môi trường.
- [11] Castellar, Formosa, Chimenos, Canals, Bosch, Rosell, Silva, Morató, Brix, Arias (2019). [Crushed Auto-claved Aerated Concrete \(CAAC\), a Potential Reactive Filter Medium for Enhancing Phosphorus Removal in Nature-Based Solutions—Preliminary Batch Studies](#). *Water*, 11(7):1442.
- [12] Srivastava, P., Singh, B., Angove, M. (2005). [Competitive adsorption behavior of heavy metals on kaolinite](#). *Journal of Colloid and Interface Science*, 290(1):28–38.
- [13] Shabalala, A. N., Ekelu, S. O., Diop, S., Solomon, F. (2017). [Pervious concrete reactive barrier for removal of heavy metals from acid mine drainage - column study](#). *Journal of Hazardous Materials*, 323:641–653.
- [14] Kumara, G. M. P. (2019). [Applicability of crushed clay brick and municipal solid waste slag as low-cost adsorbents to refine high concentrate Cd \(II\) and Pb \(II\) contaminated wastewater](#). *International Journal of GEOMATE*, 17(63):133–142.
- [15] Pháp luật môi trường (Tạp chí môi trường đô thị Việt Nam). [Đánh giá khả năng xử lý ion Cadmi trong nước thải của bê tông thải](#). Truy cập ngày 30/1/2023.
- [16] Coleman, N., Lee, W., Slipper, I. (2005). [Interactions of aqueous Cu, Zn and Pb ions with crushed concrete fines](#). *Journal of Hazardous Materials*, 121(1-3):203–213.
- [17] Solpuker, U., Sheets, J., Kim, Y., Schwartz, F. W. (2014). [Leaching potential of pervious concrete and immobilization of Cu, Pb and Zn using pervious concrete](#). *Journal of Contaminant Hydrology*, 161: 35–48.
- [18] Damrongsiri, S. (2017). [Feasibility of using demolition waste as an alternative heavy metal immobilising agent](#). *Journal of Environmental Management*, 192:197–202.
- [19] Martemianov, D., Xie, B.-B., Yurmazova, T., Khaskelberg, M., Wang, F., Wei, C.-H., Preis, S. (2017). [Cellular concrete-supported cost-effective adsorbents for aqueous arsenic and heavy metals abatement](#). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(4):3930–3941.
- [20] Zou, J., Guo, C., Zhou, X., Sun, Y., Yang, Z. (2018). [Sorption capacity and mechanism of Cr<sup>3+</sup> on tobermorite derived from fly ash acid residue and carbide slag](#). *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 538:825–833.
- [21] Takeno, N. (2005). Atlas of Eh-pH diagrams. *Geological survey of Japan open file report*, 419:102.
- [22] Dong, L., Zhu, Z., Ma, H., Qiu, Y., Zhao, J. (2010). [Simultaneous adsorption of lead and cadmium on MnO<sub>2</sub>-loaded resin](#). *Journal of Environmental Sciences*, 22(2):225–229.
- [23] Nga, N. T. H. (2013). *Application of volcanic ash soil and laterite to water treatment*.
- [24] Ghazy, S. E., Gabr, I. M., Gad, A. H. M. (2008). [Cadmium\(II\) sorption from water samples by powdered marble wastes](#). *Chemical Speciation & Bioavailability*, 20(4):249–260.