

AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL DE PROCESSOS DE REMEDIAÇÃO PARA CONTAMINANTES EM ÁGUAS

Murylo Henrique Borges

Faculdade de Química
CEATEC

murylo.borges@hotmail.com

Elizabeth Fátima de Souza

Química Ambiental e dos Materiais
CEATEC

souzaef@puc-campinas.edu.br

Resumo: Entre 2002 e 2012, o número de áreas contaminadas no estado de São Paulo apresentou um crescimento linear. Já foram identificadas 663 áreas contaminadas na porção paulista das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ). A maior parte das contaminações foi causada por postos de combustíveis, sendo detectada a presença de combustíveis líquidos, solventes aromáticos e de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, com risco potencial elevado para contaminação das águas subterrâneas. Os métodos de remediação mais usados são bombeamento e tratamento, recuperação da fase livre e extração multifásica, que apenas retiram os contaminantes do local. Adsorção em carvão ativo, eletrocoagulação/eletroflotação, processos oxidativos avançados e floculação/coagulação foram testados em escala de laboratório para remover ou degradar os contaminantes orgânicos identificados. A análise ambiental desses métodos indicou que apenas a adsorção em carvão ativado poderia ser realizada sem restrições, enquanto os demais métodos necessitariam de monitoramento. Porém, a adsorção em carvão ativado requer uma etapa de tratamento posterior para a eliminação do contaminante. Portanto, embora capazes de eliminar ou reduzir a contaminação a níveis aceitáveis, os métodos de tratamento testados ainda não atendem o conceito de remediação sustentável.

Palavras-chave: impacto ambiental, metodologias de análise, métodos de remediação.

Área do Conhecimento: 3.00.00.00-9 – Engenharias – 3.07.04.05-7 – Controle da Poluição – CNPq.

1. INTRODUÇÃO

A existência de uma área urbana contaminada pode gerar danos à saúde da população, comprometimento da qualidade dos recursos hídricos, restrições ao uso do solo, danos ao patrimônio público e privado com a desvalorização das propriedades, além de danos ao ambiente. Poluentes de diversas fontes, como derramamentos de óleo e outros produtos químicos; arraste de pesticidas e fertilizantes ou de sítios industriais; gases e material particulado emitidos por veículos automotivos degradam o ambiente urbano diariamen-

te, exigindo a proposição de métodos de remediação para o tratamento das áreas contaminadas [1,2].

Tecnologias químicas, físicas e biológicas podem ser usadas em conjunto para reduzir a um nível seguro a contaminação de ambientes urbanos. Para um tratamento bem sucedido, a seleção adequada, o projeto e o ajuste de operação da tecnologia de recuperação devem ser realizados com base nas propriedades dos contaminantes e do meio contaminado, bem como no próprio desempenho do sistema [3].

Mas, as técnicas convencionais de remediação apresentam impactos ambientais, como alto consumo de recursos, emissões ambientais decorrentes do próprio processo de tratamento ou transferência de contaminação de um meio para outro, além de baixa eficiência. Consequentemente, existe a necessidade de uma nova abordagem para remediação, principalmente em ambientes urbanos [4].

O conceito de remediação sustentável implica em eliminar a contaminação tecnicamente a um custo razoável, sem interromper o modo de vida ou o conforto de pessoas nas proximidades do local em que o projeto de recuperação está ocorrendo. Além disso, o consumo de recursos da técnica de recuperação empregada deve ser comparativamente mais baixo do que o das demais alternativas. A remediação sustentável corresponde à solução de um problema de contaminação que considera simultaneamente os impactos técnicos, ambientais, econômicos e socioculturais de remoção, redução ou neutralização de contaminantes, em todas as fases do processo, a fim de maximizar o benefício líquido da limpeza. A neutralização de poluentes, minimizando o uso de recursos e com a menor interferência possível no bem-estar humano e no ecossistema estão entre os principais objetivos da remediação sustentável. A remediação sustentável alivia espécies, habitats e ecossistemas de tensões induzidas por contaminantes e processos de remediação perturbadores [5,6].

Os desafios em relação à propagação do conceito de remediação sustentável e sobre o papel da remediação sustentável na preservação da biodiversidade urbana incluem o desenvolvimento de novas técnicas de remediação que sejam efetivamente sustentáveis,

a avaliação do perfil de sustentabilidade das tecnologias de remediação atuais e emergentes, bem como o desenvolvimento de métricas para avaliar a sustentabilidade das práticas de remediação [5,6].

A área de projetos para a sustentabilidade (*Design for Sustainability* – DfS) surgiu da busca de projetos ambientalmente conscientes da Engenharia Verde, com a minimização dos resíduos, que tem envolvido a pesquisa e o desenvolvimento nos últimos anos. Já a análise do ciclo de vida (*Life Cycle Assessment* – LCA) leva em consideração todas as entradas (material, energia, produtos químicos, uso de espaço, etc.) e todas as saídas (emissões, resíduos gerados, produtos, etc.) durante o ciclo de vida de um produto. A avaliação de impacto ambiental (*Environmental Impact Assessment* – EIA) é mais direcionada aos possíveis efeitos tóxicos dos materiais no ambiente. A LCA é útil para comparar diferentes opções/produtos em relação aos seus impactos potenciais no ambiente e para identificar os pontos críticos no ciclo de vida do produto que mais contribuem para estes impactos. Essas ferramentas já produziram benefícios, mas ainda não possuem as características necessárias para garantir o DfS [7,8].

Os contaminantes existentes nas áreas contaminadas identificadas pela CETESB [9] na porção paulista das Bacias PCJ (UGRHI-5) são principalmente compostos orgânicos do tipo hidrocarbonetos alifáticos, aromáticos e policíclicos aromáticos. Não foi indicada a ocorrência de poluentes orgânicos persistentes (POPs) em nenhuma das áreas analisadas. Na maioria dos casos, verifica-se que os contaminantes estão sendo removidos para tratamento posterior, uma vez que os métodos de tratamento mais usados são os de bombeamento e tratamento, de recuperação da fase livre e de extração multifásica [9].

As tecnologias de remediação ambiental em uso ou em desenvolvimento precisam ser avaliadas constantemente para evitar possíveis riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A nanociência com certeza pode trazer muitos benefícios, mais também, muitas dúvidas e questões não resolvidas [10].

Assim sendo, o problema de que trata esse trabalho é o da necessidade de identificar, para contaminantes selecionados, quais as alternativas nanotecnológicas disponíveis ambientalmente mais seguras para utilização em processos de remediação.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Material

Água deionizada (Milli Q[®], resistividade > 18 MΩcm⁻¹) foi usada em todos os testes realizados. Os reagentes e solventes usados para a realização desse estu-

do são de grau analítico e foram utilizados como reagentes.

Foram utilizados os equipamentos espectrofotômetro UV/vis Hewlett-Packard modelo 8351 e um microcomputador com o *software* MS[®] Excel, todos disponíveis nos laboratórios da PUC-Campinas.

O corante orgânico Rodamina B (C₂₈H₃₁N₂O₃Cl - RHB), que apresenta resistência à degradação natural, com redução de concentração de ~20% após dois meses de exposição à luz solar [11], foi selecionado como o contaminante modelo para os testes dos métodos de remediação, uma vez que a maior parte das contaminações identificadas pela CETESB no estado de São Paulo é constituída por compostos orgânicos não persistentes.

2.1. Métodos

2.1.1. Adsorção em carvão ativo

Em 125 mL de solução do corante RHB foram adicionados em frascos com 250 mL com aproximadamente 0,1 g de carvão ativado. A solução foi agitada manualmente durante 10 minutos e mantida em repouso por 7 dias, em temperatura ambiente (~25 °C) quando foram retiradas amostras dos sobrenadantes [12].

2.1.2. Eletrofloculação/coagulação

Volumes iguais de aproximadamente 100 mL de solução do corante RHB e solução de 1 g/L de sulfato de sódio (Na₂SO₄) foram misturados em um béquer e o pH foi ajustado com ácido sulfúrico (H₂SO₄). Dois cliques de papel foram utilizados como eletrodos e fonte de íons ferro, sendo conectados a uma fonte de corrente contínua com 7,0 a 8,8 V de potencial em tempos entre 40 e 240 minutos, com o sistema sob agitação magnética. Uma amostra do meio reacional foi retirada ao final de cada teste [13].

2.1.3. Processos oxidativos avançados (POAs)

Na fotocatalise heterogênea, 120 mg do fotocatalisador escolhido entre os óxidos de zinco (ZnO), ferro (Fe₃O₄) ou titânio (TiO₂), foram dispersos em 120 mL de uma solução aquosa com 1 × 10⁻⁵ M do corante RHB. A dispersão foi mantida sob agitação, no escuro a ~25 °C, por 60 minutos para o equilíbrio de adsorção/dessorção entre catalisador e corante. Os testes foram realizados por 120 minutos com irradiação de uma lâmpada de luz negra eletrônica com 26 W. Durante a reação amostras do meio reacional foram coletadas a cada 10 minutos [14].

No caso dos processos Fenton e fotoFenton, soluções estoque com concentrações da ordem de 10⁻⁵ M do corante RHB, de 3,5 × 10⁻⁴ M de sulfato de ferro (FeSO₄) e de 1 × 10⁻² M de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) foram previamente preparadas com água deionizada. O pH inicial da mistura 70 mL da solução de

corante com 70 mL da solução de sulfato de ferro foi ajustado em 3,5 com a adição de soluções com 1,0 M de ácido sulfúrico (H_2SO_4) ou de hidróxido de sódio (NaOH). A reação foi iniciada com a adição de 70 mL da solução de H_2O_2 no frasco de reação, que foi agitado e mantido a $\sim 25^\circ C$ [15].

2.1.4. Floculação e coagulação

Uma aparelhagem de *Jarr-test* convencional foi utilizada nas experiências de coagulação/floculação de amostras de água contaminada com o corante. O pH da solução 5×10^{-5} M do corante RHB foi ajustado por adição de uma solução aquosa de carbonato de sódio (Na_2CO_3). 900 mL de amostra da solução do corante RHB, foram adicionados em copos de béquer de 1000 mL. Foram adicionadas doses diferentes (20, 40, 80, 120 e 160 mL) do coagulante primário, uma solução com 5 % m/m de sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$) a cada amostra da solução de corante. Depois, os copos de béquer foram agitados em uma etapa de mistura rápida (120 RPM) durante 10 minutos e outra de mistura lenta (30 RPM) durante 20 minutos. Após a agitação, a suspensão foi deixada em repouso durante 30 minutos, a $\sim 25^\circ C$.

2.1.5. Medida da quantidade residual do corante

Amostras foram retiradas dos frascos de reação ao final ou a cada 10 minutos usando uma seringa e foram filtradas utilizando filtros ($\varnothing \sim 0,45 \mu m$), para a medida do espectro ultravioleta/visível da dispersão (HP 8351), registrando-se os valores de absorbância nos máximos de absorção do corante usado. Os teores inicial e final do contaminante modelo, no meio aquoso após os tratamentos foram obtidos a partir do espectro ultravioleta/visível das soluções (HP 8351), utilizando-se uma curva de calibração para a determinação da concentração pelos valores de absorbância nos máximos de absorção do corante.

2.1.6. Avaliação do impacto ambiental de processos de remediação

A eficiência ou percentagem de remoção do contaminante (E_R) de cada processo de tratamento testado foi calculada por comparação do valor da concentração do contaminante da fase aquosa antes e depois do tratamento testado, de acordo com a Equação 1.

$$E_R = \left(\frac{C_0 - C_t}{C_0} \right) \times 100 \quad (1)$$

onde, C_0 é o valor da concentração inicial da solução do contaminante na concentração desejada e C_t é o valor da concentração da solução do contaminante após um tempo (t) de tratamento expresso em minutos [16].

As análises de impacto ambiental foram realizadas a partir da adaptação do software GMP-RAM[®] v.1.1,

desenvolvido pela EMBRAPA para a Avaliação de Risco de Plantas Geneticamente Modificadas (GMP) [17]. O software GMP-RAM[®] v.1.1 pode ser adaptado facilmente para avaliar impactos ambientais em outras situações, como mostrou Bueno [18], que o utilizou para a análise de impactos ambientais de nanopartículas. Nas análises de impacto ambiental dos métodos de remediação, a partir da avaliação da Ficha de Informação de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ) de cada substância, foram atribuídos escores de acordo com a periculosidade dos produtos químicos utilizados. Esses escores foram usados na planilha do software GMP-RAM[®] v.1.1 para a classificação do risco de contaminação no meio ambiente (solo, ar, água, fauna e flora) durante o uso de cada um dos métodos de tratamento testados, o que gerou uma matriz de Avaliação de Risco.

3. RESULTADOS

3.1. Testes de alternativas de tratamento para o contaminante modelo RHB em águas

3.1.1. Adsorção em carvão ativo

As diferentes sínteses de quando um sólido finamente dividido, como carvão ativo ou sílica-gel, é posto em contato com uma solução, a área da interface é muito grande e a adsorção provavelmente será bastante acentuada. Neste fenômeno estão envolvidas, além de forças de natureza puramente física, como as forças de van der Waals, e/ou forças de natureza química, como as de troca iônica e as de valências residuais. A quantidade de soluto adsorvida por certa quantidade de adsorvente, a uma temperatura constante, aumenta com a concentração da solução [19, 20].

Na Tabela 1 observa-se que a eficiência desse tratamento pode variar significativamente. Entretanto, com o ajuste da razão entre a quantidade de adsorvente e a quantidade de corante no meio aquoso, foi possível obter eficiências de tratamento de 99 a 100%. Já o tempo necessário para que o equilíbrio de adsorção fosse obtido foi de sete dias.

Tabela 1 – Resultados dos testes de adsorção em carvão ativo em uma solução aquosa com 5×10^{-5} M de RHB, após 7 dias de contato.

Teste	Carvão ativo (g)	RHB removida (mol/L)	Eficiência do tratamento (%)
T(1)	0,0480	$3,99 \times 10^{-4}$	40
T(2)	0,0532	$3,58 \times 10^{-4}$	65
T(3)	0,0575	$2,54 \times 10^{-4}$	51
T(4)	0,0563	$2,48 \times 10^{-4}$	99
T(5)	0,0547	$1,0 \times 10^{-4}$	100
T(6)	0,0530	$7,5 \times 10^{-5}$	100
T(7)	0,0506	$5,0 \times 10^{-5}$	100

3.1.2. Eletrofloculação/coagulação

A eletrocoagulação depende de um processo de eletrólise que ocorre com um ânodo de sacrifício, como, por exemplo, placas de ferro ou de alumínio. A reação é abastecida pelo metal, que no trabalho foi um fio de aço carbono niquelado, para a produção dos íons Fe^{3+} necessários para que ocorresse a coagulação do corante orgânico Rodamina B. A eletroflotação também depende de um processo eletroquímico no qual, microbolhas de oxigênio e de hidrogênio, por diferença de massa específica, tendem a arrastar toda matéria em suspensão do meio líquido para sua superfície [21].

Na Tabela 2 observa-se que a eficiência desse tratamento também pode variar significativamente, porém com o uso de uma fonte de corrente contínua apropriada, foi possível obter eficiências de até 87 % em um tempo de tratamento de apenas 70 minutos.

Tabela 2 – Resultados dos testes de eletrocoagulação/eletroflotação em uma solução aquosa com 5×10^{-5} M de RHB.

Teste	Tempo (min)	RHB removida (g)	Eficiência do tratamento (%)
T(1)	40	$5,86 \times 10^{-6}$	0,98
T(2)	240	$4,32 \times 10^{-4}$	72,28
T(3)	240	$2,48 \times 10^{-4}$	41,62
T(4)	70	$5,21 \times 10^{-4}$	87,18

3.1.3. Processos oxidativos avançados (POAs)

A fotocatalise heterogênea e o processo Fenton são baseados na formação de radicais hidroxila ($\cdot OH$), agente altamente oxidante ($E_0 = + 2,8$ V). Na fotocatalise heterogênea, a absorção de fótons com energia superior à energia de *band gap* resulta na promoção de um elétron da banda de valência para a banda de condução com geração concomitante de uma lacuna (h^+) na banda de valência. As lacunas apresentam potencial positivo suficiente para gerar radicais HO^{\cdot} , a partir de moléculas de água adsorvidas na superfície do semicondutor. O mecanismo de degradação do contaminante se dá também através de outras espécies radicalares derivadas de oxigênio ($O_2^{\cdot-}$, HO_2^{\cdot} , etc.) formadas pela captura de elétrons fotogerados. No processo Fenton ocorre uma catálise homogênea, na qual os radicais hidroxila são gerados em solução com e sem irradiação ultravioleta [22].

Nos testes de degradação do corante modelo RHB por fotólise (ausência de catalisador) ou por fotocatalise heterogênea na presença de partículas de óxido de zinco (ZnO), de dióxido de titânio (TiO_2) ou de óxido de ferro (Fe_3O_4) preparadas no laboratório por diferentes métodos, foram calculados a constante de velocidade da reação de degradação, o fator catalítico e a eficiência de remoção de cor do tratamento (Ta-

bela 3). Nos testes dos processos Fenton e fotoFenton foram calculados a constante de velocidade da reação de degradação e a eficiência de remoção de cor do tratamento (Tabela 4).

Tabela 3 – Resultados dos testes de fotólise e fotocatalise em uma solução aquosa com 1×10^{-5} M de RHB na ausência e na presença de 1,0 mg/mL de partículas de ZnO, TiO_2 ou Fe_3O_4 , sob irradiação UV com 26 W.

Teste	Tempo (min)	$k_{\psi exp}$ (s^{-1})	Fator catalítico ^a	Eficiência do tratamento (%)
Fotólise (média)	360	$0,00057 \pm 0,0002$	--	$14,2 \pm 7,8$
ZnO–M1	120	$0,00087 \pm 0,0029$	153	$56,6 \pm 22,9$
ZnO–M2	120	$0,00069 \pm 0,0028$	121	$42,7 \pm 21,3$
ZnO–M3	120	$0,00043 \pm 0,0026$	75	$49,0 \pm 8,0$
TiO_2 –M1	120	$0,00043 \pm 0,0023$	75	$35,3 \pm 16,4$
TiO_2 –M2	120	$0,00068 \pm 0,0023$	119	$42,6 \pm 20,8$
Fe_3O_4 –M1	120	0,0008	140	33,32
Fe_3O_4 –M2	110	0,0005	95	25,77

$$^a \text{Fator catalítico (FC)} = (k_{\psi exp} \text{ médio fotodegradação} / k_{\psi exp} \text{ médio fotólise}) \times 100$$

Tabela 4 – Resultados dos testes dos processos Fenton e fotoFenton em uma solução aquosa com 5×10^{-5} M de RHB.

Teste	Tempo (min)	RHB removida (u. a.)	$k_{\psi exp}$ (s^{-1})	Eficiência do tratamento (%)
Fenton	40	0,1895	0,0006	18,91
Foto-Fenton	240	0,1536	0,0007	17,89

Na Tabela 3 observa-se que a eficiência do tratamento por fotocatalise também varia, porém foi possível obter eficiências de até 56% em um tempo de tratamento de 120 minutos. A variação no desempenho fotocatalítico das partículas preparadas no laboratório foi grande, o que indica uma baixa reprodutibilidade das características dessas partículas. Já na Tabela 4, verifica-se que a eficiência dos processos Fenton e fotoFenton, no caso da decomposição do corante RHB, foi da mesma ordem de grandeza daquela obtida na fotólise do corante ($14,2 \pm 7,8\%$).

3.1.4. Floculação/coagulação

Nos testes de floculação/coagulação, o tempo total dos experimentos foi de uma hora, incluídos nesse período o tempo de agitação e o de repouso da solução, para que as partículas se acumulassem no fundo do recipiente por gravidade.

Como mostra a Tabela 5, a eficiência do processo de floculação/coagulação depende da relação entre a quantidade de agente coagulante primário, o sulfato de alumínio, e o pH da solução. Os melhores resultados foram obtidos em pH próximo de 7,7 e com a concentração de coagulante entre 4.000 e 6.000 ppm.

Tabela 5 – Resultados dos testes de floculação / coagulação em uma solução com 5×10^{-5} M de RHB.

Teste	Solução de $Al_2(SO_4)_3$ (mL)	pH após correção	Eficiência do tratamento (%)
1	20	6,56	0
2	40	6,76	1,2
3	80	6,76	6,9
4	120	6,63	1,4
5	160	6,45	7,9
6	20	8,12	6,1
7	40	7,66	15,6
8	80	7,78	36,9
9	120	7,72	36,4
10	160	7,87	34,7

3.2. Avaliação do impacto ambiental dos processos de remediação testados

O tratamento com carvão ativado é capaz de remover toda a RHB da fase aquosa e, em princípio, é mais aceitável por não apresentar dano direto ao meio ambiente. Porém, requer a separação do carvão ativo do meio aquoso e o tratamento ou disposição final da quantidade relativamente pequena (frente aos volumes de líquido tratado) do adsorvente usado.

O método de eletrocoagulação/eletroflotação degrada o corante, mas usa ácido sulfúrico (H_2SO_4) para ajuste do pH, um produto químico considerado perigoso para o meio ambiente por se tratar de um composto químico corrosivo, que pode causar danos graves a fauna e flora quando em contato com as mesmas. Porém, trata-se de uma solução aquosa de H_2SO_4 em concentração relativamente baixa, o que torna o ácido mais fraco e pode causar um impacto menor em caso de acidentes ou derramamento do produto.

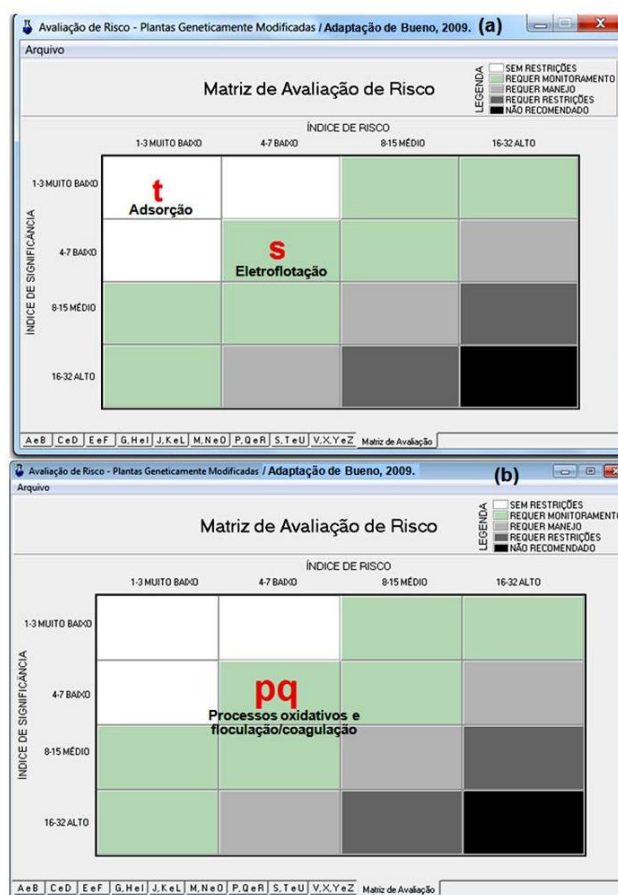
No caso dos processos oxidativos avançados, a fotocatalise heterogênea também requer uma etapa de separação das partículas, nesse caso as do fotocatalisador, embora não exista a necessidade de tratamento posterior para a eliminação do contaminante, uma vez que o mesmo é completamente degradado no processo. Já os processos Fenton e fotoFenton também utilizam uma solução aquosa de ácido sulfúrico (H_2SO_4) em concentração relativamente baixa.

Finalmente, o método de floculação/coagulação, além do uso de soluções de uma sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) que acidifica o meio aquoso por hidrólise e de uma solução básica de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), requer uma etapa posterior de tratamento ou

disposição do lodo gerado, que precisaria ser considerada.

A Figura 1 mostra que a adsorção em carvão ativado poderia ser realizada sem restrições, enquanto os demais métodos necessitariam de monitoramento.

Figura 1 – Matriz de Avaliação de Risco para o risco de contaminação no meio ambiente (solo, ar, água, fauna e flora), a partir da FISPQ das substâncias utilizadas nos métodos de tratamento de contaminantes testados, obtida com o software GMP-RAM® v.1.1 adaptado.



Os índices de risco e de significância do tratamento por adsorção em carvão ativado são muito baixos, respectivamente, de 1 e 1. Mas nessa análise não foi considerada a etapa de recuperação do adsorvente. Os mesmos índices são baixos, isso é de 4 e 4, respectivamente, para os tratamentos por eletrocoagulação/eletroflotação, por processos oxidativos avançados e por floculação/coagulação, de forma que esses deveriam ser realizados com maior cautela.

6. CONCLUSÕES

Métodos como a adsorção em carvão ativo, eletrocoagulação/eletroflotação, processos oxidativos avançados e floculação/coagulação foram testados em escala de laboratório para remover ou degradar os contaminantes orgânicos identificados nas áreas contaminadas. A análise ambiental realizada com o software GMP-RAM® v.1.1 adaptado indicou que apenas a adsorção em carvão ativado poderia ser realizada sem restrições, enquanto a eletrocoagulação/eletroflotação, processos oxidativos avançados e floculação/coagulação necessitariam de monitoramento. Porém, a adsorção em carvão ativado requer uma etapa de tratamento posterior para a eliminação do contaminante.

Portanto, embora capazes de eliminar ou reduzir a contaminação, os métodos testados ainda não atendem o conceito de remediação sustentável.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à PUC-Campinas pelo uso da infraestrutura. M.H. Borges agradece ao PIBIC/CNPq pela Bolsa de Iniciação Científica.

REFERÊNCIAS

- [1] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2012), Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo, capturado online em 20/08/2013 de <www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/areas-contaminadas/2012/texto-explicativo.pdf>
- [2] Stasinakis, A. S. (2008), Use of selected advanced oxidation processes (AOPs) for wastewater treatment – a mini review, *Global NEST Journal*, vol. 10, n. 3, p. 376-385.
- [3] Mehndiratta, P. *et al.* (2013), Environmental Pollution and Nanotechnology, *Environment and Pollution*, vol. 2, n. 2, p. 49-58.
- [4] Taghizadeh, M. *et al.* (2013), The Use of Nano Zero Valent Iron in Remediation of Contaminated Soil and Groundwater, *International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences*, vol. 1, n. 7, p. 152-157.
- [5] Dunmade, I. (2013), The Role of Sustainable Remediation in the Preservation of Biodiversity: Areas of Opportunities, *Journal of Biodiversity Management & Forestry*, vol. 2, n. 1, p. 1-2
- [6] Bardos, P. *et al.* (2011), Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework, Wiley Periodical Remediation, vol. spring2011, p.77–100.
- [7] Krüger, P. (2009), Nanotechnology for a Sustainable Economy. In: *EuroNanoForum*, Prague, 02 June 2009.
- [8] Klabunde, K. J., *et al.* (2010), Review of Nanoscale Materials in Chemistry: Environmental Applications, *ACS Symposium Series*, vol. 10, p. 45.
- [9] Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2012), Áreas Contaminadas e Reabilitadas do Estado de São Paulo por URGHI, capturado online em 20/08/2013 de <www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/areas-contaminadas/2012/ugrhi.pdf>
- [10] EPA 100/B-07/001 (2007), Nanotechnology White Paper, capturado online em 09/08/2011 de <http://www.epa.gov/OSA/pdfs/EPA_nanotechnology_white_paper_external_review_draft_12-02-2005.pdf>.
- [11] Bergamini, R. B. M. (2007), Degradação de corantes têxteis ácidos reativos por fotocatalise heterogênea, usando TiO₂ como fotocatalisador. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 82p.
- [12] Nguyen, L. N. *et al.* (2013), Comparison between sequential and simultaneous application of activated carbon with membrane bioreactor for trace organic contaminant removal. *Bioresource Technology*, vol. 130, n. 1, p. 412-417.
- [13] Zaroual, Z. *et al.* (2006), Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 131, n. 1-3, p. 73-78.
- [14] Prieto-Rodrigues, L. S. *et al.* (2012), Treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plants (WWTP) effluents by solar photocatalysis using low TiO₂ concentrations. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 211–212, n. 1, p. 131-137.
- [15] Martins, L. M. *et al.* (2011), Aplicação de Fenton, foto-Fenton e UV/H₂O₂ no tratamento de efluente têxtil sintético contendo o corante Preto Biozol UC. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol. 16, n. 3, p. 261-270.
- [16] Machado, A. A. S. C. (2012), Dos primeiros aos segundos doze princípios da Química Verde, *Química Nova*, vol. 35, n. 6, p. 1250-1259.
- [17] EMBRAPA, Avaliação de Risco de Plantas Geneticamente Modificadas: uma Proposta Metodológica - GMP-RAM v.1.1, capturado online em 11/02/2013 de <http://www.cnpma.embrapa.br/forms/gmp_ram.php>.
- [18] Bueno, C. C. (2009), Avaliação de Risco de Nanotecnologias Emprego do Método GMP-RAM, Trabalho de Conclusão de Curso, PUC-CAMPINAS, Campinas, SP.
- [19] Shaw, R. D. (2003), *Introduction to Colloid and Surface Chemistry*. 4 ed. Oxford: Elsevier. 306 p.
- [20] Adamson, A. W. (1982), *Physical Chemistry of Surfaces*. 4th ed. New York: John Wiley.
- [21] Adhoum, N. *et al.* (2004), Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 112, n. 03, p. 207–213.
- [22] Nogueira, R. F. P. *et al.* (1997), Heterogeneous photocatalysis: an emerging technology for remediation of VOC contaminated environments. *Ciência e Cultura*, Campinas, v. 49, n. 1/2, p. 14-24.