

VLIV AMINOKYSELIN PRODUKOVANÝCH FYTOPLANKTONEM NA ÚPRAVU VODY A JEJICH ADSORPCE NA AKTIVNÍM UHLÍ

LENKA ČERMÁKOVÁ^{a,b}, LENKA PIVOKONSKÁ^a, IVANA KOPECKÁ^a, MARTIN PIVOKONSKÝ^{a,b} a VÁCLAV JANDA^c

^a Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i., Pod Patankou 5, 166 12 Praha 6, ^b Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Albertov 6, 128 43 Praha 2, ^c Ústav technologie vody a prostředí VŠCHT Praha, Technická 5, 166 28 Praha 6
cermakova@ih.cas.cz; pivo@ih.cas.cz

Došlo 9.10.15, přijato 8.12.15.

Klíčová slova: aktivní uhlí, adsorpce, organické látky produkované fytoplanktonem, aminokyseliny

Obsah

1. Úvod
2. Výskyt aminokyselin produkovaných fytoplanktonem v povrchových vodách
3. Vliv aminokyselin produkovaných fytoplanktonem na úpravu vody
4. Adsorpce aminokyselin produkovaných fytoplanktonem na aktivním uhlí
 - 4.1. Vliv hodnoty pH
 - 4.2. Vliv iontové síly
5. Závěr

1. Úvod

Ve všech povrchových vodách využívaných jako zdroje surové vody pro úpravu na vodu pitnou jsou v různé míře obsaženy organické látky přírodního původu (NOM – natural organic matter)^{1,2}. Jedná se o složitou směs řady látek různého původu, charakteru, s odlišnou strukturou, velikostí a molekulovou hmotností^{1,3–6}. Lze je rozdělit na dvě základní skupiny – na huminové látky (především huminové kyseliny a fulvokyseliny) a na látky produkované fytoplanktonem (AOM – algal organic matter)⁷. AOM se do vody uvolňují jako tzv. extracelulární organické látky (EOM – extracellular organic matter) v důsledku metabolických pochodů sinic a řas, nebo také jako celulární organické látky (COM – cellular organic matter) v průběhu odumírání těchto organismů^{4,5,8–10}. Složení AOM je velmi proměnlivé a závisí na mnoha biotických (druh organismu, růstová fáze organismu) a abiotických

(teplota, pH, světelné podmínky, dostupnost a množství živin) faktorech^{4,8}. EOM mají charakter především poly-, oligo- a monosacharidů, v menší míře pak také peptidů a proteinů. Naopak hlavní složkou COM jsou peptidy, proteiny a aminokyseliny, dále pak obsahují také polysacharidy, nukleové kyseliny a lipidy^{4,5,8,11}.

Z hlediska úpravy pitné vody právě AOM způsobují značné problémy. Mají negativní vliv na organoleptické vlastnosti vody (především chuť a zápach)^{10,12,13}, zabraňují účinné koagulaci^{6,14,15}, způsobují zanášení membrán filtrů^{11,16–18} a v neposlední řadě jsou významnými prekurzory vedlejších produktů vznikajících při hygienickém zabezpečení upravené vody^{10,19,20}. Kromě zmíněného byl zejména u nízkomolekulární složky AOM prokázán inhibiční vliv na adsorpci mikropolutantů (např. pesticidů)²¹. Při samotném procesu úpravy vody se jako problematická jeví především nízkomolekulární frakce peptidů pod 10 kDa a značně menší aminokyseliny (AMK)^{21,22}. Kompletní přehled vlivu AOM na jednotlivé procesy je podrobně popsán v review²³.

2. Výskyt aminokyselin produkovaných fytoplanktonem v povrchových vodách

Z přírodních nízkomolekulárních látek způsobujících při úpravě vody značné problémy se v zdrojích surové vody kromě fulvokyselin¹ a peptidů⁸ vyskytují především volné a vázané aminokyseliny²⁴. Jejich zdrojem je zejména metabolická činnost sinic a řas a degradace jejich buněk^{8,20,25,26}. Koncentrace rozpuštěných peptidů/proteinů a volných AMK v přírodních vodách závisí na mikrobiologické aktivitě a v době rozvoje vodního květu může dosahovat až několika jednotek mg l⁻¹ (cit.²³). Koncentrace samotných AMK se pak obvykle pohybuje mezi 50 až 1000 µg l⁻¹ (cit.^{24–26}). Ačkoli množství peptidů/proteinů může až 5× převyšovat množství volných AMK²⁴, je koncentrace AMK na rozdíl od koncentrace peptidů/proteinů stabilní v celém vodním sloupci²⁵. Nejčastěji se vyskytujícími AMK jsou glycin (Gly), kyselina glutamová (Glu), alanin (Ala), leucin (Leu) a serin (Ser)^{25,26}. COM složka je pak velmi bohatá především na arginin (Arg), lysin (Lys) a Gly²⁰.

3. Vliv aminokyselin produkovaných fytoplanktonem na úpravu vody

Jak již bylo řečeno, účinnost konvenční úpravy, tedy koagulace/flokulace, je pro tyto látky téměř nulová^{6,8,15}. Aminokyseliny se tak v různém množství vyskytují ve

všech stupních úpravy vody^{24,26,27} a jejich koncentrace se může v některých stupních úpravy dokonce i zvyšovat²⁴. Přítomnost AMK, které mohou být příčinou hned několika závažných problémů, je však v upravované vodě nežádoucí^{12,13}. Aminokyseliny významně ovlivňují dávku desinfekčních činidel používaných při hygienickém zabezpečování upravené vody²⁴. Například mohou velmi významně zvyšovat spotřebu chloru při efektivním zabezpečování upravené vody chlorací. Důležitou roli přitom hraje hlavně struktura molekuly aminokyseliny, především charakter jejího řetězce. Ten ovlivňuje míru reaktivity s chlorem, a tím i jeho spotřebované množství. Čím více elektrondonorových skupin ($-\text{OH}$, $-\text{S}$, $-\text{NH}_2$) a dvojných vazeb molekula nese, tím větší množství chloru dokáže ve své struktuře navázat²⁶. Nejmenší množství chloru (< 3 mol Cl_2/mol AMK) spotřebují pro svou velmi malou reaktivitu s tímto oxidačním činidlem neutrální aminokyseliny s alkyl-substituenty – alanin (Ala), valin (Val), leucin (Leu), izoleucin (Ile)²⁴. O něco vyšší spotřebu chloru (5–6 mol Cl_2/mol AMK) vykazují AMK, jejichž řetězec nese hydroxylovou (serin, Ser; threonin, Thr) nebo sulfidickou (methionin, Met; cystein, Cys) skupinu^{24,26}. U AMK se zásaditým charakterem řetězce velmi ovlivňuje spotřebu chloru počet aminoskupin a přítomnost např. dvojných vazeb. Obecně se pohybuje nad 3 mol Cl_2/mol AMK, ale u argininu (Arg) a histidinu (His) může dosahovat vzhledem k jejich struktuře až 12 mol Cl_2/mol AMK^{24,26}. Aminokyseliny asparagová (Asp) a glutamová (Glu), jejichž řetězec má charakter kyselý, se ze zatím nezjištěného důvodu ve spotřebě chloru velmi liší. Jeden mol molekul Asp dokáže pojmout až dvojnásobné množství chloru (5,5 mol Cl_2/mol AMK) oproti Glu²⁴. Nejvíce pak dávku chloru zvyšují aromatické AMK tyrosin (Tyr) a tryptofan (Trp), kdy se spotřeba chloru pohybuje mezi 13–16 mol Cl_2/mol AMK^{24,26}.

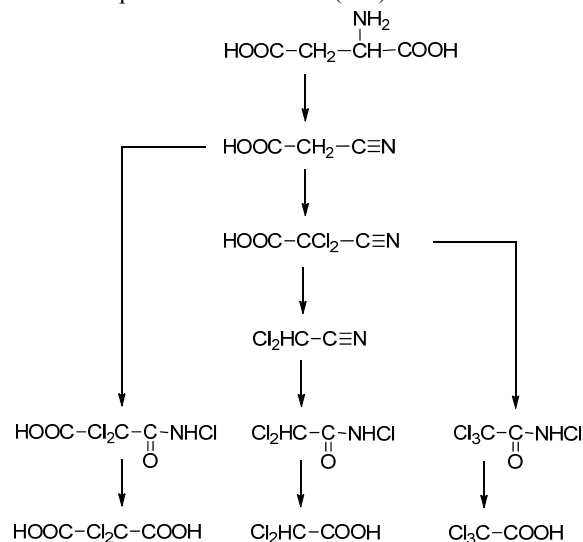
Z AMK přítomných v upravené vodě často vznikají chlorací látky negativně ovlivňující její organoleptické vlastnosti, především chuť a zápach, a jsou to zejména aldehydy, nitrily a imidy^{12,13,28}. Nejčastějšími produkty chlorace AMK jsou následující aldehydy: isobutylaldehyd vznikající z Val, isovaleraldehyd vznikající z Leu, 2-methylbutylaldehyd vznikající z Ile a fenylacetaldehyd vznikající chlorací fenylalaninu (Phe). Aldehydy byly přitom dlouhou dobu považovány za produkty vznikající pouze při ozonizaci vody, nikoli při chloraci vody obsahující volné AMK. Vznikající množství těchto látek závisí na řadě faktorů, především pak na hodnotě pH a teplotě upravované vody, na reakčním čase a na molárním poměru desinfekčního činidla a AMK. Bylo zjištěno, že nejvyšší množství pak vzniká při hodnotě pH 9, teplotě vody 20 °C, reakčním čase 2 h a molárním poměru volný chlor/AMK 1,5 (cit.¹²).

Aminokyseliny jsou také potenciálním zdrojem biodegradabilního uhlíku, který vytváří v distribuční síti živný substrát pro růst nežádoucích heterotrofních mikroorganismů²⁹.

Nejzávažnější problém v upravované vodě však představují AMK v podobě prekurzorů vzniku karcinogenních

vedlejších produktů desinfekce vody (DBPs) – především trihalogenmethanů (THMs) a haloderivátů kyseliny octové (HAAs)^{24,30}. Důležitou roli při vzniku těchto látek opět hraje struktura molekuly AMK, tedy počet a charakter funkčních skupin řetězce^{20,24,26,31}. Bylo zjištěno, že za tvorbu THMs jsou zodpovědné především aromatické AMK a že jsou produkovány v menší míře než HAAs^{24,26}. Aminokyseliny poskytující halogenderiváty kyseliny octové lze rozdělit na dvě skupiny podle lineární závislosti mezi spotřebou Cl_2 a potenciálem k tvorbě HAAs. Aminokyseliny s řetězovou strukturou vykazují pomalý nárůst tvorby HAAs se spotřebou Cl_2 . Jejich elektrodonorové funkční skupiny ochotně reagují s Cl_2 , čímž zvyšují jeho spotřebu, ale nejsou hlavními prekurzory vzniku HAAs. Těmi jsou hlavně aromatické AMK (aromatický kruh je důvodem vysoké reaktivity s Cl_2) a dvě aminokyseliny s řetězovou strukturou – kyselina asparagová a kyselina glutamová²⁶. Schéma vzniku HAA chlorací kyseliny asparagové ukazuje obr. 1.

Z výše uvedených důvodů je nutné věnovat odstranění AMK z pitné vody při její úpravě zvýšenou pozornost. Jako potenciální způsob eliminace AMK v pitné vodě se nabízí adsorpce na aktivním uhlí (AU).



Obr. 1. Schéma vzniku halogenderivátů kyseliny octové chlorací kyseliny asparagové²⁶

4. Adsorpce aminokyselin produkovaných fytoplanktonem na aktivním uhlí

Adsorpce je velice složitý proces, který je ovlivňován celou řadou faktorů určujících jeho charakter a řídicí mechanismy. Adsorpční účinnost aminokyselin se odvíjí zejména od struktury molekuly, především molekulové hmotnosti, velikosti a geometrie molekuly. Dále závisí na rozpustnosti, polaritě a přítomnosti funkčních skupin – karboxylových skupin, aminoskupin a dalších funkčních

skupin ($-\text{OH}$, $-\text{S}-$) řetězce^{32,33}. Na adsorpci mají kromě struktury a charakteru adsorbátu vliv také povaha adsorbentu a vlastnosti roztoku. Mezi nejvýznamnější charakteristiky roztoku, které ovlivňují proces a průběh adsorpce AMK, patří hodnota pH, iontová síla, teplota a počáteční koncentrace adsorbátu^{33,34}. Kombinace těchto faktorů pak určuje charakter a mechanismy adsorpce^{35,36}. Nejčastějšími mechanismy adsorpce AMK jsou elektrostatické interakce³⁷, hydrofobní interakce^{34,38} a vodíkové vazby³⁹.

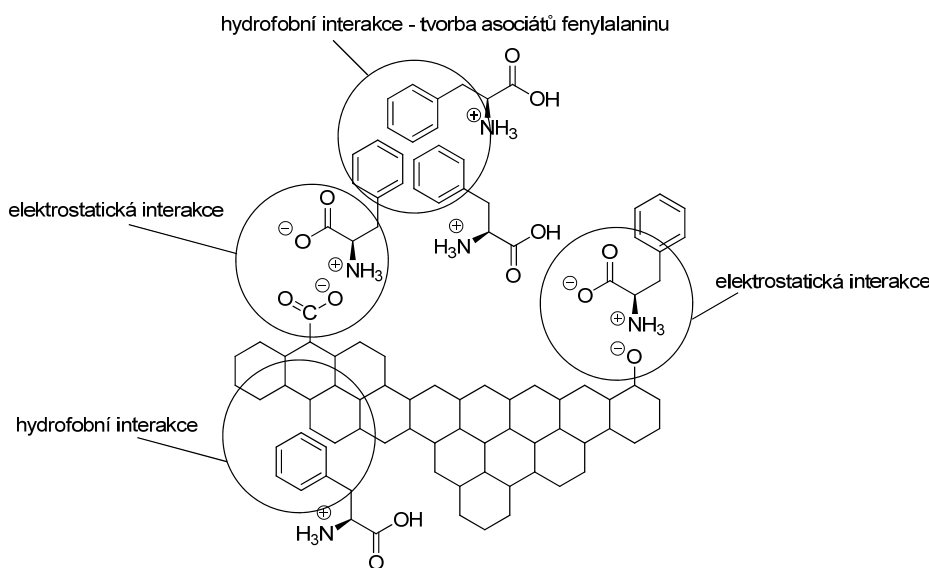
4.1. Vliv hodnoty pH

Hodnota pH má vliv na povrchový náboj AU a disociační schopnost funkčních skupin na povrchu AMK, čímž následně ovlivňuje adsorpční mechanismy^{40–42}. Z tohoto důvodu hrají zcela zásadní roli při adsorpci struktura molekuly AMK a charakter povrchu AU⁴³. V závislosti na pH roztoku se funkční skupiny AMK a AU nacházejí v protonované či deprotonované formě, čímž dochází k uplatňování různých interakcí, které následně určují charakter a míru adsorpce. Nejvýrazněji se uplatňujícím mechanismem adsorpce jsou elektrostatické interakce. Projevují se jako přitažlivé, nebo odpudivé, a to vzhledem k povaze náboje mezi účastníky adsorpce^{42,44}. Každá aminokyselina nese ze své povahy vždy minimálně jednu karboxylovou skupinu a jednu aminoskupinu, které mají různé hodnoty disociačních konstant, a tím ovlivňují převažující náboj molekuly. S rostoucí hodnotou pH se mění forma molekul aminokyselin, resp. náboj, a to z kladného, přes převážně kladný, neutrální (forma amfiontu – při hodnotě pH odpovídajícímu izoelektrickému bodu dané AMK) a převážně záporný na záporný. Průběh adsorpce a její účinnost je tedy závislá na kombinaci převažujících nábojů (a také jejich velikosti) obou účastníků adsorpce,

kteří závisí na charakteru funkčních skupin na povrchu AU a AMK^{33,43,45}. Pokud adsorpce probíhá na AU s pH_{nb} (pH nulového bodu náboje, hodnota pH, při které se mění převažující náboj AU z kladného na záporný) v kyselé oblasti, je adsorpční účinnost ovlivněna strukturou molekuly AMK, tedy charakterem funkčních skupin jejího řetězce. V případě aminokyseliny, v jejíž molekule převažují zásadité funkční skupiny (např. Arg), se účinnost adsorpce s rostoucí hodnotou pH zvyšuje. Na povrchu AU narůstá množství záporného náboje, zatímco AMK nese stále kladný náboj. Tím dochází k silnému elektrostatickému přitahování opačně nabitých funkčních skupin AU a AMK a míra adsorpce roste^{37,43,45}.

Pokud molekula AMK nese ve svém řetězci funkční skupiny kyselé charakteru, např. další karboxylovou skupinu (např. Asp), nemá pH (v případě AU s kyselým charakterem povrchu) na její adsorpci žádný vliv, resp. k adsorpci u takovéto AMK téměř nedochází^{33,39,43,46}. Přítomnost další karboxylové skupiny v řetězci (kromě $\alpha\text{-COOH}$) způsobuje, že již v poměrně nízkých hodnotách pH převažuje na molekule AMK záporný náboj. Zároveň dochází ke stejnému jevu i u AU (viz výše). Téměř nulová adsorpční účinnost AMK s kyselým charakterem řetězce je způsobena silnými odpudivými elektrostatickými interakcemi vlivem růstu záporného náboje AMK i AU se zvyšujícím se pH^{33,43,45}. Důležitou roli přitom hraje i skutečnost, že AMK s kyselým charakterem řetězce jsou hydrofilní, a raději tak upřednostňují interakce s vodným roztokem (vodíkové můstky) než s povrchem AU^{39,47}.

Má-li řetězec AMK neutrální, navíc hydrofobní, charakter (např. Phe), kombinuje se při adsorpci vliv elektrostatických interakcí s hydrofobními. S ohledem na hodnotu pH určují míru adsorpce jednak elektrostatické interakce probíhající mezi protonovanými nebo deprotonovanými



Obr. 2. Mechanismy adsorpce fenylalaninu na aktivním uhlí⁴³

α -COOH a α -NH₂ skupinami, jednak hydrofobní interakce mezi povrchem AU a aromatickým kruhem v řetězci AMK^{34,35,43,45}. Při nízkých hodnotách pH nesou molekuly AMK kladný náboj a AU náboj záporný (stále v případě AU s kyselým charakterem povrchu). Adsorpce probíhá vlivem působení přitažlivých elektrostatických sil mezi opačně nabitými funkčními skupinami AMK a AU. S rostoucím pH pak míra adsorpce klesá. Na molekulách AMK začne převažovat vlivem disociace α -COOH záporný náboj, který narůstá i na povrchu AU, a začnou se projevovat odpudivé elektrostatické interakce^{43,45}.

Vzhledem k tomu, že molekula AMK má ale hydrofobní řetězec, hrají při adsorpci důležitou roli také i hydrofobní interakce, kterými se molekuly AMK snaží minimalizovat svůj styk s molekulami vody^{35,43,45}. Zejména dominují hydrofobní interakce při adsorpci při hodnotách pH, kdy nemůže vlivem opačně nabitých funkčních skupin AMK a AU docházet k přitažlivým elektrostatickým interakcím, a také při vyšších počátečních koncentracích AMK. S rostoucí počáteční koncentrací AMK roste v roztoku množství molekul, které se mohou této interakce účastnit, a také pravděpodobnost, že k takové interakci dojde⁴³. Interakce uplatňující se při adsorpci AMK s neutrálním hydrofobním řetězcem jsou na příkladu fenylalaninu ukázány na obr. 2.

4.2. Vliv iontové síly

Kromě hodnoty pH dále významně ovlivňuje adsorpci AOM aminokyselin na AU iontová síla (IS)^{37,38,43,45,48}. Iontová síla má vliv především na elektrostatické interakce a mění se v závislosti na typu AU a pH roztoku. Obecně dochází vlivem zvýšené IS v systému k potlačení odpudivých elektrostatických interakcí, a tím ke zvýšení účinnosti adsorpce^{1,40,41,44}. Velice však záleží i na povrchové koncentraci adsorbátu. V případě, že je povrchová koncentrace nízká a mezi účastníky adsorpce převládají přitažlivé síly, vede zvýšení IS k poklesu účinnosti adsorpce^{1,44}. Tento jev se významně uplatňuje i při adsorpci AMK⁴³. V případě zvýšení IS roztoku, kde probíhá adsorpce opačně nabitých účastníků sorpce na základě přitažlivých elektrostatických interakcí, dojde vlivem přidaných iontů soli k oslabení těchto sil a míra adsorpce se sníží. Velmi výrazně je míra adsorpce snížena především při adsorpci AMK se zásaditým charakterem řetězce na AU s kyselým charakterem povrchu^{38,45,48}. Tyto AMK jsou totiž spíše hydrofobní, upřednostňují reakci s AU než s molekulami vodného roztoku, čemuž je ionty přidané soli bráněno. Míra adsorpce pak může klesnout až o cca 90 % (cit. ^{37,45}). Možnými důvody jsou např. pokles rozpustnosti dané AMK s přidáním soli nebo také větší afinita iontů Na⁺ k povrchu adsorbentu, což způsobuje omezení působení přitažlivých sil mezi adsorbentem a molekulami AMK. Tedy, při nízkých koncentracích adsorbátu na povrchu AC zvýšení IS ovlivňuje adsorpci opačně nabitých účastníků (převládají přitažlivé síly) negativně⁴⁵.

V případě adsorpce AMK s řetězcem kyselého charakteru je situace složitější. Ačkoli by zvýšením IS roztoku

mohlo dojít k oslabení odpudivých elektrostatických sil, když u opačně nabitých účastníků adsorpce způsobí ionty přidané soli oslabení přitažlivých sil, při adsorpci AMK se tento jev neuplatňuje^{39,43,47}. Aminokyseliny s kyselým řetězcem mají totiž hydrofilní povahu a upřednostňují reakce s molekulami vodného roztoku^{39,47}. Navíc jsou molekuly AMK tak malé, že ani odstínění odpudivých sil mezi stejně nabitou částí molekuly a povrchem AU nestačí k projevu přitažlivých sil mezi povrchem AU a tou částí molekuly, která je vůči němu nabitá opačně⁴³.

Téměř žádný nebo velmi malý vliv má IS na adsorpci AMK, jejichž řetězec je neutrálního hydrofobního charakteru. Při adsorpci takovýchto AMK se totiž kromě elektrostatických sil uplatňují ještě síly hydrofobní (viz výše), na které nemá zvýšení IS žádný vliv^{34,35,43}.

5. Závěr

Aminokyseliny, které jsou součástí nízkomolekulární složky sinicových a řasových produktů, tzv. AOM, jsou při konvenční úpravě vody koagulací/flokulací odstraňovány s malou účinností. Zbytkové koncentrace AMK v upravené vodě následně způsobují celou řadu problémů, z nichž pravděpodobně nejvýznamnější je zvyšování spotřeby desinfekčních činidel a tvorba vedlejších produktů desinfekce, které se řadí mezi prokázané nebo potenciální karcinogeny. Z uvedených důvodů je zřejmé, že je třeba hledat další metody pro účinné odstranění nízkomolekulárních AOM při úpravě vody. Jednou z takovýchto potenciálně vhodných metod je jejich adsorpce na aktivním uhlí.

Adsorpce aminokyselin je závislá především na jejich struktuře a povrchovém náboji, charakteru povrchu AU a vlastnostech roztoku. V případě AU je určující především chemismus povrchu – přítomnost funkčních skupin určující charakter povrchového náboje. Obdobně je tomu i u AMK, kde také zásadní roli hraje přítomnost a charakter funkčních skupin řetězce ovlivňující jejich náboj. Vliv uvedených charakteristik AU a AMK přitom úzce souvisí s chemismem roztoku, především s hodnotou pH, která ovlivňuje disociaci povrchových funkčních skupin u AU i AMK, a tím určuje i povahu mechanismů probíhajících při adsorpci.

Adsorpce AOM aminokyselin také vykazuje určitá specifika spojená především s velmi malou velikostí a homogenností jejich molekul. Zatímco např. COM peptidy (také nízkomolekulární složka AOM) se jako několikanásobně větší molekuly s různorodým charakterem funkčních skupin adsorbují snadněji a lze pro jejich odstraňování stanovit jisté optimum, v případě aminokyselin je situace složitější. Optimální podmínky sice lze vzhledem k charakteru molekuly nalézt i pro odstranění jednotlivých volných AMK, avšak vezmeme-li v úvahu, že ve vodě se vyskytují různé AMK s odlišnými strukturami, dojde při použití jednoho druhu AU k odstranění jen některých aminokyselin. Jistý podíl AMK tedy bude i po adsorpci na AU v upravené vodě zůstat. Otázkou pak je, zda toto zbytkové množství představuje potenciální riziko pro tvorbu

DBPs. Protože však tvorba DBPs je značně specifická (některé látky se mohou prakticky kompletně transformovat na vedlejší produkty desinfekce, jiné naopak vůbec) a aminokyseliny jsou velmi účinnými prekurzory, představují jejich zbytkové aminokyseliny riziko i při relativně nízkých zbytkových koncentracích např. v řádech desítek $\mu\text{g l}^{-1}$. Pro odstranění specifických aminokyselin je nepochybně důležitá volba vhodného aktivního uhlí. Protože hlavním mechanismem adsorpce aminokyselin jsou elektrostatické interakce (v menší míře pak hydrofobní interakce), je třeba volit sorbent s dostatečným opačným nábojem než při daném pH mají sorbované aminokyseliny. Tato skutečnost vyžaduje detailní charakterizaci zvoleného AU (velikostní distribuci pórů, charakter povrchových funkčních skupin, závislost povrchového náboje na pH roztoku) i potenciálních adsorbovaných látek (struktura molekuly, molekulová hmotnost, závislost celkového náboje na pH roztoku).

Adsorpce na AU se v současné době využívá převážně při úpravě problematických vod s obsahem antropogenních mikropolutantů nebo krátkodobě při náhlém zhoršení kvality surové vody. S ohledem na nárůst eutrofizace vod v posledních letech se však bude problematika odstraňování AOM dostávat do popředí zájmu nejen vědeckého výzkumu, ale také provozovatelů úpraven vody.

LITERATURA

- Newcombe G., Drikas M.: *Carbon* 35, 1239 (1997).
- Matilainen A., Gjessing E. T., Lahtinen T., Hed L., Bhatnagar A., Sillanpää M.: *Chemosphere* 83, 1431 (2011).
- Pelekani, C., Snoeyink, V. L.: *Water Res.* 33, 1209 (1999).
- Pivokonsky M., Kloucek O., Pivokonska L.: *Water Res.* 40, 3045 (2006).
- Henderson R. K., Baker A., Parsons S. A., Jefferson B.: *Water Res.* 42, 3435 (2008).
- Safarikova J., Baresova M., Pivokonsky M., Kopecka I.: *Sep. Purif. Technol.* 118, 49 (2013).
- Pivokonský M., Pivokonská L., Bubáková P., Janda V.: *Chem. Listy* 104, 1015 (2010).
- Pivokonsky M., Safarikova J., Baresova M., Pivokonska L., Kopecka I.: *Water Res.* 51, 37 (2014).
- Takaara T., Sano D., Konno H., Omura T.: *Water Res.* 41, 1653 (2007).
- Li L., Gao N., Deng Y., Yao J., Zhang K.: *Water Res.* 46, 1233 (2012).
- Qu F., Liang H., Wang Z., Wang H., Yu H., Li G.: *Water Res.* 46, 1490 (2012).
- Froese, K. L., Wolanski, A., Hruday, S. E.: *Water Res.* 33, 1355 (1999).
- Freuze, I., Brosillon, S., Laplanche, A., Tozza, D., Cavard, J.: *Water Res.* 39, 2636 (2005).
- Pivokonsky M., Safarikova J., Bubakova P., Pivokonska L.: *Water Res.* 46, 5583 (2012).
- Pivokonsky M., Polasek, P., Pivokonska, L., Tomaskova, H.: *Water Environ. Res.* 81, 514 (2009).
- Her N., Amy G., Park H. R., Song M.: *Water Res.* 38, 1427 (2004).
- Zhang X., Fan L., Roddick F. A.: *J. Membr. Sci.* 425, 23 (2013).
- Zhang X., Fan L., Roddick F. A.: *J. Membr. Sci.* 447, 362 (2013).
- Nguyen M. L., Westerhoff P., Baker L., Hu Q., Esparza-Soto M., Sommerfeld M.: *J. Environ. Eng.* 131, 1574 (2005).
- Fang J., Yang X., Ma J., Shang C., Zhao Q.: *Water Res.* 44, 5897 (2010).
- Hnatukova P., Kopecka I., Pivokonsky M.: *Water Res.* 45, 3359 (2011).
- Pivokonsky M., Naceradska J., Kopecka I., Baresova M., Jefferson B., Li X., Henderson R. K.: *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.*, DOI: 10.1080/10643389.2015.1087369.
- Čermáková L., Pivokonská L., Kopecká I., Pivokonský M., Janda V.: *Chem. Listy* 109, 176 (2015).
- Thurman E. M.: *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Nijhoff/Junk, Hague 1985.
- Hong H. C., Wong M. H., Liang Y.: *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56, 638 (2009).
- Hureiki L., Croue J. P., Legube B.: *Water Res.* 28, 2521 (1994).
- Elsellami L., Vocanson F., Dappozze F., Puzenat E., Païsse, O., Houas A., Guillard C.: *Appl. Catal., A* 380, 142 (2010).
- Manar K. F., Al-Sheikh A. M.: *Water Res.* 35, 1304 (2001).
- Gagnon G. A., Slawson R. M., Huck P. M.: *Can. J. Civ. Eng.* 27 (3), 412 (2000).
- Trehy M. L., Yost R. A., Miles C. J.: *Environ. Sci. Technol.* 20, 1117 (1986).
- Hong H. C., Mazumder A., Wong M. H., Liang Y.: *Water Res.* 42, 4941 (2008).
- Pászti Z., Gucci L.: *Vib. Spectrosc.* 50, 48 (2009).
- Greiner E., Kumar K., Sumit M., Giuffre A., Zhao W., Pedersen J., Sahai N.: *Geochim. Cosmochim. Acta* 133, 142 (2014).
- Clark H. M., Alves C. C. C., Franca A. S., Oliveira L. S.: *LWT – Food Sci. Technol.* 49, 155 (2012).
- Titus E., Kalkar A. K., Gaikar V. G.: *Colloids Surf., A* 233, 55 (2003).
- Goscianska J., Olejnik A., Pietrzak R.: *Mater. Chem. Phys.* 142, 586 (2013).
- O'Connor A. J., Hokura A., Kisler J. M., Shimazu S., Stevens G. W., Komatsu Y.: *Sep. Purif. Technol.* 48, 197 (2006).
- Vinu A., Hossain K. Z., Kumar G. S., Ariga K.: *Carbon* 44, 530 (2006).
- Ikhsan J., Johnson B. B., Wells J. D., Angove M. J.: *J. Colloid Interface Sci.* 273, 1 (2004).
- Moreno-Castilla, C.: *Carbon* 42, 83 (2004).
- Campinas M., Rosa M. J.: *J. Colloid Interface Sci.* 299, 520 (2006).
- Kopecka I., Pivokonsky M., Pivokonska L., Hnatukova, H.: *Water Environ. Res.* 81, 514 (2009).

- va P., Safarikova J.: Carbon 69, 595 (2014).
43. Čermáková L.: *Diplomová práce*. Univerzita Karlova, Praha 2015.
 44. Bjelopavlic M., Newcombe G., Hayes R.: J. Colloid Interface Sci. 210, 271 (1999).
 45. Gao Q., Xu W., Xu Y., Wu D., Sun Y., Deng F., Shen W.: J. Phys. Chem. B 112, 2261 (2008).
 46. Tentorio A., Canova L.: Colloids Surf. 39, 311 (1989).
 47. Sebben D., Pendleton P.: J. Colloid Interface Sci. 443, 153 (2015).
 48. Liu M., Huang J., Deng Y.: Bioresour. Technol. 98, 1144 (2007).

L. Čermáková^{a,b}, L. Pivokonská^a, I. Kopecká^a, M. Pivokonský^{a,b}, and V. Janda^c (^a*Institute of Hydrodynamics, Academy of Sciences of the Czech Republic;* ^b*Institute for Environmental Studies, Faculty of Science, Charles University in Prague;* ^c*Dept. of Water Technology and Environmental Engineering, University of Chemistry and Technology, Prague*): **Effect of Amino Acids Produced by Phytoplankton on Water Treatment and Their Adsorption onto Activated Carbon**

The paper deals with the influence of amino acids (AAs) from algal organic matter (AOM) on the water treatment process and with their adsorption onto activated carbon (AC). The structure of the molecule, especially the character of functional groups in the chain, plays the most important role in the adsorption of AOM AAs. In terms of the nature of the solution, adsorption is affected especially by pH and ionic strength (IS). The largest adsorption capacities for a particular AA are achieved under conditions, where the molecules of AAs carry a charge opposite to the AC surface and, therefore, attractive electrostatic forces between the AC and AOM AAs can manifest themselves. Furthermore, the hydrophobic interactions are applied in the adsorption of neutral AAs with hydrophobic chain. Depending on the conditions, an increase of IS can significantly reduce the adsorption efficiency or have no effect.