

XII ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS

Tratamento da água de drenagem pluvial: um mal necessário?

Novaes, C.A.O.F.¹; Cordeiro Netto, O.M.²

RESUMO - Com altas cargas de contaminação, por vezes superiores as de efluentes de águas residuárias com pouco tratamento, os efluentes de águas pluviais urbanas no Brasil não tem recebido atenção à altura dos desafios que a questão apresenta. Existem, no entanto, diversas técnicas disponíveis para este tratamento, que não as ETE's, de forma a evitar ou reduzir o comprometimento de Mananciais. Por outro lado, em muitas situações, o destino final dos efluentes pluviais, sem tratamento algum, são os mananciais de abastecimento como é o caso, por exemplo, do Lago Paranoá em Brasília – DF. Dessa maneira coloca-se a questão do presente trabalho: deve-se tratar o efluente pluvial em meio urbano? Seria esse tratamento um mal necessário? Quais as alternativas disponíveis para a efetivação deste tratamento?

ABSTRACT - Although the great stormwater contaminant loads, sometimes higher than primary treated wastewater, in Brazil there is no attention to stormwater pollution control and so the challenges are enormous. Besides that, there are many other available options than ETE's to treat stormwater in way to avoid or reduce the water supply sources damages.

There are also many situations where the destination of stormwater, usually with no previous treatment, are the sources of drinking water, like the Paranoá Lake in Brasília – DF.

The text puts on the table so many questions about the urban stormwater treatment: must we consider the treatment of urban stormwater? Is the treatment of urban stormwater unavoidable? What are the effective available treatment alternatives?

Palavras-Chave – drenagem urbana; águas pluviais; tratamento de efluentes

1. INTRODUÇÃO

O principal foco das atenções no Brasil, quando se trata de drenagem urbana ou de águas pluviais, recai quase sempre nas questões de quantidades ou volumes, por serem mais evidentes as consequências da falta de espaço disponível nas cidades para acomodá-las. Assim, os grandes volumes de precipitações, quando ocorrem, provocam inundações pontuais e chamam a atenção de todos ocupando espaço na mídia e passando a ser de conhecimento geral.

Nesse contexto os responsáveis pelas gestões municipais tem se dedicado ao assunto e procurado soluções, que via de regra recaem sobre o armazenamento temporário por meio de

1. Carlos Augusto F.de O. Novaes, MsC. UnB, e-mail: cnovaes.augusto@gmail.com; 2. Oscar de Moraes Cordeiro Netto, Phd, École Nationale Des Ponts Et Chaussées; e-mail: cordeiro@unb.br

reservatórios de detenção (curto período de tempo) ou de retenção (tempo mais longo) propiciando em algumas soluções a infiltração de parte do volume armazenado.

Tal tem sido a frequência de utilização dessa solução "única", que se tornou conhecida da população como "piscinões".

Construídas de diversas formas e podendo se localizar de forma distribuída, ao longo das bacias, ou concentrada, próxima de seus exutórios, acumulando maiores volumes, são posicionadas de acordo com o espaço disponível e as características de cada bacia.

No entanto, deve-se perceber que além da questão de quantidade existem outras, nem sempre ressaltadas, mas não menos importantes, que se referem aos aspectos de qualidade das águas pluviais.

Há problemas decorrentes não só do espaço para armazenamento em meio urbano de volumes significativos, como também da possibilidade de proliferação de larvas de mosquitos e outras espécies além de odores desagradáveis e concentração da poluição de fontes difusas, arrastada pelos fluxos pluviais até os reservatórios.

Por outro lado, em muitas situações, o destino final dos efluentes pluviais, sem tratamento algum, são os mananciais de abastecimento como é o caso, por exemplo, do Lago Paranoá em Brasília – DF.

Dessa maneira coloca-se a questão do presente trabalho: deve-se tratar o efluente pluvial em meio urbano? Seria este tratamento um mal necessário? Quais as alternativas disponíveis para a efetivação deste tratamento?

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Tratamento do efluente pluvial

Quando se pensa em tratamento de efluentes a primeira ideia que surge é a das ETE's – Estações de Tratamento de Esgotos, forma mais convencional, com seus componentes complementares, as redes de coleta e transporte e seus acessórios como os sistemas de bombeamento e demais.

Outro conceito importante é o de sistema separador absoluto que individualiza as redes de coleta e transporte para cada um dos dois sistemas de efluentes, o de águas residuárias, ou esgotos, e o de águas pluviais, ou de chuva.

Apenas estes dois aspectos citados, estações e redes, são suficientes para indicar que esse caminho, o das ETE's, para o tratamento dos efluentes pluviais, seria bastante oneroso, para não dizer inviável, técnica, operacional e financeiramente.

Em tempos de efluentes pluviais, os longos períodos secos, acentuados em função das mudanças climáticas, produzem altas cargas de poluentes momentâneas e extensos períodos sem carga

refletindo-se na forma de operação e manutenção das instalações de tratamento, e nas soluções adotadas.

Existem, no entanto, diversas outras opções chamadas de Ecotecnologias de tratamento ou de BMP's – "Best Management Practices", melhores práticas de gestão, que oferecem alternativas não só quantitativas, mas também relativas à qualidade dos efluentes, possibilitando diversos graus de tratamento das águas pluviais.

2.2. Sistemas e processos

Os sistemas de tratamento de águas pluviais podem reduzir os volumes de escoamento, as concentrações de poluentes e as massas totais de contaminantes que afluem aos corpos hídricos. As lagoas e bacias de detenção e retenção, as wetlands, naturais ou construídas, as valas de infiltração, os pavimentos permeáveis são alguns desses sistemas.

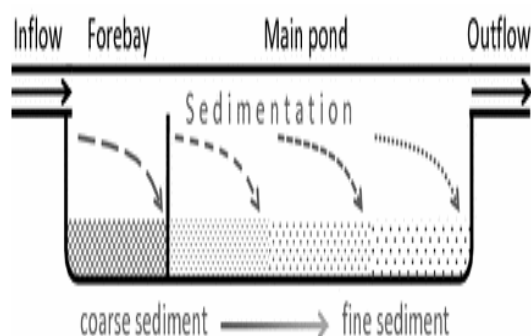


Figura 1 – Corte esquemático de uma bacia de retenção com bacia de acesso, ou "Forebay", e bacia principal, mostrando gradiente de sedimentos da esquerda para a direita (Blecken *et al.*, 2011).

Os processos de tratamento, em função de seus princípios de funcionamento, classificam-se em físicos, como, por exemplo, a sedimentação, filtração ou infiltração; térmicos; biológicos; químicos ou combinados entre estas diversas formas, devendo-se ressaltar que um sistema pode conter diversos processos.

2.2.1 Bacias, lagoas de detenção e wetlands construídas

As bacias e lagoas de detenção surgiram a partir dos anos sessenta como soluções de tratamento ao final da rede ou "end of the pipe", geralmente para grandes volumes de escoamentos, e a partir dos anos noventa surgem as Wetlands construídas projetadas para tratamento de fluxos variáveis, associadas a filtros vegetais, os denominados filtros de bioretenção (Tondera *et al.*, 2013), baseados

no princípio de filtração por gravidade e inspiradas nas Wetlands naturais, chamadas em português de banhados.

Estes dispositivos têm sua eficiência diretamente ligada a parâmetros hidráulicos como volume, velocidade do fluxo, turbulência e outros, de forma a propiciar o funcionamento de acordo com os princípios de sedimentação. A construção de uma pré-bacia de entrada, mostrada na figura 1, onde as partículas maiores se sedimentam pode favorecer o processo sendo também relevantes longos tempos de residência hidráulica.

Após a análise de 98 Wetlands urbanas, diversos autores australianos (David *et al.*, 2017) concluíram que o tipo de uso do solo na bacia é determinante do perfil de poluentes nos sedimentos, sendo a presença de indústria na bacia um fator de risco elevado para a contaminação. Bacias industrializadas apresentaram maior risco em relação às demais. Fatores como a idade da Wetland e a geologia da bacia também influenciam a qualidade dos sedimentos. Houve a verificação da presença de metais pesados em todas as bacias (13 tipos de metais em 100% das bacias) e hidrocarbonetos de petróleo (94% das bacias) além da presença de pesticidas comuns, nos sedimentos.

Deve-se notar que alguns poluentes encontram-se aderidos aos sedimentos e são removidos no processo de sedimentação. Poluentes dissolvidos são removidos por processos biológicos associados à vegetação existente nas regiões de pouca profundidade, mas essa remoção tem, em geral, pouca eficiência (Tondera *et al.*, 2013) à exceção de casos aonde há abundância de vegetação.

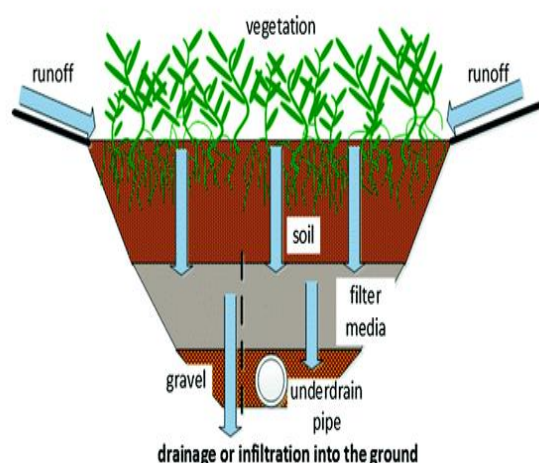


Figura 2 – Corte esquemático da seção transversal de valeta de infiltração típica com as setas azuis demonstrando os fluxos de efluentes pluviais (Mangangka *et al.*, 2017).

2.2.2 Valetas de infiltração

Valetas de infiltração são dispositivos baseados em sedimentação, filtração, infiltração e interações químicas e biológicas com o solo (Winston *et al.*, 2012). Em sua maioria são revestidas por

grama, conforme mostra a figura 2 e, de acordo com diversos autores, apresentam eficiências médias na remoção de poluentes da ordem de: 72% para sólidos em suspensão totais, 52% para fósforo e 45% para nitrogênio (Deletic e Flechter, 2006).

Constituem-se, em sua maioria, de canais vegetalizados com declividades longitudinais usualmente menores do que 1,5% e inclinações laterais em torno de 1V:13H (Kachchu *et al.*, 2014), ou mais.

Ao longo de estradas são muito utilizados em conjunto com pequenas sarjetas posicionadas de forma a conduzirem os fluxos da estrada para as valetas.

As valetas de infiltração, não devem ser propostas como dispositivos únicos para tratamento de águas pluviais, mas como complementares a ou complementados por outros sistemas (Kachchu *et al.*, 2014). Diversos fatores como o percentual de vegetalização de sua superfície, seu comprimento e até mesmo a sua eventual adubação, contribuem para dar maior ou menor eficiência ao dispositivo.

As partículas maiores, afluentes na corrente líquida, tendem a sedimentar-se nos primeiros metros enquanto os de menor tamanho tendem a seguir adiante por um maior percurso criando um gradiente de sedimentação a partir das entradas das valetas.

A utilização de valetas em experimentos (Kachchu *et al.*, 2014) no intuito de verificar a sua efetividade como pré-tratamento para a utilização de pavimentos permeáveis, demonstrou bons resultados para a remoção de sólidos em suspensão totais, mas pouca eficiência na remoção de nutrientes. Foram removidos de 50 a 75% dos sólidos em suspensão totais nos primeiros 10 metros de valetas. Dessa forma concluíram que não há necessidade de longas valetas para efeito de remoção de sólidos em suspensão.

Da mesma maneira consideraram, após os experimentos, que valetas podem ser utilizadas como dispositivos para tratamento prévio a outros sistemas possibilitando assim a estes últimos o prolongamento de sua vida útil.

Estas valetas devem ser dimensionadas de acordo com as características locais como as condições hidrológicas e tipos de poluentes presentes, de forma a terem eficiência (Haiyan *et al.*, 2016) sem deixar de levar em conta as características dos solos para que se possa projetá-las considerando a infiltração, especialmente para o caso de pequenos fluxos.

2.3 Remoção de nutrientes

2.3.1 Nitrogênio e Fósforo

Nutrientes causam a depleção do oxigênio dissolvido nos corpos hídricos e a eutrofização de suas superfícies com o excessivo crescimento de plantas e algas.

Por essas razões a remoção de nutrientes, especialmente de Nitrogênio e Fósforo deve ser realizada.

Deve-se, no entanto, levar em conta que enquanto partículas de nutrientes aderentes a sedimentos podem ser removidas por processos físicos, como filtração e sedimentação, compostos de nitrogênio e fósforo dissolvidos requerem outros processos de remoção, pois tem processo de degradação bioquímica diferente.

De forma geral, em sistemas separadores urbanos, com exceção de situações onde ocorrem ligações ilícitas (Panasiuk *et al.*, 2015) a concentração de nutrientes nos escoamentos pluviais é pequena e não chama a atenção dos pesquisadores.

A pequena presença de fósforo (P) em escoamentos de estradas comprova este fato já que inexistem contaminações cruzadas em decorrência de ligações irregulares e nesses casos há pouca presença de detritos.

Ainda que apresentem boa remoção de fósforo (P) com 60 a 70% de eficiência (Marsaleck *et al.*, 2005) lagoas e bacias não são recomendadas para a remoção de Nitrogênio (N) a não ser quando associadas a uma zona de desnitrificação, constituindo-se de um segundo estágio, ou tenham sua capacidade de retenção aumentada. Para valetas de infiltração existem resultados variados dependentes de maiores verificações sendo sugerida sua utilização combinada a outros dispositivos.

2.4 Cargas microbianas

A avaliação da presença de microrganismos patogênicos em efluentes é complexa e dispendiosa e por essas razões usualmente utiliza-se de indicadores da presença de organismos fecais (e. coli, organismos termotolerantes, e enterococci assim como bacteriófagos como F-RNA). Os bacteriófagos são considerados melhores indicadores de vírus por representarem mais adequadamente as características dos vírus intestinais humanos (Havelaar *et al.*, 1993). A presença nos efluentes pluviais de microrganismos fecais e bacteriófagos é muitas vezes significativa, ocorrendo não só em razão da poluição difusa de origem humana e animal, como de cargas pontuais, com origem em

extravasamentos das redes de águas residuárias (Mertens *et al.*, 2017) e de ligações irregulares destas, nos sistemas de efluentes pluviais.

A forma mais comum de remoção desses microorganismos é sua sedimentação quando estão aderentes a partículas maiores sedimentáveis ou quando seu tamanho o permite como, por exemplo, no caso de parasitas.

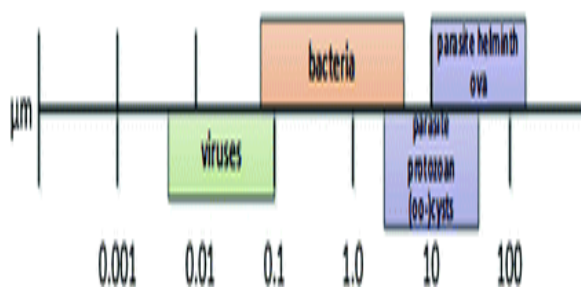


Figura 3 – Tamanho dos patógenos encontrados em águas residuárias.

Cerca de 30% a 55% das bactérias fecais (*E.coli*, enterococos intestinais e coliformes) encontram-se associadas a sólidos sedimentáveis (Characklis *et al.*, 2014) *E. coli* tem predominância em escoamentos urbanos (90%) podendo aparecer associada às partículas finas de diâmetro menor que 3µm ou na forma livre, em suspensão (Chandrasena *et al.*, 2012).

Esses resultados foram obtidos para sistemas separadores e indicam que a remoção de partículas finas é importante para eliminação desta contaminação microbiana.

Ressalta-se que a sobrevivência microbiana pode ser maior quando esses organismos encontram-se ligados a sólidos (Davies e Bavor, 2000). Microorganismos ligados a sólidos e micróbios maiores que 5 µm podem ser removidos por filtração. A figura 3 apresenta o tamanho de patógenos encontrados em águas residuárias (Gargiulo *et al.*, 2007).

Partículas em suspensão podem ser removidas por adsorção ou por processos físico-químicos de filtração se o seu diâmetro for menor que o do material do filtro. O processo predominante de retenção de vírus em meios porosos é a adsorção (Corapcioglu e Haridas, 1984) sendo maior quanto maior for o crescimento da massa de biofilme no meio filtrante (Waldhoff, 2008). Por outro lado, microorganismos removidos por processos físicos como sedimentação, filtração e adsorção tem potencial para serem reintroduzidos nos sistemas sendo aconselhável a utilização de outros processos que permitam sua inativação ou remoção permanente. A radiação UV – ultravioleta - presente em

áreas abertas onde exista a presença de luz penetrante pode ser um destes processos de inativação, como é o caso de lagoas e de Wetlands com fluxo superficial (Nguyen *et al.*, 2015). Outros mecanismos são a predação (Stott *et al.*, 2003) aderência à biofilmes (Stott e Tanner, 2005) e inibição (Stevik *et al.*, 2004).

Os escoamentos de águas pluviais de sistemas separadores, em geral, podem apresentar altas contaminações por microorganismos fecais similares àquelas encontradas em sistemas de tratamento parcial de águas residuárias.

Indicadores de níveis de bactérias em efluentes pluviais têm demonstrado, quando comparados aos padrões microbiológicos de qualidade da água, que essas águas representam um perigo potencial quando o manancial que as recebe tem como uso a recreação ou a extração de água bruta para abastecimento (Galfi *et al.*, 2016).

A variabilidade é uma característica marcante dos fluxos em sistemas de drenagem de efluentes pluviais, marcadamente o chamado fluxo inicial, ou “first flux”, que carrega alta carga de poluentes, e ocorre após um prolongado período sem chuvas.

Assim a escolha dentre as opções disponíveis de sistemas de tratamento deve considerar os fluxos de escoamentos variáveis no tempo e a variação das cargas poluidoras.

Em termos espaciais, as cargas de áreas densamente habitadas e áreas urbanizadas centralizadas nas bacias de contribuição tendem a apresentar maior concentração de carga bacteriana, sugerindo correlação entre as cargas e uso do solo (Galfi *et al.*, 2016) além de outras características como sazonalidades, períodos secos e intensidades de precipitações.

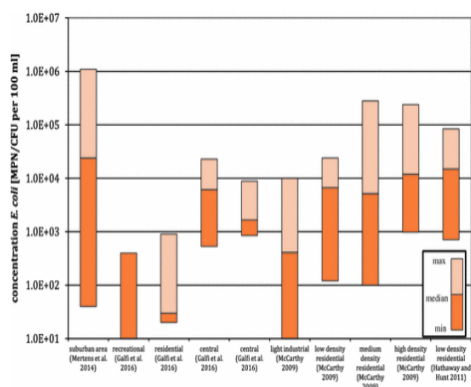


Figura 4 – Intervalo de concentrações para E.colli em efluentes pluviais de sistemas separadores conforme o uso do solo.

Diversos estudos mostram variações nas concentrações de poluentes para diversos usos do solo e sistemas (separadores, únicos ou combinados). A figura 4 apresenta alguns resultados para sistemas separadores.

Em termos de sistemas de tratamento tanto lagoas como bacias apresentam bom potencial de tratamento já que existe um percentual significativo de bactérias associado a partículas sedimentáveis (Characklis *et al.*, 2005).

Wetlands construídas de fluxo superficial também tem apresentado eficiência na remoção para determinadas faixas de fluxos, podendo atingir 75% de taxa de remoção (Davies e Bavor, 2000).

São mais eficientes que as lagoas devido à presença da vegetação que reduz a velocidade do fluxo facilitando a sedimentação de partículas mais finas ($< 2\mu\text{m}$) e permitindo o crescimento de biofilme favorecendo a adesão de micróbios (Davies e Bavor, 2000).

Existem ainda diversos estudos com dados variados visando à utilização de Wetlands de fluxo vertical e biofiltros cujos resultados (Davies e Bavor, 2000) merecem análise por demonstrarem potencialidade na remoção de microorganismos.

2.5 Remoção de metais

Os metais são poluentes de grande preocupação e sua presença nos efluentes pluviais acontece sob duas formas: substâncias aderentes às partículas mais finas dos sedimentos e de forma dissolvida chamada biodisponível. Essa segunda parte, dissolvida, subdivide-se em duas frações, uma coloidal e outra dita verdadeiramente dissolvida. A superfície dos colóides tem geralmente carga negativa atraindo outros íons positivos. Já a parte restante, encontrando-se livre, pode ser absorvida por todo tipo de organismos convertendo-se em fonte de alta toxicidade. Dois fatores tem importância na solubilização dos metais: o PH e a matéria orgânica dissolvida sendo maior a solubilidade quanto menor for o PH (Ingri, 2012).

Estudos (Boogaard *et al.*, 2014) revelaram que a maior parte das partículas metálicas encontra-se aderida a outras de tamanho inferior a $90\mu\text{m}$ ou até de $60\mu\text{m}$ e assim os dispositivos de tratamento devem ser capazes de remoção de partículas finas.

Uma das fontes mais importantes de metais é o tráfego veicular, mas os telhados, equipamentos de iluminação e outras superfícies das edificações como, por exemplo, as fachadas, contribuem para a presença desses poluentes nas correntes de efluentes pluviais urbanos.

Telhados metálicos geralmente contribuem com Zn e Cu e rodovias com Pb, Cd, Cr e Ni. Em áreas conectadas a pistas de tráfego de veículos há grande concentração destes poluentes (Czemiel, 2014).

Estudos recentes realizados na Suécia (Karlson *et al.*, 2016) demonstraram que em lagoas de sedimentação e tanques, em se tratando de sedimentos pluviais, a maior parte dos poluentes metálicos (Cu, Cd, Pb, Zn e Ni) encontravam-se sob a forma não aderida, ou seja, potencialmente móvel.

A análise de sistema constituído por lagoas-Wetlands (Al-Rubaei. *et al.*, 2016) demonstrou uma eficiência de remoção de metais variando entre 55% e 80% atribuindo-se à presença de Wetlands um grande incremento na remoção de metais dissolvidos quando se compara a sistemas contendo apenas lagoas.

Para valetas a eficiência na remoção de metais mostrou-se pequena (Backstrom *et al.*, 2006).

2.6 Contaminantes emergentes

Contaminantes emergentes são substâncias que apesar de detectadas no meio ambiente ainda não tem seus comportamentos e efeitos toxicológicos conhecidos, e por essa razão não fazem parte das rotinas de monitoramento.

São produtos com diversas origens como remédios para seres humanos e animais, produtos de cuidados pessoais, nanomateriais, pinturas e acabamentos.

Podem ser subdivididos em inorgânicos e orgânicos como, por exemplo, metais, pesticidas e fenóis.

Os mecanismos de remoção dependem das suas composições químicas e envolvem desde processos físicos (sedimentação e filtração), biológicos, como a retirada pelas lantãs e microorganismos, até processos químicos, como precipitação, oxidação e hidrólise dentre outros (Zhang *et al.*, 2012). Devido ao grande número de compostos produzidos industrialmente todos os dias, indicadores de fonte e de processo tem sido sugeridos como caminho para a identificação desses poluentes.

Tais indicadores devem facilitar o monitoramento de poluentes, tendo características que possibilitem isso como, por exemplo, serem facilmente detectáveis com relativamente baixo esforço e por meio de vários métodos (Jekel *et al.*, 2015). Para escoamentos agrícolas de fontes não pontuais

foram propostos pesticidas como substâncias indicadoras (Babut *et al.*, 2013) e para escoamentos urbanos diversos herbicidas (Jekel *et al.*, 2015).

Existem diversos estudos analisando a remoção de pesticidas em bacias, wetlands construídas, biofiltros e valetas. Sabe-se que além do processo de sedimentação, agem na remoção processos de transferência (por meio de absorção) e de transformação que produzem outras moléculas (metabólitos e produtos de degradação) a partir da molécula de pesticida, cujo processo apresenta-se de forma esquemática através da figura 5.

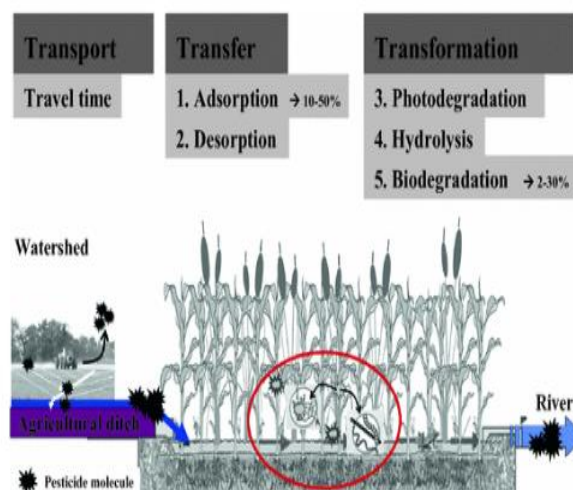


Figura 5 – Processos envolvidos na remoção de pesticidas em uma wetland artificial (Passeport *et al.*, 2011). Os números representam resultados obtidos a partir de experimentos com S-metolachlor e expoxiconazole (Hoyos-Hernandez, 2010).

A biodegradação das moléculas é um processo lento que se beneficia da existência de tempos de detenção longos.

A vegetação tem diversos efeitos sobre a remoção de pesticidas: por efeito de aeração dos sedimentos permite aumentar a atividade microbiana e por aumento da rugosidade provoca maiores tempos de detenção favorecendo a sedimentação, por adsorção superficial retira parte dos pesticidas sendo ainda a decomposição dessa vegetação fonte de carbono orgânico para os microrganismos. Por sua vez os filtros de bioretenção apresentam diversos processos de remoção de contaminantes como: filtração, processos físicos, químicos, e bioquímicos (Randelovic *et al.*, 2016).

Conclusões

Existem alternativas para o tratamento de efluentes de águas pluviais que não o seu simples encaminhamento às ETE's. A opção por não tratá-los, além de se mostrar inadequada, por desprezar um importante contribuinte da poluição de mananciais, não encontra justificativa sob o ponto de vista

das soluções técnicas disponíveis. Dessa forma seu tratamento é um BEM necessário, a ser buscado o mais breve possível.

REFERÊNCIAS

- Al-Rubaei, A.M. et al., *Ecol Eng*, 2016, 95, pp. 73-82.
- Babut, M. et al., *Environ Sci Poll Research*, 2013, 20 (11), pp. 8298-8312.
- Backstrom, M. et al., *Urban Water J*, 2006, 3 (2), pp. 55-67.
- Blecken, G.T. et al., *Water Air Soil Pollut*, 2011, 219, pp. 303-317.
- Boogaard, F.C. et al., *Challenges*, 2014, 5, pp 112-122.
- Chandrasena, D.I. et al, *Water Sci Tech*, 2012, 66 (5), pp. 1132-1138.
- Characklis, G.W. et al., *Water Res*, 2005, 39 (9), pp. 1773-1782.
- Corapcioglu, Y., Haridas, *J. Hidrol*, 1984, 72, pp 149-169.
- Czemiel, B., *Urban Water*, 2014, 11 (4), pp. 284-296.
- David, J.S.; Simon M.S.; Stephen M.; Katherine J.; Vincent J.P.; *Landscape and Urban Planning* 2017, 162 pp. 80–91.
- Davies, C.M.; Bavor, H.J., *J Appl Microbiol*, 2000, 89, pp. 349-360.
- Deletic, A.; Flechter T.D.; *Hidrol*, 2006, 217, pp. 261-275.
- Galfi, H et al., *J Environ Eng*, 2016, 142, 7, pp. 601-603.
- Gargiulo, G. et al, *J. Contam Hydrol*, 2007, 92 (3-4), 255-273.
- Haiyan L. et al, *Procedia Engineering*, 2016, 154, pp. 898 – 910.
- Havelaar, A.H. et al, *Appl Envir Microbiol*, 1993, 59, pp. 2956-2962.
- Hoyos-Hernandez C, *Master Thesis in French, Vol II, Ingénierie Biologique de L'environnement*, 2010, Univ. Paris Est, Créteil, France, p.62.
- Ingri, J. *Studentlitteratur AB*, 2012, Sweden.
- Jekel, M. et al.; *Chemosphere*, 2015, 125, pp. 155-167.
- Kachchu, M.M.A. et al., *J Water Sci Technol*, 2014, 69(5), pp. 1014-1020.
- Karlson, K. et al., *J Environ Eng*, 142 (11), 04016057.
- Marsaleck, J.; Urbonas, E., Lawrence I.; “*Stormwater Management Ponds*”, 2005, in Shilton A. (ed.) *Pond Treatment Technology*. IWA Publishing, London, UK.
- Mangangka, I.R., Liu, A.; Goonetillecke, A.; Egodawatta, P.; *Springerbriefs in Water Science and Techonology*, 2016, ISBN 978-981-10-1659-2.
- Mertens, F.M. et al, *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2017, 10 (3), pp. 145-150.
- Nguyen, M.T. et al., *Water Res*, 2015, 83, pp. 282-292.
- Panasiuk, O. et al., *J Environ Manage*, 2015, 152, pp. 241-250.
- Passeport et al., *Environ Tox Chem*, 2011, 30 (7), pp. 1669-1676.
- Stevik, T.K. et al., *Water Res*, 2004, 38, pp. 1355-1367.
- Stott, R.; Tanner, C.C., *Water Sci Tech*, 2005, 51, pp. 315-322.
- Stott, R. et al., *Water Sci Tech*, 2003, 47 pp. 77- 83.
- Randelovic, A. et al., *Water Res.*, 2016, 89, pp. 180-191.
- Tondera, K.; Koenen S.; Stappert U.; Dahmen H.; Pinnekamp J.; *8th NOVATECH*, 2013, pp. 23-26.
- Waldhoff, A, *Sanitation of Combined Water in Retention Soil*, 2008, Dissertation, Kessel, Germany.
- Winston, R.J. et al, *J. Environ Eng*, 2012, 138 (1), pp. 101-111.
- Zhang, K. et al, *Front Earth Sci*, 2012, 6 (4), pp. 433-444.