



Title	水苔由来ピートモスによる重金属イオンのバイオソープション
Author(s)	関, 秀司; Seki, Hideshi; 于, 克鋒 他
Citation	化学工学論文集, 32(5), 409-413 https://doi.org/10.1252/kakoronbunshu.32.409
Issue Date	2006
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/44075
Rights	出版社版あり http://www.jstage.jst.go.jp/browse/kakoronbunshu/-char/ja
Type	journal article
File Information	2006b.pdf



水苔由来ピートモスによる重金属イオンのバイオソープション†

関 秀司^{††}・于 克鋒^{*}・丸山 英男・鈴木 翼

北海道大学大学院水産科学研究院 海洋応用生命科学部門,

041-8611 北海道函館市港町 3-1-1

水苔由来の腐植物質であるピートモスの重金属吸着剤への利用を目的としてカドミウムと鉛に対する吸着特性について検討した。金属結合サイトである酸性基（カルボキシル基とフェノール性水酸基）の数と解離定数を電位差滴定によって決定した後に、カドミウムおよび鉛吸着実験の結果を酸性基への水素イオンと金属イオンの結合反応に基づく吸着モデルを用いて解析し、ピートモスへの2価金属イオンの吸着が Bidentate 型であることを明らかにした。ピートモスには約 $1.5 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ の酸性基が存在し、2価金属イオンに対する吸着容量は約 $0.75 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ であった。また、カドミウムおよび鉛イオンの吸着速度過程が擬二次速度式に従うことを示した。

† 化学工学会秋田大会（秋田，2004年7月）にて一部発表

* 東京大学大学院工学系研究科 応用化学専攻，153-8505 東京都目黒区
駒場 4-6-1

Biosorption of Heavy Metals onto Sphagnum Peat Moss

Hideshi SEKI, Kefeng Yu*, Hideo MARUYAMA and Akira SUZUKI

*Division of Marine Life Science, Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University,
3-1-1 Minato-cho, Hakodate-shi, Hokkaido 041-8611, Japan*

Keywords: Biosorption, Cadmium, Lead, Sphagnum Peat Moss

Biosorption of Cd^{2+} and Pb^{2+} onto sphagnum peat moss was investigated. The mole numbers and acid dissociation constants of metal-binding sites (carboxyl and phenolic hydroxyl groups) were determined by potentiometric titration. The Cd^{2+} and Pb^{2+} adsorption data were analyzed using two different adsorption models. The models were based on the acid dissociation reactions of acidic sites and the monodentate or bidentate binding reactions of bivalent metal ions to acidic sites. The results showed that the biosorption of bivalent metal ions onto peat moss followed the bidentate adsorption model. The number of acidic sites of peat moss was about $1.5 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$, so that the saturated adsorption amount of bivalent metal ions was $0.75 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$. It was also shown that the adsorption process of Cd^{2+} and Pb^{2+} followed pseudo-second-order kinetics.

*Institute of Industrial Science, University of Tokyo, 4-6-1 Komaba, Meguro-ku, Tokyo 153-8505, Japan

緒 言

環境水や土壌中の腐植物質は金属イオンと錯体を形成することから、環境中の金属イオンの動態に影響を及ぼす要因のひとつであると考えられている (Cacheris and Choppin, 1987; Choppin, 1988; Maes *et al.*, 1988; Torres and Choppin, 1984). また、腐植物質が金属イオンに対して高い錯体形成能力を有することから、腐植物質を用いた有害金属イオンの吸着分離を目的とした研究も行われている (Deans and Dixon, 1992; Ho and Miller, 1985; Seki *et al.*, 1990). 腐植物質はカルボキシル基とフェノール性水酸基を含む無定形の有機酸ポリマーであり、これらの酸性基が金属イオン結合サイトとして機能する。腐植物質の一種であるフミン酸およびフルボ酸はカルボキシル基とフェノール性水酸基を豊富に含むが、いずれも水溶性であるため吸着剤としての実用化が困難である。著者らは加熱縮合によりフミン酸を不溶化し、不溶化条件が重金属吸着能力に及ぼす影響について検討した (Seki and Suzuki, 1995). フミン酸を 600 K 以上で加熱縮合すると不溶化するが、処理温度の上昇とともに吸着能力が著しく低下し、吸着能力を維持したまま不溶化するためには処理温度を厳密に制御する必要があることがわかった。また、土壌などからフミン酸を抽出するコストを考慮すると、廃水処理や環境修復を目的とした重金属除去プロセスへのフミン酸の利用は必ずしも実用的ではないことが示唆された。

本研究では、亜寒帯に豊富な水苔由来の腐植物質であるピートモスを用いたカドミウムと鉛の吸着分離について検討した。ピートモスは水に不溶の繊維状物質であり、ほかの腐植物質と同様に金属イオンに対する吸着能力が高く、安価な吸着材料としての利用が検討されている (Crist *et al.*, 1996; Ho and Mckay, 1999; Ho *et al.*, 2000; Mckay and Porter, 1997). 腐植物質の主たる金属結合サイトはカルボキシル基と

フェノール性水酸基であり、これらの解離状態が pH3-7 で大きく変化するため金属吸着量も pH によって大きく変化する。金属吸着量の pH 依存性の予測は吸・脱着操作の最適操作条件の決定において重要であるが、ピートモスの金属吸着特性、とくに pH 依存性について定量的な解析はほとんど行われていない。そこで本研究では、まずピートモスに存在する酸性基の数と解離定数を決定するためにピートモスの電位差滴定を行った。次に pH と金属初期濃度を変えてカドミウムと鉛の吸着実験を行い、酸性基への水素イオンと金属イオンの結合反応を考慮した 2 種の吸着モデルを用いて実験結果の定量的解析を行った。

1. 実 験

1.1 ピートモス

日本化学飼料（株）から分譲された水苔由来ピートモス 50 g を 1.0 dm³ の 0.01 mol·dm⁻³ HCl 溶液中でマグネチックスターラーを用いて 24 時間攪拌洗浄した後に蒸留水で繰り返し洗浄し 60℃ で乾燥した。洗浄乾燥したピートモス 25 g を、フードプロセッサを用いて粉砕し粉末試料を調製した。以下では粉砕していないピートモスを PML、粉砕したピートモスを PMS と表記する。

1.2 ピートモスの電位差滴定

蒸留水にピートモス 0.5 g を加え室温で減圧沸騰させてピートモスの内部まで水を浸透させた。窒素雰囲気下においてピートモス懸濁液をマグネチックスターラーで攪拌し、HNO₃ 溶液を加えて pH3 以下とした後に全容を 0.5 dm³ とした。所定量の容量分析用 NaOH 溶液を添加し、pH が 10 分間変化しなくなった時点の pH を平衡 pH として測定した。懸濁液の pH が約 pH8 となるまでこの操作を繰り返した。滴定は 30℃ 恒温水槽中で行い、イオン強度は 0.01 mol·dm⁻³ (NaNO₃) とした。

1.3 カドミウムおよび鉛吸着実験

蒸留水にピートモス 0.05 または 0.1 g を加え室温で減圧沸騰させてピートモスの内部まで水を浸透させた。ピートモス懸濁液をマグネティックスターラーで攪拌し、所定量の $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ または $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 溶液を加え、 HNO_3 または NaOH 溶液により所定の pH に調節した後に全容を 0.5 dm^3 とした。所定時間ごとに先端にフィルターを取り付けたマイクロピペットを用いて懸濁液の一部 (3 cm^3) を採取し液相の金属濃度を測定した。吸着平衡に達した後にピートモスを遠心分離し (3000 rpm , 20 min)、液相の pH と金属濃度を測定した。金属濃度は原子吸光光度計 (原子吸光/炎光分光光度計 A-1800 形, 日立製作所 (株)) を用いて測定し、金属吸着量は初期濃度と平衡濃度の差から算出した。吸着実験は 30°C 恒温水槽中で行い、イオン強度は $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3) とした。 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ および $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ 初期濃度は 1.0×10^{-4} および $2.0\times 10^{-4} \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ とした。

2. 結果と考察

2.1 ピートモスのサイズ分布

Figure 1 にレーザー回折/散乱式粒子径分布測定装置 LA-300(堀場製作所 (株)) を用いて測定した PML (実線) および PMS (点線) の球相当径分布曲線を示す。PML および PMS のモード径はそれぞれ 244.97 および $32.09 \mu\text{m}$ であり、比表面積はそれぞれ 3.21×10^4 および $2.81\times 10^5 \text{ m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ であった。

2.2 ピートモスの酸性基数と解離定数の決定

電位差滴定の結果から次式を用いて算出した PML (○) および PMS (△) の酸性基の解離曲線を **Figure 2** に示す。

$$D = \frac{m_{\text{OH}} - (K_{\text{W}}/C_{\text{H}} - K_{\text{W}}/C_{\text{H0}})V - (C_{\text{H0}} - C_{\text{H}})V}{w} \quad (1)$$

ここに、 D [$\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$]はピートモス乾量基準の解離基数、 C_{H0} [$\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$]は滴定開始前の水素イオン初期濃度、 C_{H} [$\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$]は NaOH を添加した後の水素イオン平衡濃度、 K_{W} [$\text{mol}^2\cdot\text{dm}^{-6}$]は水のイオン積、 m_{OH} [mol]は添加した NaOH 量、 V [dm^3]は全液量、 w [g]はピートモス乾燥重量である。ピートモスの主な酸性基はカルボキシル基とフェノール性水酸基であり、任意の pH におけるピートモス乾量基準の全解離基数は次式で表される (Seki and Suzuki, 1995; Seki and Suzuki, 1999)。

$$D = \frac{N_{\text{C}}K_{\text{C}}}{K_{\text{C}} + C_{\text{H}}} + \frac{N_{\text{P}}K_{\text{P}}}{K_{\text{P}} + C_{\text{H}}} \quad (2)$$

ここに、 K [$\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$]は各酸性基の解離定数、 N [$\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$]は菌体乾量基準の各酸性基数であり、添字 C および P はそれぞれカルボキシル基およびフェノール性水酸基についてのパラメータであることを表す。Figure 2 に示した実験結果と Eq. (2) から算出した解離基数の残差平方和が最小となる K および N の値を Table 1 に示した。Figure 2 の実線は Table 1 に示した値を用いて Eq. (2) から算出した計算値である。実験値と計算値の間に相関係数 $r = 0.995$ の良好な一致が得られた。

2.3 カドミウムおよび鉛吸着速度

PML と PMS のカドミウム吸着速度実験の結果を Figure 3 に、鉛吸着速度実験の結果を Figure 4 に示す。縦軸の q [$\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$]は時間 t [s]における金属イオン吸着量である。生物素材への 2 価金属イオンの吸着過程は擬二次速度式に従うことが多い (Antunes *et al.*, 2003; Ho and Mckay, 2000)。そこで、PML と PMS の吸着速度を比較するために次

式の擬二次速度式を適用した。

$$\frac{d(q/q_e)}{dt} = k(1 - q/q_e)^2 \quad (3)$$

$$q = q_e \frac{kt}{1 + kt} \quad (4)$$

ここに、 k [s^{-1}]は擬二次速度定数、 q_e [$mol \cdot g^{-1}$]は金属イオン平衡吸着量である。Equation (4)による計算値と実験結果の残差平方和が最小となる k の値と相関係数 r を図中に示した。図中の実線は Eq. (4)による計算値である。PMS の吸着速度は PML の約 10 倍であり、約 3 分でほぼ平衡に達した。PMS はサイズが小さいため充填層として用いることは実際上不可能であるが、吸着速度が非常に速いことから、分散系で吸着操作を行った後に泡沫分離によって吸着剤を回収する Biosorptive flotation への利用が期待できる (Aldrich and Feng, 2000; Kefala *et al.* 1999)。

2.4 ピートモスへのカドミウムおよび鉛の吸着

PML および PMS の金属イオン吸着量と平衡 pH の関係を **Figure 5** (カドミウム吸着) と **Figure 6** (鉛吸着) に示す。PML と PMS の吸着量に差がないことから、PML 内部に存在する酸性基のほぼすべてが金属イオンとの結合に利用されていると考えられる。

生物素材への 2 価金属イオンの吸着メカニズムは、結合サイトと金属イオンが 1:1 で結合する Monodentate 型と



2:1 で結合する Bidentate 型に大別できる。



ここに、 $-S^-$ は解離した金属結合サイト、 M^{2+} は2価金属イオンである。金属結合サイト密度が高くフレキシブルな構造をもつポリマーゲルや海藻類への2価金属イオンの結合は **Bidentate** 型であり、結合サイト密度が低く固い構造をもつ微生物や無機系吸着剤への結合の多くが **Monodentate** 型である。また、**Bidentate** 型結合は飽和吸着量が **Monodentate** 型結合の 1/2 であるが、結合サイトの種類が同じであれば **Monodentate** 型結合に比べて結合力が非常に強い (Seki and Suzuki, 1999, 2002; Suzuki and Seki, 1999)。

フミン酸と褐藻類への2価金属イオンの吸着が **Bidentate** 型であることから、植物由来の腐植物質であるピートモスも同様であると仮定すると、各酸性基への2価金属イオンの結合定数 β_i ($\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)は次式で表され、

$$\beta_i = \frac{\theta_i}{[(1-\theta_i)(K_i/(K_i + C_H))]^2 C_M} \quad (7)$$

ピートモスの金属平衡吸着量は次式で与えられる (Seki and Suzuki, 1999, 2002)。

$$q_e = \frac{N_C \theta_C + N_P \theta_P}{2} \quad (8)$$

ここに、 C_M [$\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}$]は金属イオンの平衡濃度、 θ [-]は金属イオンによる各酸性基の被覆率である。Equations (7)と(8)から次式が得られる。

$$q_e = N_C \frac{P_C - \sqrt{P_C^2 - 4}}{4} + N_P \frac{P_P - \sqrt{P_P^2 - 4}}{4} \quad (9)$$

ただし

$$P_i = 2 + \frac{(K_i + C_H)^2}{K_i^2 \beta_i C_M} \quad (10)$$

Equations (9)と(10)を用いて算出した平衡吸着量と実験値の残差平方和が最小となる β_i の値を **Table 2** に示した. なお, 各酸性基の N と K は電位差滴定により決定した値 (**Table 1**) を用いた. 金属イオン初期濃度を C_{M0} [$\text{mol}\cdot\text{dm}^{-3}$] とすると C_M は次式で表せる.

$$C_M = C_{M0} - \frac{wq_e}{V} \quad (11)$$

図中の実線は **Tables 1** と **2** に示した値を用いて Eqs. (9)-(11) から算出した計算値である.

比較のために, 次式の **Monodentate** 型モデルを適用した結果を **Figures 5** と **6** に示した.

$$q_e = N_C \frac{\beta_C C_M}{1 + K_C C_H + \beta_C C_M} + N_P \frac{\beta_P C_M}{1 + K_P C_H + \beta_P C_M} \quad (12)$$

図中の点線は **Monodentate** 型モデル (Eqs. (11)と(12)) による計算値である. モデルによる計算値と実験値の相関係数は, **Monodentate** 型

モデルの場合が Cd 吸着 = 0.733 および Pb 吸着 = 0.902, Bidentate 型モデルの場合が Cd 吸着 = 0.962 および Pb 吸着 = 0.979 であり, 明らかに Bidentate 型モデルとの相関が高いことから, ピートモスへの 2 価金属イオンの結合は結合力の強い Bidentate 型であると考えられる. また, ピートモスの 2 価金属イオンに対する吸着容量は $0.72 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ であり (Table 1), 一般的なイオン交換樹脂の約 1/2 であるが, 非常に安価であることから廃水処理や環境保全・修復を目的とした有害金属の吸着分離操作において有望な吸着材料であると考えられる.

結 言

水苔由来の腐植物質であるピートモスによるカドミウムおよび鉛イオンの吸着分離を試み, 実験結果の解析から以下の知見を得た.

1. ピートモスへの 2 価金属イオンの吸着速度過程は擬二次速度式に従った.
2. ピートモスへの 2 価金属イオンの吸着メカニズムは結合力の強い Bidentate 型であった.
3. 本研究で用いたピートモスの 2 価金属イオン吸着容量は $0.72 \text{ mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ であり, 一般的なイオン交換樹脂の約 1/2 であった.

Nomenclature

C_H	= equilibrium concentration of hydrogen ion	$[\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}]$
C_{H0}	= initial concentration of hydrogen ion	$[\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}]$
C_M	= equilibrium concentration of metal ion	$[\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}]$
C_{M0}	= initial concentration of metal ion	$[\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}]$
D	= amount of deprotonated acidic sites	$[\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}]$
K	= dissociation constant	$[\text{mol} \cdot \text{dm}^{-3}]$
K_W	= ion product of water	$[\text{mol}^2 \cdot \text{dm}^{-6}]$
k	= pseudo-second order rate constant	$[\text{s}^{-1}]$
m_{OH}	= added amount of NaOH	$[\text{mol}]$
N	= numbers of acidic sites	$[\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}]$
q	= adsorption amount of metal ion at time t	$[\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}]$
q_e	= adsorption amount of metal ion at equilibrium	$[\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}]$
t	= adsorption time	$[\text{s}]$
V	= liquid volume	$[\text{dm}^3]$
w	= dry weight of peat moss	$[\text{g}]$
β	= metal binding constant	$[\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}]$
θ	= fraction of acidic sites occupied by metal ions	$[-]$

<Subscript>

C	= carboxylic group
P	= phenolic hydroxyl group

Literature Cited

- Aldrich, C. and D. Feng; "Removal of Heavy Metals from Wastewater Effluents by Biosorptive Flotation," *Mineral Eng.*, **13**, 1129-1138 (2000)
- Antunes, W. M., A. S. Luna, C. A. Henriques and A. C. A. da Costa; "An Evaluation of Copper Biosorption by a Brown Seaweed under Optimized Conditions," *Electron. J. Biotechnol.*, **6**, 174-184 (2003)
- Cacheris, W. P. and G. R. Choppin; "Dissociation Kinetics of Thorium-Humate Complex," *Radiochim. Acta*, **42**, 185-190 (1987)
- Choppin, G. R., "Humics and Radionuclide Migration," *Radiochim. Acta*, **44/45**, 23-28 (1988)
- Crist, R. H., J. R. Martin, J. Chonko and D. R. Crist; "Uptake of Metals on Peat Moss: An Ion-Exchange Process," *Environ. Sci. Technol.*, **30**, 2456-2461 (1996)
- Deans, J. R. and B. G. Dixon, "Uuptake of Pb^{2+} and Cu^{2+} by Novel Biopolymers," *Wat. Res.*, **26**, 469-472 (1992)
- Ho, C. H. and N. H. Miller; "Effect of Humic Acid on Uranium Uptake by Hematite Particles," *J. Colloid Interface Sci.*, **106**, 281-288 (1985)
- Ho, Y. S. and G. Mckay; "Competitive Sorption of Copper and Nickel Ions from Aqueous Solution Using Peat," *Adsorption*, **5**, 409-417 (1999)
- Ho, Y. S. and G. Mckay; "The Kinetics of Sorption of Divalent Metal Ions onto Sphagnum Moss Peat," *Wat. Res.*, **34**, 735-742 (2000)
- Ho, Y. S., G. Mckay, D. A. J. Wase and C. F. Forester; "Study of the Sorption of Divalent Metal Ions on to Peat," *Ads. Sci. Technol.*, **18**, 369-650 (2000)
- Kefala, M. I., A. I. Zouboulis and K. A. Matis; "Biosorption of Cadmium Ions by *Actinomyces* and Separation by Flotation," *Environ. Pollut.*, **104**, 283-293 (1999)
- Maes, A., J. De Brabandere and A. Cremers; "A Modified Schubert Method for the Measurement of the Stability of Europium Humic Acid Complexes in Alkaline Conditions," *Radiochim. Acta*, **44/45**, 51-57 (1988)

- McKay, G. and J. F. Porter; "Equilibrium Parameters for the Sorption of Copper, Cadmium and Zinc Ions onto Peat," *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, **69**, 309-320 (1997)
- Seki, H., A. Suzuki and I. Kashiki; "Adsorption of lead Ions on Immobilized Humic Acid," *J. Colloid Interface Sci.*, **134**, 59-65 (1990)
- Seki, H. and A. Suzuki; "Adsorption of Heavy Meta Ions onto Insolubilized Humic Acid," *J. Colloid Interface Sci.*, **171**, 490-494 (1995)
- Seki, H. and A. Suzuki; "Adsorption of Metal Ions onto Humic Acid," Surfaces of Nanoparticles and Porous Materials, J. A. Schwarz and C. I. Contescu ed., pp. 661-674, Marcel Dekker, New York, USA (1999)
- Seki, H. and A. Suzuki; "Biosorption," Encyclopedia of Surface and Colloid Science, A. T. Hubbard ed., pp. 792-801, Marcel Dekker, New York, USA (2002)
- Suzuki, A. and H. Seki; "Adsorption Mechanism of Heavy Metal Ions onto Biopolymer Adsorbents, Monodentate and Bidentate Binding Mechanisms" (in Japanese), *Hyomen (Surface)*, **37**, 12-22 (1999)
- Torres, R. A. and G. R. Choppin; "Europium (III) and Americium (III) Stability Constants with Humic Acid," *Radiochim. Acta*, **35**, 143-148 (1984)

Figure Captions

Fig. 1 Size distribution of peat moss. Unpulverized (PML), solid line; pulverized (PMS), dotted line

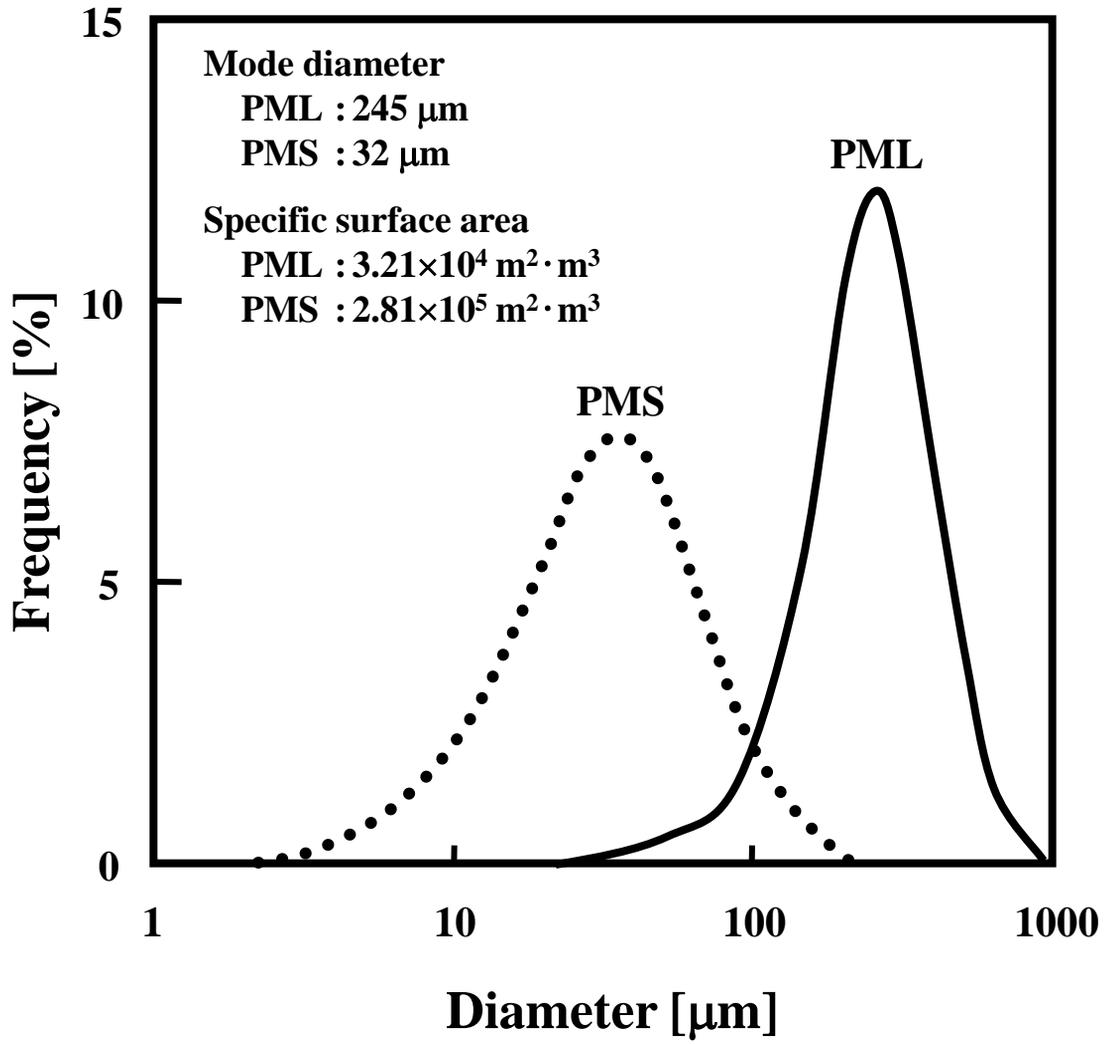
Fig. 2 Acid dissociation of peat moss. Peat moss concentration, $1.0 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$; ionic strength, $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3). Solid curve was calculated from Eq. (2)

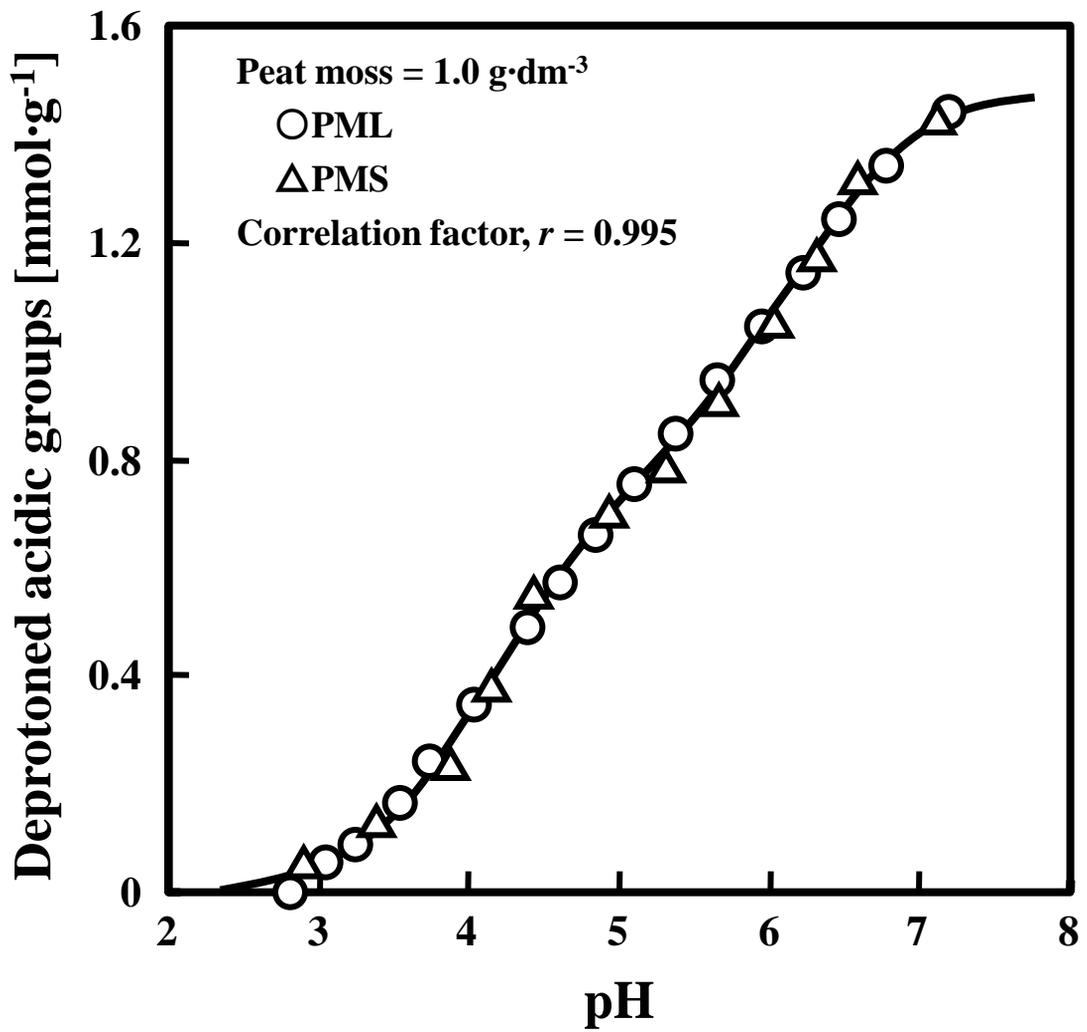
Fig. 3 Time course of Cd adsorption onto (a) PML and (b) PMS at 30°C . Peat moss concentration, $0.2 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$; ionic strength, $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3); solid curves, Eq. (4)

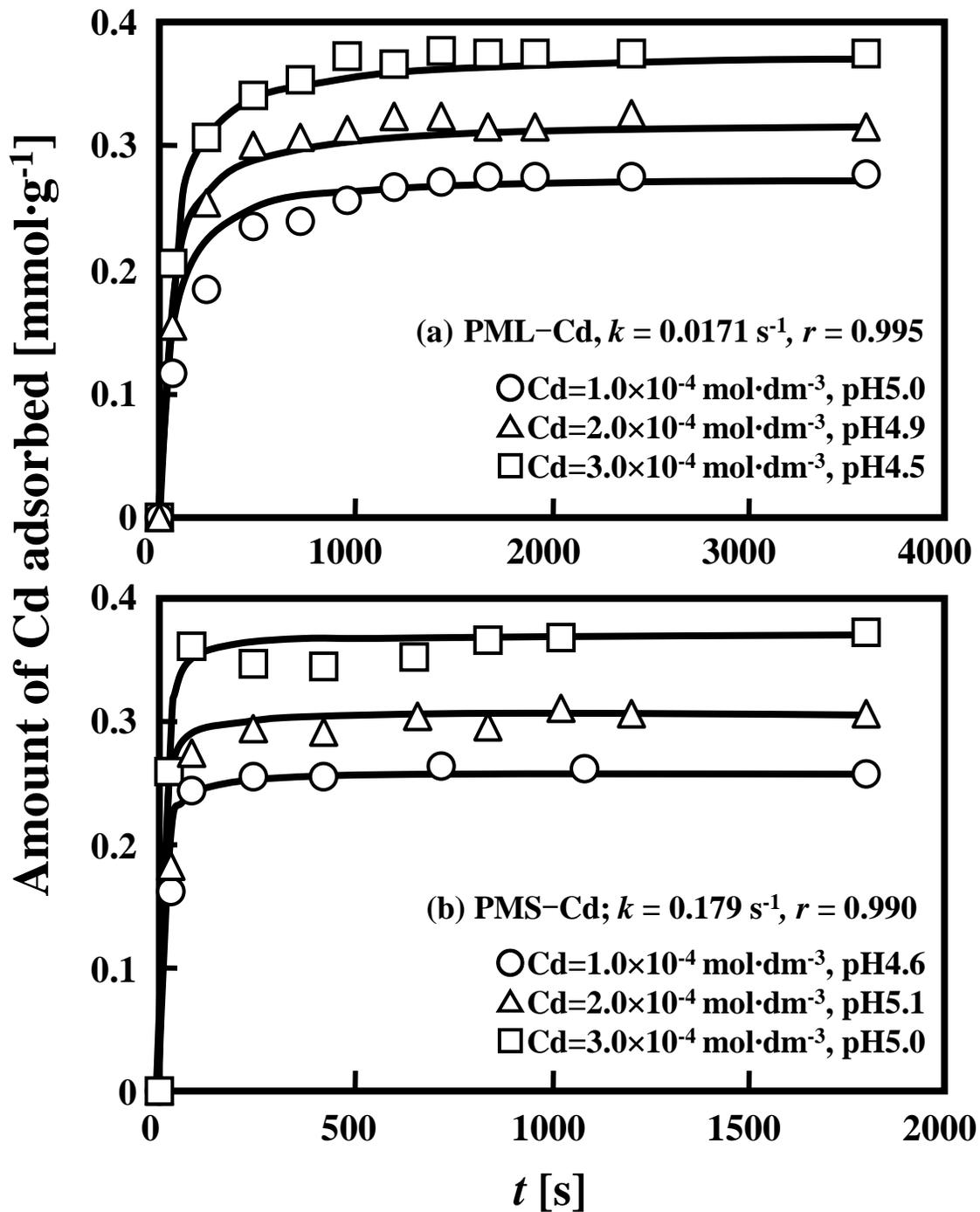
Fig. 4 Time course of Pb adsorption onto (a) PML and (b) PMS at 30°C . Peat moss concentration, $0.1 \text{ g}\cdot\text{dm}^{-3}$; ionic strength, $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3); solid curves, Eq. (4)

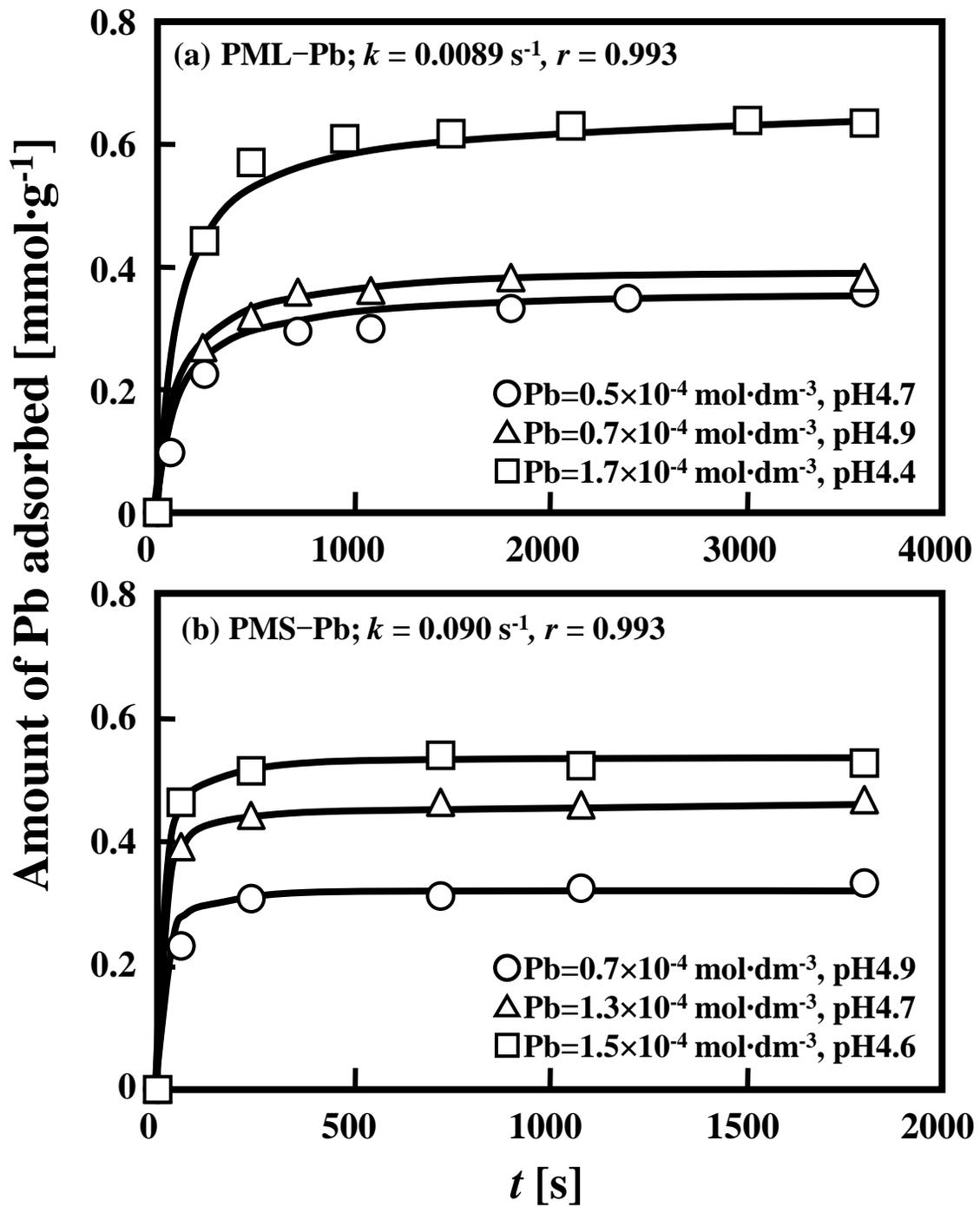
Fig. 5 pH dependence of Cd adsorption onto peat moss at 30°C . Ionic strength, $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3); solid curves, Eqs. (9) - (11); dotted curves, Eqs. (11) and (12)

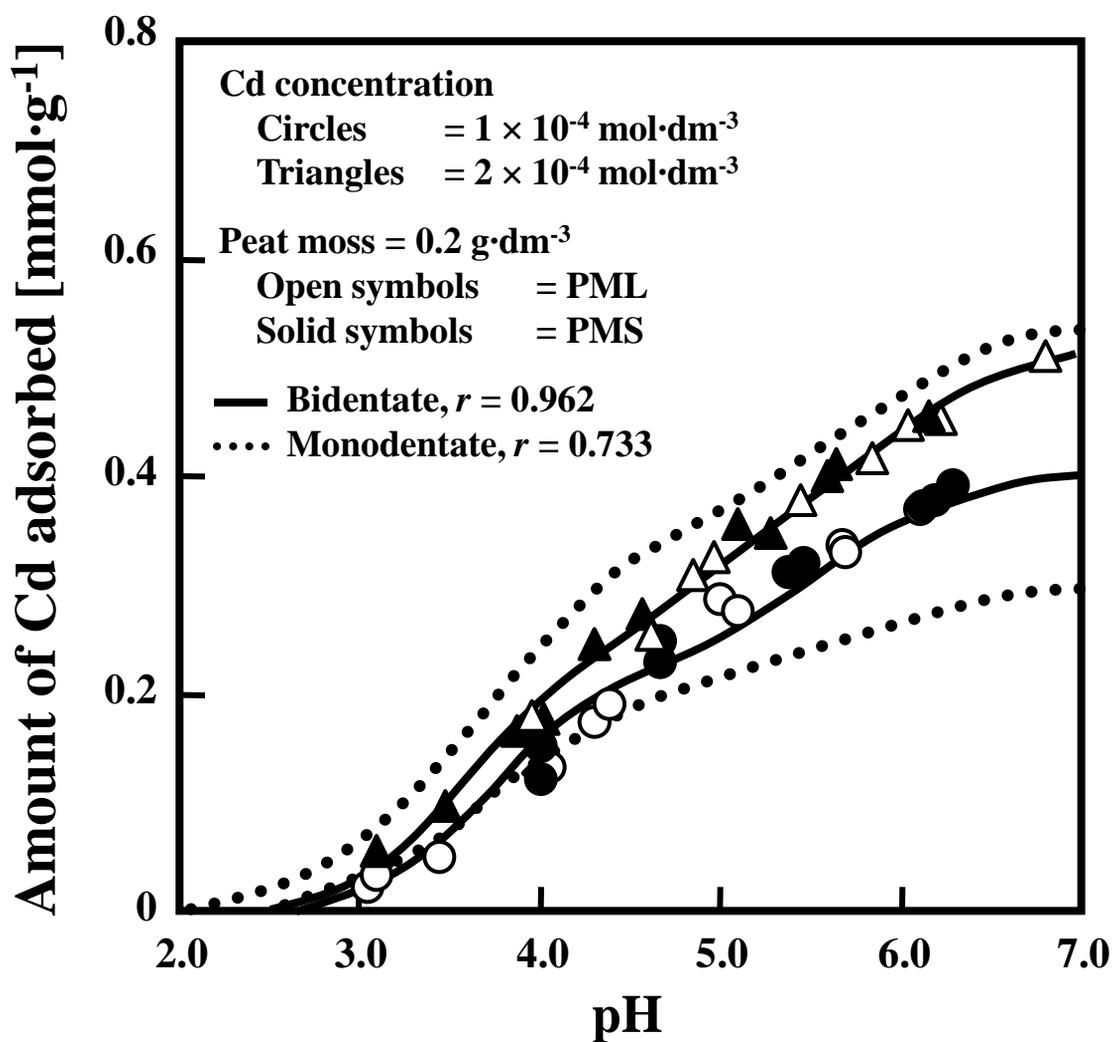
Fig. 6 pH dependence of Pb adsorption onto peat moss at 30°C . Ionic strength, $0.01 \text{ mol}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NaNO_3); solid curves, Eqs. (9) - (11); dotted curves, Eqs. (11) and (12)











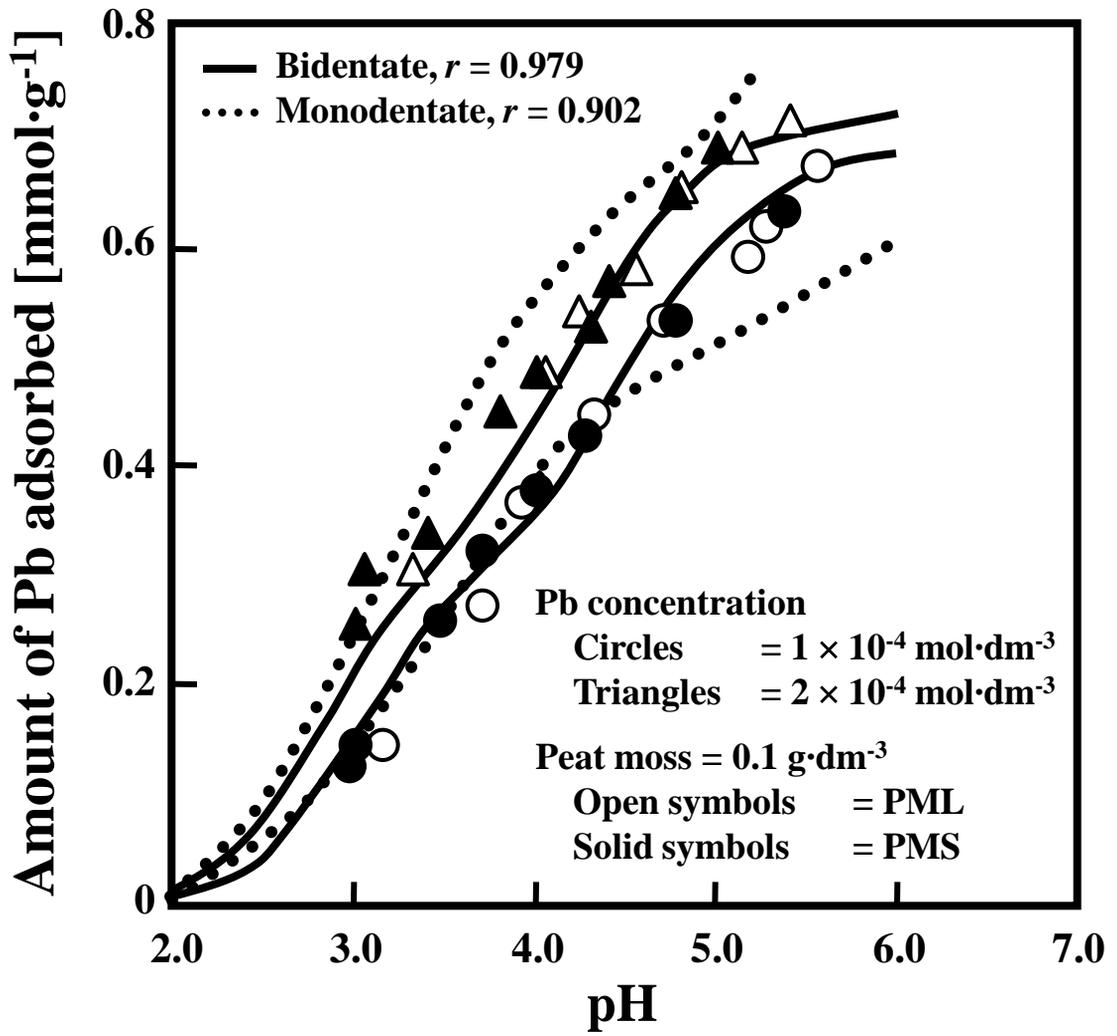


Table 1 Numbers and dissociation constants of acidic sites

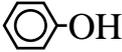
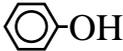
	-COOH	 -OH
N (mol · g ⁻¹)	7.66×10^{-4}	7.20×10^{-4}
K (mol · dm ⁻³)	7.08×10^{-5}	7.41×10^{-7}

Table 2 Cd and Pb binding constants

	-COOH	
Bidentate binding		
β for Cd ($\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)	9.77×10^4	2.03×10^5
β for Pb ($\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)	3.16×10^6	5.62×10^7
Monodentate binding		
β for Cd ($\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)	6.97×10^3	5.95×10^3
β for Pb ($\text{dm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)	3.77×10^4	1.50×10^4