

## **SUDS: Remediação ambiental aplicada à drenagem urbana**

### ***SUDS: Environmental remediation applied to urban drainage***

Alice Rodrigues Cardoso<sup>1</sup>; Cristiano Poletto<sup>2</sup>

<sup>1</sup>CORSAN, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Orcid: 0009-0000-6614-5550

E-mail: [geo.alicecardoso@gmail.com](mailto:geo.alicecardoso@gmail.com)

<sup>2</sup>Professor do IPH/UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Orcid: 0000-0001-7376-1634

E-mail: [cristiano.poletto@ufrgs.br](mailto:cristiano.poletto@ufrgs.br)

**RESUMO:** As escassas estratégias empregadas na remediação de águas urbanas poluídas têm sido centradas na redução de cargas poluidoras brutas visando a melhora da estética dos arroios e dos corpos d'água receptores. Outros pesquisadores vêm buscando avaliar a eficiência dos leitos percoladores, com funcionamento por gravidade, na remoção de contaminantes da água pluvial urbana, prezando pelo curto prazo para o tratamento e baixa manutenção. Os diversos leitos percoladores testados mostraram-se satisfatórios para a remoção poluentes encontrados no escoamento urbano coletado, principalmente metais. Destaca-se na composição dos protótipos o argilomineral vermiculita, que mostrou resultados superiores aos compostos somente por areia, justificando sua adoção. Desta forma, novos dispositivos, com este princípio, podem contribuir para a requalificação das águas de pequenas bacias hidrográficas altamente urbanizadas e dominadas por fontes difusas de contaminação, com a implementação de sistemas de tratamento em fim de rede de drenagem.

**Palavras-chave:** Leitos percoladores; Sistemas de Drenagem Urbana.

**ABSTRACT:** *The few strategies used to remediate polluted urban waters have focused on reducing gross pollutant loads with a view to improving the aesthetics of streams and receiving rivers. However, many researchers have sought to evaluate the efficiency of percolating beds, operating by gravity, in removing contaminants from urban rainwater, valuing the short time for treatment and low maintenance. The various percolating beds tested proved to be effective in removing pollutants found in collected urban runoff, particularly metals. Notably, the composition of the prototypes included vermiculite, a clay mineral that demonstrated superior results compared to those made solely from sand, justifying its adoption. In this way, new devices based in this principle, could contribute to the implementation of water requalification actions in small, highly urbanized river watersheds dominated by diffuse contamination sources, with the implementation of treatment systems at the end of the drainage networks.*

**Keywords:** *Percolating beds; Urban drainage systems.*

## INTRODUÇÃO

O termo remediação ambiental é bastante amplo, designando o processo empregado na melhoria da qualidade ambiental de um local degradado. Na legislação brasileira é apresentado como uma das ações de intervenção para reabilitação de uma área contaminada, que consiste em aplicação de técnicas, visando à remoção, contenção ou redução das concentrações de contaminantes (Brasil, 2013). Para Hamilton (2012) a remediação ambiental consiste na remoção da poluição ou contaminação do meio, visando à proteção da saúde humana e à recuperação ambiental. São definidos por ele como meios passíveis de remediação as águas subterrâneas e superficiais, os solos e os sedimentos. Os métodos podem ser classificados como *in situ* quando há o tratamento no local sem a remoção do material contaminado, enquanto a remediação *ex situ* envolve a escavação do solo/ sedimento contaminado para tratamento e posterior devolução ao local original.

Os métodos e tecnologias utilizados dependem do tipo e da extensão de poluição, bem como as características do próprio local. O primeiro passo deve ser o levantamento físico e mapeamento do local atingido, para então definir os métodos que podem ser empregados na área. São exemplos de métodos e tecnologias: a escavação e dragagem de material contaminado; a estabilização e solidificação; métodos de oxidação de contaminantes; bombeamento e tratamento de águas; extração de vapor do solo e biorremediação (Hamilton, 2012).

Recentemente novas abordagens nos projetos de drenagem urbana, que são mais abrangentes e se preocupam também com os aspectos qualitativos do escoamento, vêm sendo adotadas. Destacam-se os conceitos “Sustainable Urban Drainage System” (SUDS – no Reino Unido), o “Water Sensitive Urban Design” (WSUD - na Austrália) e o “Low Impact Development” (LID – na América do Norte). Estas abordagens são perfeitamente compatíveis e incorporam as tecnologias compensatórias da urbanização em suas soluções (Baptista *et al.*, 2015).

Conceber projetos de drenagem urbana que vão além das demandas quantitativas (diminuição de picos de vazão) e contemplem a melhoria da qualidade da água, incluindo aspectos estéticos, ainda é um desafio. Segundo ASCE (1994), os parâmetros de projeto (vazão e volumes) selecionados para dimensionar dispositivos de melhoria da qualidade da água são consideravelmente diferentes do que é utilizado para a concepção de instalações de drenagem urbana. Basicamente, devido ao parâmetro de tempo de retorno: enquanto os sistemas convencionais de drenagem são projetados para grandes eventos, com tempo de retorno de 10 – 25 mil anos, quando se busca melhorar a qualidade da água pluvial, é preciso considerar os eventos mais frequentes, com tempo de retorno de 1 – 2 anos (ASCE, 1994).

As técnicas empregadas dentro do conceito de “Sustainable Urban Drainage System” (SUDS) visam compensar o impacto da urbanização e vão ao encontro das condições necessárias para o desenvolvimento sustentável em áreas urbanas. Empregando a retenção e infiltração das águas precipitadas, obtém-se o rearranjo temporal das vazões e, eventualmente, a diminuição do volume escoado, reduzindo a probabilidade de inundações e possibilitando ganhos na qualidade das águas pluviais (Baptista *et al.*, 2015). São dispositivos comumente utilizados: os pavimentos permeáveis e semipermeáveis, reservatórios de retenção e retenção, trincheiras e valas de infiltração, faixas gramadas e poços de infiltração (Agostinho; Poletto, 2012). Do ponto de vista

ambiental e de engenharia, o sistema ideal de remediação da poluição carregada pelo escoamento pluvial urbano deve ser eficaz na melhoria da qualidade da água pluvial e reduzir o pico do escoamento em volume, para isso utiliza-se geralmente dispositivos de retenção e infiltração (ASCE, 1994).

Segundo Claytor e Schueler (1996) os sistemas percoladores destinados a águas pluviais englobam um grupo diversificado de técnicas para tratar a qualidade de escoamento. Em comum, apresentam a finalidade exclusiva de remoção de poluentes em suspensão no escoamento pluvial, a aplicação a pequenas áreas de drenagem contribuinte, a utilização de um meio filtrante (areia, solo, brita, turfa, etc.) ou meios compostos. São de especial interesse para esta pesquisa os dispositivos de infiltração que agregam elevada redução da poluição associada ao escoamento, por isso, serão aqui abordados os poços de infiltração, leitos percoladores e os banhados construídos (wetlands).

### **Sistemas de percolação**

A filtração é uma operação unitária na qual se separa uma mistura sólido-fluido através da percolação do fluido por uma barreira ou meio poroso, no qual as partículas sólidas ficam retidas (Santos, 2020). Na prática, a filtração é utilizada no tratamento de águas residuárias e esgotos através de filtros aeróbios, anaeróbios e combinados e no tratamento de águas de abastecimento com os filtros de areia, lentos e rápidos. Na drenagem urbana, a filtração é aplicada em diversos dispositivos, como os poços e as trincheiras de infiltração, entretanto o enfoque nem sempre é dado ao aspecto qualitativo das águas pluviais.

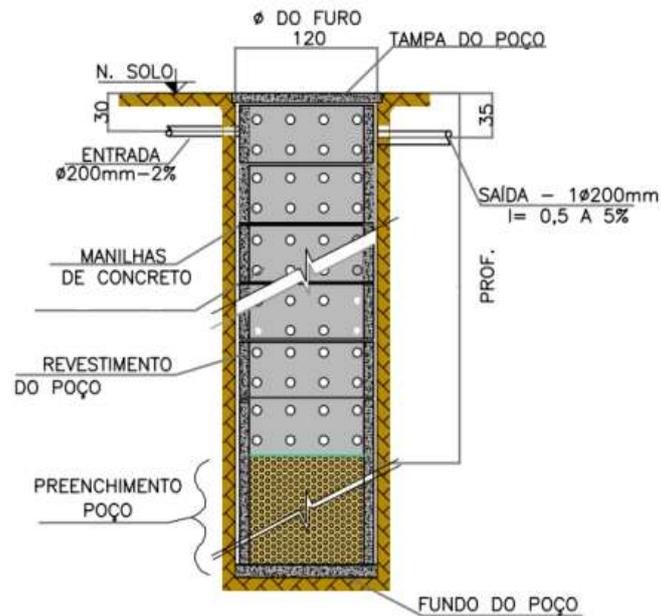
Nos sistemas que permitem a percolação das águas pluviais o mecanismo fundamental é a filtração, porém não é o único que atua na remediação de poluentes. De acordo com Jordão e Pessoa (2017) coexistem processos de adsorção, precipitação e remoção biológica. Assim, embora não abarque a totalidade dos processos que ocorrem durante a percolação do líquido no meio poroso, por tratar-se de nomenclatura consagrada, o termo filtro continua sendo usado.

### **Poços de infiltração**

As águas de chuva interceptadas por edificações podem ser encaminhadas para poços de infiltração, cujo esquema de funcionamento é apresentado na **Figura 1**. Segundo Silveira (2002), os poços de infiltração são reservatórios verticais e pontuais escavados no solo. São constituídos por tijolos assentados em crivo ou tubos de concreto perfurado preenchidos com material poroso (brita) e tem suas paredes revestidas por uma manta geotêxtil, que faz a interface tubo/solo (Agostinho; Poleto, 2012).

O volume de água captado é encaminhado para esses reservatórios, e após a diminuição da capacidade de absorção do solo e total enchimento do poço, a água passa a ser lançada no sistema público de drenagem, por meio de extravasores do próprio poço ou em uma caixa de passagem anterior ao sistema (Reis *et al.*, 2008). Este tipo de dispositivo é interessante pelo seu método construtivo, baixo custo de implantação e manutenção, e reduzida demanda de área para construção (subterrânea). Entretanto, destina-se ao amortecimento/requalificação do escoamento áreas contribuintes pequenas (edificações).

**Figura 1.** Vista em corte de um poço de infiltração genérico



Fonte: Adaptado de Souza Filho (2019).

Vendrame (1998) alerta para o conflito potencial entre promover a infiltração e garantir a qualidade da água. Segundo ela, o comum superdimensionamento dos poços de infiltração, visando minimizar a manutenção e aumentar a velocidade de infiltração, leva a água a penetrar, muitas vezes, em camadas profundas do solo, favorecendo a contaminação das águas subterrâneas (Vendrame, 1998). Pitt *et al.* (1999) afirmam que se deve incluir um pré-tratamento, usando os processos de sedimentação, antes da infiltração do escoamento urbano, tanto para minimizar a contaminação das águas subterrâneas como para prolongar a vida útil do dispositivo. Este pré-tratamento pode ser na forma de filtros de grama, lagoas de detenção, etc., dependendo do escoamento, do volume a ser tratado e de outros fatores específicos do local.

Segundo Anbari *et al.* (2018) a percolação de águas pluviais através de um meio filtrante contendo materiais de capacidade sorvente é uma das tecnologias mais promissoras a serem associadas à drenagem urbana. Muitos materiais têm sido testados, entretanto os trabalhos não têm sido claros com relação às condições experimentais e nem sempre são realizados em condições de águas pluviais reais, dificultando a comparação dos resultados (Anbari *et al.*, 2018).

### **Banhados construídos**

As áreas úmidas, wetlands em inglês, compreendem o ecossistema que ocorre nas áreas intermediárias entre os ambientes aquático e terrestre. Os banhados naturais são áreas alagadas permanente ou temporariamente, no Brasil são conhecidos também como brejos, pântanos, charcos, entre outros (Burger, 2000). As definições de wetland convergem para um ambiente marcado pela colonização por plantas e animais adaptados às suas principais características: baixa profundidade da lâmina d'água, que resulta na saturação

do solo, com baixa concentração de oxigênio dissolvido ou até mesmo condições anaeróbias (EPA, 1999).

Os banhados construídos são ecossistemas artificiais, concebidos utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos banhados naturais. Diferem-se das áreas úmidas naturais devido ao regime hidrológico controlado, ao substrato artificial que visa otimizar a condutividade hidráulica do sistema e também pela menor biodiversidade encontrada (Salati *et al.*, 2009).

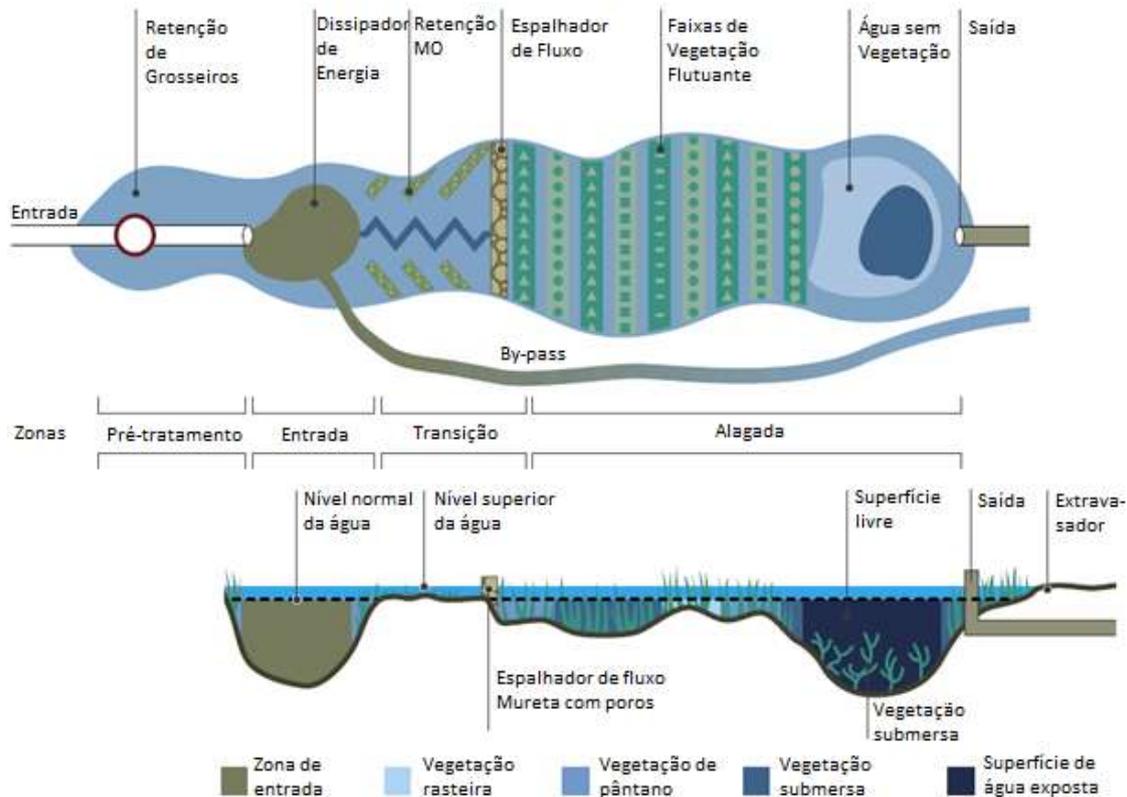
Os wetlands são mundialmente empregados no tratamento de águas residuárias visto que empregam tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo. Costa *et al.* (2003) enumera como pontos positivos a boa ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a diminuição dos microrganismos patogênicos presentes nas águas. Dentre os numerosos mecanismos que causam essa remoção, destacam-se a decantação, o papel exercido pelo biofilme microbiano aderido às raízes e ao substrato na retenção física de partículas, o predatismo e a competição entre outros microrganismos e eventuais substâncias tóxicas produzidas pelas plantas e liberadas através de suas raízes (Brix, 1994 apud Costa *et al.*, 2003).

Para Travaini-Lima e Sipauba-Tavares (2012) o desempenho de wetlands construídos na melhoria da qualidade de águas residuárias é função da atividade microbiana, do tempo de detenção hidráulica, da carga aplicada e do tipo de vegetação empregado. Os fatores climáticos como temperatura, precipitação e evapotranspiração são importantes nas condições de clima tropical e subtropical. Durante a estação chuvosa, por exemplo, a precipitação excessiva pode alterar drasticamente os níveis de água no sistema e causar a diluição de contaminantes.

Na **Figura 2** é apresentado um sistema ideal de banhado construído nos moldes australianos, dentro do conceito de “Water Sensitive Urban Design” (WSUD). Segundo o manual elaborado pela Melbourne Water (2005), logo na entrada do sistema é necessário um pré-tratamento, uma armadilha que impeça a entrada de resíduos sólidos maiores que 20mm. Em seguida há a zona de entrada, onde ocorre a dissipação da energia, fundamental para a manutenção da vegetação, que poderia ser arrancada pela ação de altas velocidades de fluxo, e também para garantir a sedimentação do material mais grosseiro.

Neste ponto há também um by-pass, para evitar o extravasamento do sistema. A zona de transição destina-se a retenção da matéria orgânica complexa e de degradação mais demorada, como as folhas de árvores. Sendo acumuladas neste ponto aumenta a probabilidade de degradação aeróbia dentro do banhado. A zona úmida, propriamente dita, é onde se espera que ocorra a remoção das partículas finas e dos poluentes dissolvidos, associados a elas ou não. É nesta área que se encontram as plantas, no caso, macrófitas, que devem ocupar um mínimo de 80% da área, podendo ser organizada em faixas, ao longo da linha de fluxo. A área restante pode ser ocupada por vegetação submersa e com áreas abertas, em que a superfície da água fique exposta (sem vegetação).

**Figura 2.** Sistema detalhado de banhado construído conforme conceito australiano de “Water Sensitive Urban Design” (WSUD)



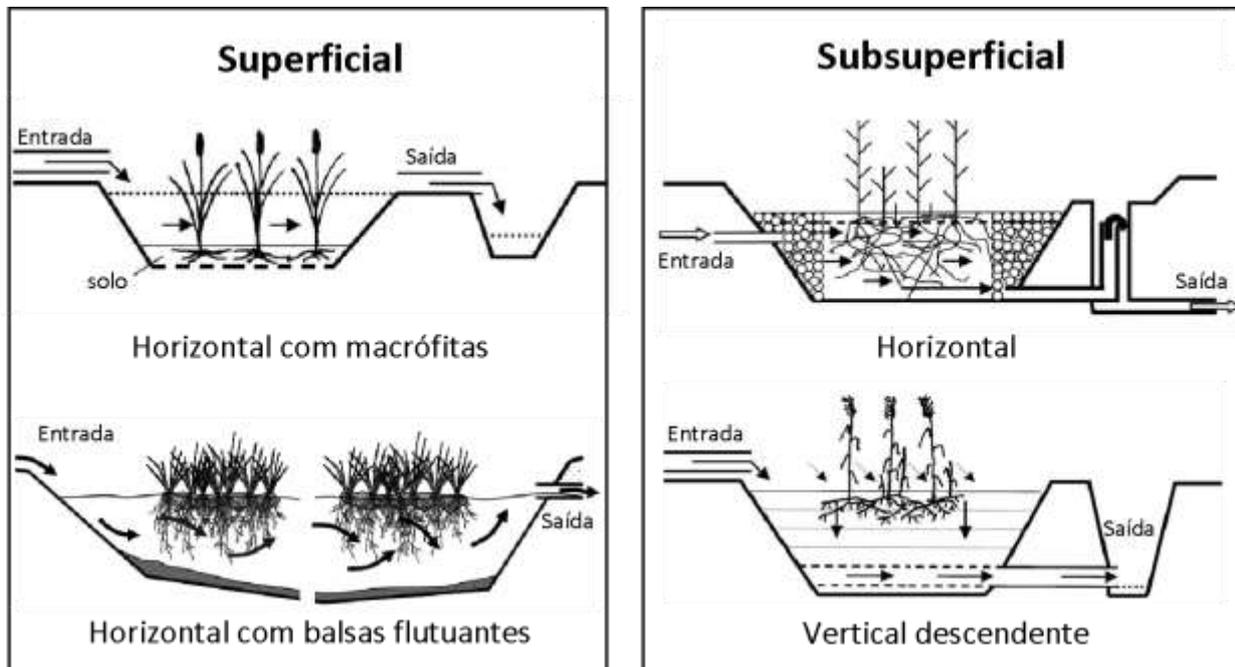
Fonte: Melbourne Water (2005).

Com relação ao fluxo, os banhados construídos podem ter fluxo superficial ou subsuperficial. Wetlands de fluxo superficial são semelhantes aos pântanos naturais, com a superfície da água exposta à atmosfera. Constituem-se de canais rasos e bacias através das quais a água flui em baixas velocidades acima e no interior do substrato, que é composto por uma combinação de cascalho, solos argilosos ou com base em turfa e brita (Shutes, 2001). Apresentam macrófitas plantadas ou contêm plantas flutuantes, associadas a balsas ou não. Já os banhados de fluxo subsuperficial, caracterizam-se pelo nível d'água no leito não ultrapassar a camada de substrato poroso, ou seja, pela inexistência de lâmina d'água exposta, este substrato composto por brita ou cascalho serve de suporte para a vegetação emergente que é responsável pela aeração do sistema (EPA, 1993). Na **Figura 3** são apresentados os principais modelos utilizados, conforme o tipo de fluxo.

Segundo EPA (1993) o sistema de banhado construído com fluxo subsuperficial tem grandes vantagens com relação ao superficial, uma vez que o nível da água é mantido abaixo da superfície do meio poroso, diminuem os riscos de odores, e de insetos vetores. Também se acredita que a percolação da água no meio poroso, que proporciona uma maior área superficial para trocas, agiliza o processo de melhoria da qualidade da água, levando também a necessidade de áreas menores para as mesmas condições de águas residuais. Além disso, a água estando na subsuperfície, combinado ao efeito das plantas, gera uma maior proteção térmica para os microrganismos atuantes, o que é fundamental para os

locais de clima frio, como a maior parte dos EUA, onde os wetlands de fluxo subsuperficial horizontal são os mais utilizados (EPA, 1993).

**Figura 3.** Fluxo de banhados construídos



Fonte: Vymazal (2007) Headley e Tanner (2006).

Além de Estados Unidos e Austrália, o sistema de banhados construídos é amplamente aplicado nos países europeus há décadas. Zhang *et al.* (2012) demonstram que na China, a partir do ano 2000, a quantidade de banhados construídos vem crescendo rapidamente, especialmente no sul e no norte do país, em cidades de pequeno e médio porte. Em um estudo bem abrangente, Vymazal (2007) comparou o desempenho de diferentes tipos de banhados construídos na remoção de nitrogênio e fósforo, macronutrientes que em excesso levam a eutrofização dos corpos d'água. A remoção de nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT), nos diferentes tipos de banhados construídos analisados, variaram entre 40 – 50% (**Tabela 1**). No entanto, os processos responsáveis pela remoção podem diferir de magnitude em função dos diferentes processos que envolvem cada sistema. Um wetland simples, de um único estágio, não consegue atingir elevada remoção de NT devido à sua incapacidade de proporcionar condições aeróbicas e anaeróbicas ao mesmo tempo. Desta forma, a combinação de diferentes sistemas de wetlands, formando sistemas híbridos, permite explorar as vantagens específicas dos sistemas individuais e melhorar a qualidade do efluente final.

Em países tropicais os banhados construídos encontram condições climáticas adequadas durante todo o ano para o crescimento biológico rápido, o que influencia positivamente nos processos de tratamento (Kaseva, 2004). Entretanto, no Brasil o sistema de wetlands ainda é pouco utilizado, as pesquisas caminham para a utilização desta tecnologia de forma combinada ou como um pós-tratamento.

**Tabela 1.** Eficiência de Remoção de Nitrogênio total e Fósforo total em diferentes tipos de wetlands

Tipo de Fluxo	Sistema	Eficiência de Remoção (%)	
		Nitrogênio Total	Fósforo Total
Superficial	Plantas Flutuantes	55	42
	Superfície livre	41	49
Subsuperficial	Horizontal	42	41
	Vertical	44	59

Fonte: Adaptado de Vymazal (2007).

Travaini-Lima e Sipaubá-Tavares (2012) demonstraram a eficiência da utilização de wetland associada a um reator UASB no tratamento de resíduos de aquicultura (peixes ornamentais, rãs e camarões), de suinocultura após processamento em biodigestores anaeróbicos, e de águas pluviais durante a estação chuvosa. O sistema se mostrou eficiente (**Tabela 2**) na remoção de nutrientes, sólidos, DBO<sub>5</sub>, clorofila-a e coliformes totais, principalmente na estação seca.

**Tabela 2:** Eficiência de remoção de um sistema combinado de wetland+UASB, nas estações seca e chuvosa, considerando a taxa de aplicação ( $\text{g.m}^2.\text{dia}^{-1}$ ) dos efluente composto por resíduos de aquicultura, resíduos de suinocultura (pré-tratados no reator) e águas de escoamento superficial (somente na estação chuvosa)

	Eficiência de remoção (%)	
	Estação seca (inverno)	Estação chuvosa (verão)
Nitrato	77	36
Nitrito	73	45
Amônia	44	40
Fósforo Total	73	53
Sólidos Suspensos Totais	84	57
DBO <sub>5</sub>	69	56
Clorofila-a	73	64
Coliformes Totais	99	-
Tempo de detenção	2h 42min	1h 58min

Fonte: Adaptado de Travaini-Lima e Sipaubá-Tavares (2012).

Isso se deu, provavelmente, devido a maiores concentrações no afluente e menores taxas de carga hidráulica, quando comparado com as taxas aplicadas durante a estação chuvosa. As águas provenientes do escoamento superficial contribuíram especialmente para o aumento dos sólidos suspensos e dissolvidos totais e coliformes totais (Travaini-Lima; Sipaubá-Tavares, 2012). Esse trabalho ilustra a necessidade de conhecimento não só do efluente que se pretende tratar, mas também do regime climático local, uma vez que com períodos concentrados de chuva, além da diluição do efluente, o regime de funcionamento do banhado precisa ser modificado, no caso deste trabalho, o tempo de detenção sofreu diminuição de 27%.

Sousa *et al.* (2001) na comparação de três banhados construídos operados com a mesma taxa de aplicação de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB, destacam

a necessidade de programar períodos de descanso no manejo de sistemas wetlands, e o papel positivo desempenhado pelas plantas aquáticas do gênero *Juncos sp* na remoção de nitrogênio, fósforo e de coliformes fecais, que alcançaram níveis ótimos. Nesta linha, Kaseva (2004) destaca que apesar das vantagens (produção do biogás, baixo consumo de energia e produção de lodo) o reator UASB não é eficiente em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos no efluente. Desta forma, o sistema de banhado construído mostra-se uma alternativa ao pós-tratamento deste esgoto anaeróbio, visto que tem algumas características importantes, como a utilização de processos naturais, construção, operação e manutenção simples. A diminuição da concentração de metais-traço em águas residuárias tratadas em banhados construídos tem como agentes o processo de sedimentação, a absorção pelas plantas e os processos microbiológicos nas imediações da rizosfera, envolvendo oxidação e redução (Yeh; Wu, 2009; Buddhawong *et al.*, 2005).

Em estudo realizado em wetland híbrido (combinando etapas anaeróbio e aeróbio), no clima tropical de Taiwan, Yeh e Wu (2009) observaram que a remoção dos metais cobre e zinco foram 72,9 e 68,3%, respectivamente. Sólidos suspensos, DBO e o carbono orgânico total também apresentaram resultados muito satisfatórios, com diminuição de, em média, 87, 86 e 58%, respectivamente. Em escala piloto, Buddhawong *et al.* (2005) testaram a remediação de águas contaminadas com Zinco (5 mg/L) e Arsênio (0,5 mg/L) em quatro sistemas: lagoa de algas, lagoa hidropônica e banhados construídos de fluxo subsuperficial e superficial, os três últimos com *Juncus effusus* cultivado. Somente nos sistemas de wetlands foi observada a remoção total (100%) dos metais, tendo ocorrido de forma mais rápida no banhado de fluxo subsuperficial.

### **Leitos Percoladores**

Os leitos percoladores para tratamento de águas poluídas são formados por camadas de materiais porosos – meios filtrantes – que se destinam a reter os sólidos e/ou fixarem os microrganismos na sua superfície para depuração do afluente a ser tratado. O afluente, que deve ser aplicado de forma intermitente na superfície, para garantir a aeração das camadas profundas, atravessa o leito por fluxo vertical e é coletado por canalizações no fundo. A degradação dos poluentes ocorre por ação biológica, através do contato do líquido afluente com os microrganismos aderidos ao meio suporte e por ações físicas e químicas, que vão depender das características do meio filtrante (Leal, 2009). Especialmente os dispositivos utilizados na drenagem urbana devem primar pela simplicidade e baixo custo, prescindindo o uso sistemas pressurizados, por exemplo.

Muitos estudos têm buscado obter um sistema com propriedades hidráulicas adequadas e que seja efetivo na redução de sólidos suspensos totais (SST), nutrientes e metais, que são comumente encontrados nas águas pluviais (Reddy *et al.*, 2014a). Contudo, os leitos percoladores destinados exclusivamente a águas pluviais estão expostos a condições extremamente complexas, já que as cargas hidráulicas e de poluentes são altamente variáveis e o sistema passa por fases secas e molhadas de forma intermitente (Li *et al.*, 2014). Diante disso a estabilização do seu funcionamento é um desafio que demanda estudos e projetos rigorosos, além do monitoramento constante do sistema.

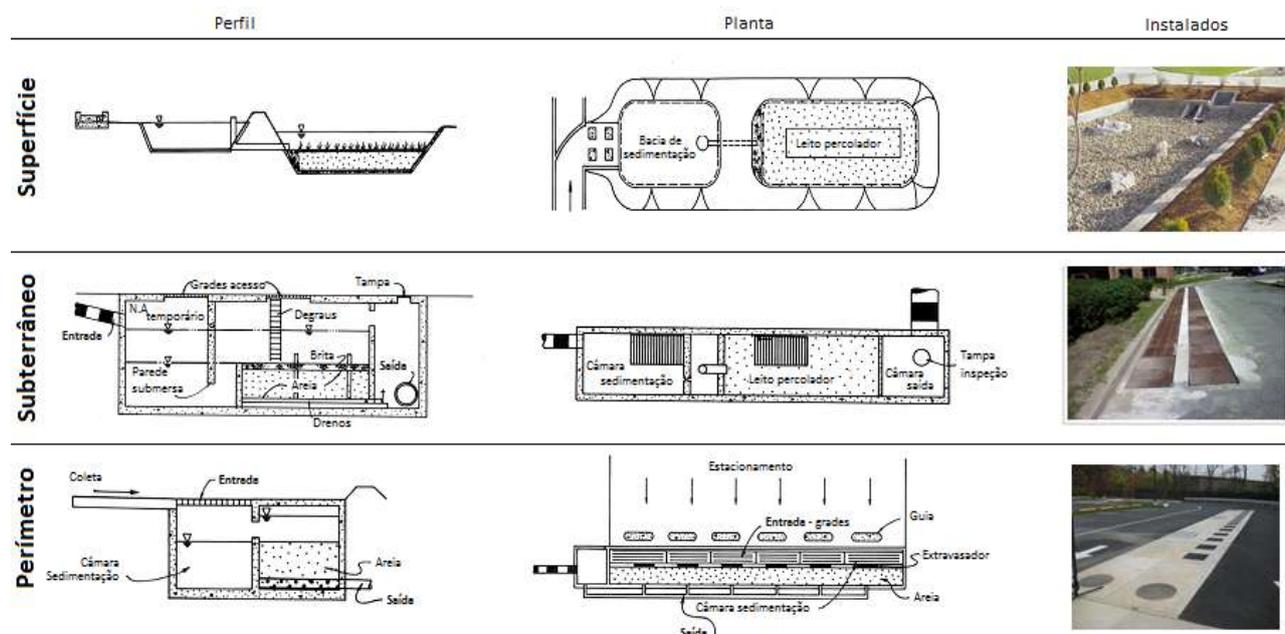
Para Reddy *et al.* (2014a) na escolha do meio filtrante vários fatores devem ser considerados: a robustez/durabilidade do material, a disponibilidade comercial, o baixo

custo, ser ambientalmente sustentável, de fácil manuseio, ser permeável e efetivo na remoção de contaminantes. Reddy *et al.* (2014a) destaca alguns trabalhos que obtiveram resultados satisfatórios com diversos meios suportes: como brita, areiab, rochasc, zeólita minerald, calcita minerale, limalha de ferrof, carvão ativadog, fibra de cocoh (Samuel *et al.*, 2012) e até serragem e fragmentos de pneusi.

Ainda nos anos 1980, a administração municipal de Austin (Texas – EUA) foi pioneira no uso de leitos de areia aplicados ao tratamento de águas pluviais. Variações deste sistema vêm sendo desenvolvidas considerando as diferentes condições locais (Indianópolis, 2013). Os filtros de areia contribuem para a melhoria da qualidade do escoamento urbano, mas são limitados no controle do fluxo. Por isso, é necessária a implantação de um sistema, composto basicamente, por duas unidades: uma bacia de sedimentação para remoção dos materiais grosseiros e o leito de areia, podendo ser adicionada uma terceira câmara ou bacia para regulação da vazão do volume tratado (EPA, 1999).

Segundo Indianópolis (2013) há três modelos básicos de leitos percoladores de areia, que são apresentados na **Figura 4**: os de superfície (tipo Austin), os subterrâneos (tipos Washington D.C e Delaware) e os de perímetro. Na decisão sobre qual design optar, a questão área é geralmente preponderante. Os filtros subterrâneos destinam-se a áreas onde o espaço disponível é extremamente limitado, entretanto a manutenção, acesso e controle do sistema ficam dificultados. Os filtros de superfície podem ser trincheiras escavadas e revestidas ou estruturas pré-fabricadas de concreto, negativamente apresentam, além do consumo de área, a criação de uma lâmina d'água temporária, e os inconvenientes possíveis (vetores, mau cheiro, etc.). Já os filtros de perímetro são aplicados ao longo das bordas de áreas de estacionamento.

**Figura 4.** Três tipos básicos de leitos percoladores de areia: de superfície (Modelo Austin), subterrâneo (Modelo Washington DC) e de perímetro



Fonte: Adaptado de: Claytor e Schueler (1996); SEMCOG (2014); City of Portland (2004); Rotondo (2014).

Segundo EPA (1999) os filtros de areia são capazes de atingir alta eficiência de remoção para sedimentos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes fecais. No entanto, a remoção de metais é moderada, e de nutrientes é geralmente baixa. Valores típicos de remoção são apresentados na **Tabela 3**. É preciso ter cautela nas comparações e expectativas de redução de poluentes dos diferentes estudos já realizados e aqui apresentados, visto que cada local gera carga poluidora e volume de escoamento particulares, diretamente relacionados às características de sua ocupação urbana.

**Tabela 3.** Valores típicos de eficiência de leitos percoladores de areia na remoção de poluentes

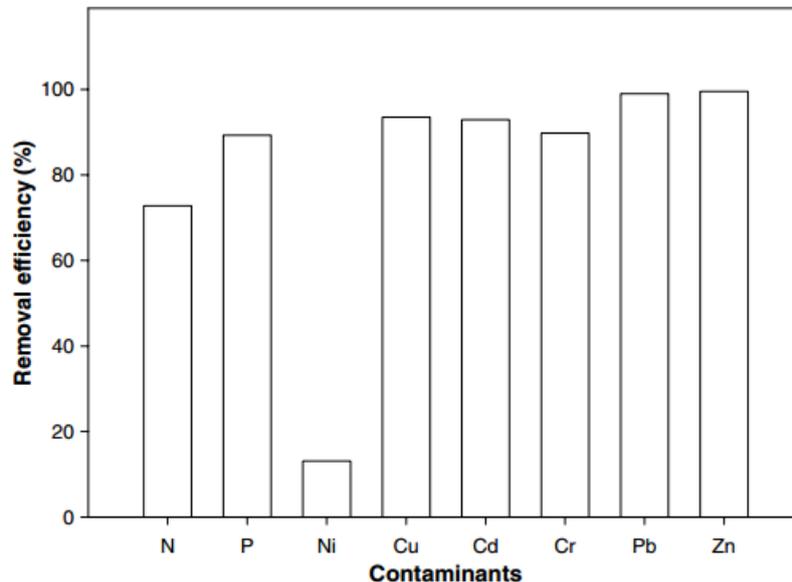
Parâmetro	Remoção (%)
Coliformes fecais (CF)	76
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	70
Sólidos Suspensos Totais (SST)	70
Carbono Orgânico Total (COT)	48
Nitrogênio Total (NT)	21
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	46
Fósforo Total (PT)	33
Ferro (Fe)	45
Chumbo (Pb)	45
Zinco (Zn)	45

Fonte: EPA (1999).

Segundo Li *et al.* (2014) leitos de areia, com funcionamento estável e submetidos à filtração lenta, têm se mostrado eficazes também na redução de diversos agentes patogênicos: *Phytophthora* spp. (Garibaldi *et al.*, 2003; Grasso *et al.*, 2003).

Reddy *et al.* (2014b) afirma que nenhum material de preenchimento sozinho é capaz de remover metais-traço de forma satisfatória, seu estudo concluiu que leitos formados apenas por areia apresentaram taxas de remoção baixas, variando de 8 a 58%, dependendo do metal. Entretanto ao testar uma configuração com meio filtrante composto (calcita, zeólita, limalha de ferro e areia, em partes iguais), o sistema continuou a apresentar funcionamento hidráulico adequado e a eficiência de remoção chegou a níveis ótimos para a maioria dos poluentes, como pode ser visualizado na **Figura 6**.

**Figura 6.** Eficiência de leito percolador composto (calcita, zeólita, limalha de ferro e areia, em partes iguais) na remoção de poluentes típicos do escoamento urbano



Fonte: Reddy *et al.* (2014b).

### **Minerais 2:1 aplicados à remoção de metais-traço**

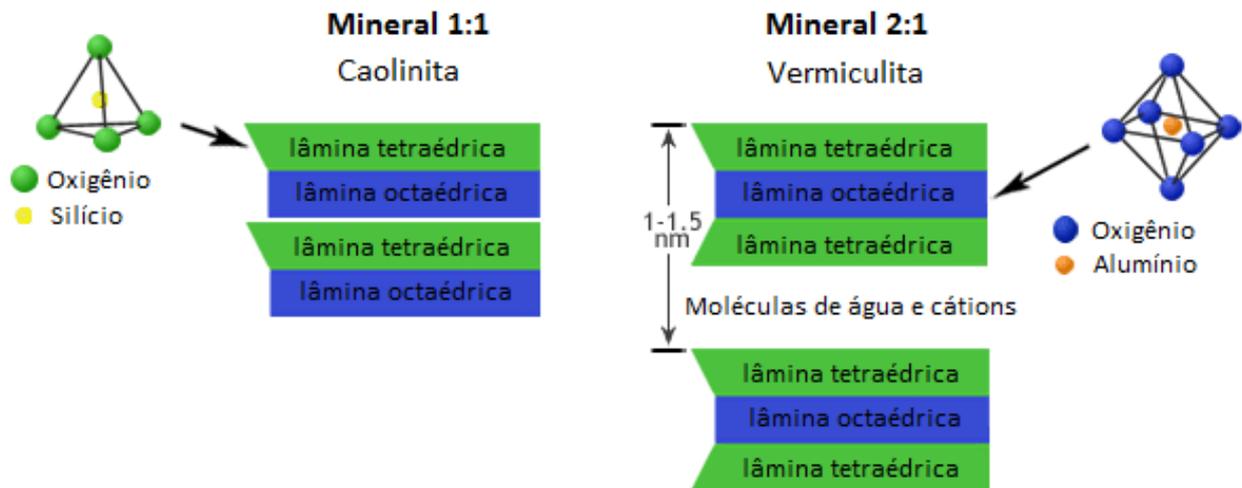
Os componentes do solo tem sido alvo de estudo na busca de novos materiais adsorventes de poluentes que combinem baixo custo de produção, fácil regeneração e maior seletividade com íons de metais-traço (Silva *et al.*, 2011). A quantidade e qualidade dos minerais secundários e a da matéria orgânica do solo desempenham importante papel na retenção de poluentes adicionados (Pires, 2004).

Minerais são sólidos que possuem composição química e estrutura características, e podem ser primários ou secundários. Os minerais secundários predominam na fração mais fina do solo (argila) e originam-se pela ação do intemperismo nas rochas que compõe a superfície terrestre, sendo resultado da alteração e desintegração dos minerais primários (Inda Jr *et al.*, 2004; Sposito, 2008; Sparks, 2003).

Os filossilicatos são argilominerais de morfologia foliar, resultante do empilhamento das camadas formadas por lâminas tetraedrais [de silício (Si<sup>4+</sup>) ou alumínio (Al<sup>3+</sup>)] unidas a lâminas com arranjo octaedral. Estes argilominerais silicatados podem ser classificados em três tipos, distintos pelo número de lâminas tetraédricas e octaédricas combinadas: 1:1, 2:1 e ainda 2:1 com grupamento hidroxila intercalado (Sposito, 2008) (**Figura 7**).

Os argilominerais apresentam cargas permanentes (independentes de pH), resultado de substituições isomórficas. Durante a formação do mineral um íon de menor carga substitui um de maior carga, gerando um desbalanceamento na superfície mineral, nesse caso, um excesso de carga negativa, o que leva a atração de cátions (Inda Jr *et al.*, 2004; Cardoso, 2011).

**Figura 7.** Estrutura dos filossilicatos



Fonte: Adaptado de Lory (2014).

A vermiculita é um argilomineral silicato hidratado de magnésio, alumínio e ferro,  $(\text{Mg, Fe})_3 [(\text{Si, Al})_4 \text{O}_{10}] [\text{OH}]_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ , com uma estrutura micáceo-lamelar e clivagem basal. Comercialmente, o termo vermiculita designa um grupo de minerais micáceos constituído por cerca de dezenove variedades de silicatos hidratados de magnésio e alumínio, com ferro e outros elementos. É vendida na forma de concentrados (vermiculita não expandida) e principalmente na forma expandida (Ugarte *et al.*, 2009).

Este argilomineral diferencia-se pelo fenômeno de esfoliação, que leva à expansão abrupta, em até 20 vezes seu volume, quando aquecida a 800-1000°C, e ocorre devido à vaporização das moléculas de água que se encontram entre as camadas. São apresentadas na **Figura 8** amostras de vermiculita (a) na forma natural e (b) na forma expandida, após aquecimento a 900°C durante 5 minutos, imagens obtidas em lupa estereoscópica. Devido a sua ampla área superficial específica, a vermiculita expandida apresenta excelente capacidade de troca de cátions (CTC), entre 100 e 130 meq/100 g, tendo o potássio e o magnésio como principais cátions trocadores. Além disso, apresenta importantes propriedades tecnológicas, como isolamento térmico e acústico, resistência ao fogo, porosidade, capacidade adsorvente e é inerte (Oliveira; Ugarte, 2004).

No Brasil, há exploração de depósitos e jazidas de vermiculita nos estados da Paraíba, Goiás e Piauí. Uma aplicação atrativa para a vermiculita é como material adsorvente/absorvente, devido às propriedades de troca iônica que possui, semelhante a algumas argilas e zeólitas, podendo ser utilizada em processos de remoção de contaminantes orgânicos e na purificação de águas residuais contendo sais dissolvidos (Cucinelli Neto; Ugarte, 2007). Isto por que a interação destes contaminantes catiônicos com argilas 2:1 se dá por meio de adsorção, fenômeno que envolve energia de ligação bem maior do que as ocorrentes em argilas 1:1 o que desfavorece a reversibilidade de sorção (Pires, 2004; Cardoso, 2011). Em um esforço para otimizar banhos construídos, tem-se testado o incremento do meio filtrante com diversos minerais 2:1. Li *et al.*, 2018 testou a vermiculita em combinação com areia o que resultou na eficácia da remediação de águas pluviais e na longevidade do wetland.

**Figura 8.** Amostras de vermiculita na forma natural (a) e expandida (b).



Fonte: Ugarte; Monte (2005).

Destaca-se o papel da vermiculita na remoção de metais-traço, devido à sua capacidade de troca catiônica. Na recuperação de solos contaminados com metais-traço, as principais abordagens utilizadas são (1) isolamento com barreiras físicas; (2) a solidificação/estabilização por adição de reagentes capazes de encapsular os contaminantes em uma matriz sólida ou a formar ligações químicas e reduzir a sua mobilidade; (3) técnicas eletrocinéticas, nas quais cátions movem-se em direção a eletrodos de carga negativa introduzidos no solo e, em seguida, são removidos por eletrólise, precipitação ou outros tratamentos. Também são utilizadas técnicas de (4) biolixiviação, com bactérias como as *Thiobacillus* sp; (5) fitoremediação, realizada a partir da utilização de plantas capazes acumular metais; e (6) lavagem in situ ou ex situ com ácidos inorgânicos ou orgânicos, ligantes, surfactantes ou combinados destes (Mulligan, *et al.*, 2001 apud Abollino *et al.*, 2007).

Na remoção de metais-traço das águas, residuárias ou não, as ferramentas mais utilizadas são a precipitação química, a troca iônica, a osmose reversa, a adsorção, a remoção biológica e a filtração. A precipitação química de metais, na forma de hidróxidos, carbonatos ou sulfetos, é um método tradicional amplamente utilizado quando a recuperação do metal contido no efluente não interessa. Quando há baixa concentração de contaminantes metálicos, o processo de adsorção é uma das melhores alternativas disponíveis, pois consiste na ligação de uma espécie química na superfície de partículas, como as que se encontram em suspensão (Benjamin *et al.*, 1996).

Lee (2012) testou a aplicabilidade da vermiculita expandida por micro-ondas como adsorvente para a remoção de metais pesados encontrados no escoamento tipicamente produzido na superfície de estradas pavimentadas durante eventos de chuva. Nos testes foram utilizadas soluções multielementares com concentração de 3 mg/L de cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn), em diferentes faixas de pH. À exceção do cromo, que teve remoção de 36% a pH 3, todos os resultados foram positivos: com percentuais de remoção acima de 96% para todos os metais, com velocidade cinética alta, e com acréscimo de percentual de remoção à medida que aumentou o pH (entre 3 e 5). Quando testada em solos contaminados, por Abollino *et al.* (2007), a vermiculita

demonstrou também alta capacidade de remoção de cátions metálicos, ultrapassando 90% de eficiência para os metais Zn, Pb, Co, Al e Fe.

Estudo conduzido no Brasil demonstrou a capacidade da vermiculita revestida com quitosana de remover íons de chumbo ( $Pb^{2+}$ ) presentes em efluente sintético, após 60 minutos de contato foi estabelecido o equilíbrio de adsorção e a capacidade de remoção foi de 88% (Silva *et al.*, 2011). A combinação de vermiculita com carvão ativado, material de alto custo e tradicionalmente utilizado no tratamento de efluentes líquidos, resultou satisfatória na remoção de íons metálicos em soluções de cloreto de ferro ( $ClFe_2$ ) e do cloreto de cromo ( $ClCr$ ), segundo Vieira *et al.* (2009). Outro estudo nacional, conduzido por Silva Junior *et al.* (2007) avaliou a remoção dos cátions  $Cu^{2+}$  e  $Ag^+$  pela vermiculita nas formas bruta e expandida, com e sem agitação da solução. Os resultados foram positivos, inclusive para as amostras de vermiculita não expandida, destacando-se a possibilidade de tratamento com baixo tempo de detenção. A remoção dos íons de cobre aconteceu de forma rápida e foi otimizada pela agitação. Já para os íons de prata, a velocidade de reação também foi alta, e os testes realizados sem agitação não apresentaram diferença significativa na comparação das amostras agitadas, possibilitando economia pela dispensa de mecanização de sistemas de agitação (Silva Junior *et al.*, 2007).

Portanto, os estudos consultados confirmam que a vermiculita é um excelente adsorvente de poluentes e apresenta baixo custo, quando comparada ao carvão ativado e resinas de troca iônica comerciais. Contudo é preciso reconhecer que há variabilidade natural da estrutura do mineral (e, portanto, de sua CTC) e a interação das espécies iônicas envolvidas no efluente a ser tratado (Chui; Boscov, 2001).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os atuais sistemas de drenagem urbana não são adaptados para reter ou controlar os poluentes gerados em bacias hidrográficas urbanizadas, com isso o escoamento superficial urbano tem contribuído na contaminação de corpos d'água superficiais. O contexto de mudanças climáticas tem exacerbado essa situação, pois eventos extremos, como chuvas intensas sobrecarregam os sistemas de drenagem e aumentam a quantidade de escoamento superficial. Por sua vez, as secas prolongadas permitem um maior acúmulo de material potencialmente nocivo, carregado na lavagem das superfícies impermeabilizadas do espaço urbano. Isso resulta em maior carga poluente sendo transportada para os corpos d'água, comprometendo ainda mais sua qualidade e a saúde dos ecossistemas em que se inserem.

É urgente a aplicação de soluções inovadoras que possam auxiliar na tarefa de mitigação do impacto da urbanização, e o sistema de Leitões Percoladores tem se mostrado uma ferramenta robusta na requalificação quali-quantitativa do escoamento, com bons resultados em diversos estudos internacionais e nacionais.

## AGRADECIMENTOS

Os Autores gostariam de agradecer ao CNPq pelo apoio recebido.

## REFERÊNCIAS

- ABOLLINO, O.; GIACOMINO, A.; MALANDRINO, M.; MENTASTI, E. The Efficiency of Vermiculite as Natural Sorbent for Heavy Metals. Application to a Contaminated Soil. **Water Air Soil Pollution**, v. 181, p. 149-160, 2007.
- AGOSTINHO, M. S. P.; POLETO, C. Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana: Dispositivos. **Holos Environment (Online)**, v. 12, p. 121-131, 2012.
- AL-ANBARI, R. H.; WOOTTON, K. P.; DURMANIC, S.; DELETIC, A.; FLETCHER, T. D. **Evaluation of media for the adsorption of stormwater pollutants**. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 2018.
- ASCE. American Society of Civil Engineers. **Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems**. ASCE Manuals and Reports of Engineering Practice, n. 77, 1994. 108p.
- BAPTISTA, M. B. (org.); NASCIMENTO N. O.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. Porto Alegre: ABRH, 2015. 318p.
- BENJAMIN, M.; SLETTEN, R. S., BAILEY, R. P.; BENNETT, T. Sorption and filtration of metals using iron-oxide coated sand. **Water Research**, n. 30, p. 2609-2620, 1996.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 460**, de 30 de dezembro de 2013.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4. p. 71-78, 1994.
- BUDDHAWONG, S.; KUSCHK, P.; MATTUSCH, J.; WIESSNER, A.; STOTTMEISTER, U. 2005. Removal of Arsenic and Zinc Using Different Laboratory Model Wetland Systems. **Eng. Life Sci.** v. 5, n. 3. p. 247-252, 2005.
- BURGER, M. I. **Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira**. Fundação Zoobotânica (RS). Porto Alegre: FZB, 2000. 60p.
- CARDOSO, A. R. **Evolução urbana e o enriquecimento de sedimentos por metais-traço na barragem Mãe d'Água, sub-bacia do Arroio Dilúvio, RMPA/RS**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.
- CHUI, Q. S. H.; BOSCOV, M. E. A. **Study of Adsorption of Metals by a Brazilian Vermiculite for Geo-Environmental Applications**. In: Seminário Geotecnia Ambiental: Contaminação de Solos e de Águas Subterrâneas, 2001. pp. 223-232.
- CLAYTOR, R.; SCHUELER, T. **Design of Stormwater Filtering Systems**. Center for Watershed Protection, Ellicott City, MD, p. 1-220, 1996.
- COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C.M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 1., 2003.

CUCINELLI NETO, R. P.; UGARTE, J. F. O. **Utilização de Vermiculita em Sistema Dessanizador com Colunas Percoladas**. Série Anais da XV Jornada de Iniciação Científica. Rio de Janeiro: CETEM, 2007. 7p.

EPA. Environmental Protection Agency (USA). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - A Technology Assessment**. EPA 832-R-93-008, 1993. 87p.

EPA. Environmental Protection Agency (USA). **Storm Water Technology Fact Sheet - Sand Filters**. EPA 832-F-99-007, 1999. 7p.

GARIBALDI, A. *et al.* **Application of selected antagonistic strains against *Phytophthora cryptogea* on gerbera in closed soilless systems with disinfection by show sand filtration**. Crop Prot., 2003.

GRASSO, V. *et al.* Selected microbial strains suppress *Phytophthora cryptogea* in gerbera crops produced in open and closed soilless systems. **Phytopathol. Mediterr**, 2003.

HAMILTON, J. **Careers in Environmental Remediation. Report 8/sep.** 2012. Bureau of Labor Statistics – USA. Disponível em: [http://www.bls.gov/green/environmental\\_remediation/remediation.pdf](http://www.bls.gov/green/environmental_remediation/remediation.pdf). Acesso em: 18 de mai.2022.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. **Application of Floating Wetlands for Enhanced Stormwater Treatment: A Review**. Auckland Regional Council, 2006. 100p. Disponível em: <http://www.aucklandcity.govt.nz/council/documents/technicalpublications/TP324%20-%20Floating%20Wetland%20Review-Final.pdf>. Acesso em 18 jun. 2021.

INDA JR, A. V.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. Composição da Fase Sólida Mineral do Solo. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. p. 35-70, 2004.

INDIANAPOLIS – CITY OF INDIANAPOLIS. Stormwater Design and Specification Manual. 2013. Disponível em: [http://www.uwrwa.org/wp-content/uploads/2013/04/4.10\\_Filters.pdf](http://www.uwrwa.org/wp-content/uploads/2013/04/4.10_Filters.pdf). Acesso em 11 fev. 2022.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgoto Domésticos**. 4 ed. ABES. Rio de Janeiro, 2017. 890p.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater—a tropical case study. **Water Research**, n. 38, p. 681–687, 2004.

LEAL, F. K. **Estudo comparativo de leitos percoladores e banhados construídos de fluxo vertical aplicados à remoção de fósforo em esgoto sanitário**. Porto Alegre. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2009. 102f.

LEE, H.; LAU, S. L.; KAYHANIAN, M.; STENSTROM, M. K. 2002. Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. **Water Research**, n. 38, p. 4153-4163, 2003.

LI, Y. L.; DELETIC, A.; MCCARTHY, D. T. Removal of *E. coli* from urban stormwater using antimicrobial-modified filter media. **Journal of hazardous materials**, n. 271, p.73-81, 2014.

LORY, J. **Soil Texture - Physical Properties**. Disponível em: <http://soils.missouri.edu/tutorial/page8.asp>. Acesso em: 20 de jan. 2024.

LUI, T. **Metodologia EPA 200.7** - Revisão 5.0 - Janeiro de 2001. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por: [alicecardoso@gmail.com](mailto:alicecardoso@gmail.com). Em: 26 nov. 2019.

MELBOURNE WATER. **Water Sensitive Urban Design Guidelines** - South Eastern Councils. 2005, 44p. Acesso: <https://www.melbournewater.com.au/sites/default/files/South-Eastern-councils-WSUD-guidelines.pdf>. Acesso em: 20 de jan. 2024.

MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N.; GIBBS, B. F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: An evaluation. **Engineering Geology**, v. 60, p.193–207, 2001.

OLIVEIRA, L. S. M.; UGARTE, J. F. O. **Utilização da Vermiculita Como Adsorvente de Óleo da Indústria Petrolífera**. XII Jornada de Iniciação Científica – CETEM, 2004.

PIRES, A. C. D. **Interação dos metais Zn+2 e Pb+2 com os constituintes orgânicos e minerais do solo de Curitiba**. 92f. Dissertação (Mestrado) PPG em Ciências do Solo - UFPR, 2004.

PITT, R.; CLARK S.; FIELD, R. Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. **Urban Water**, p. 217-236, 1999.

PORTLAND – CITY OF PORTLAND BUREAU OF ENVIRONMENTAL SERVICES. 2004. **Stormwater Management Manual**. July 1, 1999. Revised 2004.

REDDY, K. R.; XIE, T.; DASTGHEIBI, S. Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 1, p. 282-292, 2014a.

REDDY, K. R.; XIE, T.; DASTGHEIBI, S. Mixed-Media Filter System for Removal of Multiple Contaminants from Urban Storm Water: Large-Scale Laboratory Testing. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**. 2014b

REIS, R. P. A.; OLIVEIRA, L. H.; SALES, M. M. Sistemas de drenagem na fonte por poços de infiltração de águas pluviais. **Ambiente Construído (Online)**, v. 8, p. 99-117, 2008.

ROTONDO. Rotondo Environmental Solutions, LLC. **Stormwater Filtration Products**. Disponível em: <http://www.rotondo-es.com/Filtration-Products.html>. Acesso em: 5 mai. 2020.

SALATI, E. SALATI FILHO, E.; SALATI E. **Utilização dos sistemas de wetlands construídas para o tratamento de água**. Pacto das Águas: SMA/SP, 2009. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2020.

SAMUEL, M. P.; SENTHILVEL, S.; TAMILMANI, D.; MATHEW, A. C. Performance evaluation and modelling studies of gravel-coir fibre-sand multimedia stormwater filter. **Environ. Technol.**, v. 33, n. 17, p. 2057–2069, 2012.

- SANTOS, F. S. **Operações Unitárias da Tecnologia Ambiental: Filtração**. Disponível em: [http://www.dcm.puc-rio.br/cursos/OUTecAmb/Seminario\\_Filtracao.pdf](http://www.dcm.puc-rio.br/cursos/OUTecAmb/Seminario_Filtracao.pdf). Acesso em: 11 jan. 2020.
- SEMCOG. Southeast Michigan Council of Governants. LID – SEMCOG Low Impact Development Case Studies, 2014. Disponível em: <http://www.semcoq.org/Data/lid.report.cfm?lid=151>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**. n. 26, p. 441-447, 2001.
- SILVA, J. G. C. **Estatística experimental: Planejamento de experimentos**. Versão preliminar. Pelotas, 2007. 511p.
- SILVA JUNIOR, U. G.; DANTAS; H.V.; LIMA, M. B. **Adsorção de Metais Pesados em Água de Produção Através de um Argilomineral**. In: II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica - CONNEPI, João Pessoa. II CONNEPI 2007.
- SILVA, A. P. O.; MELO, J.V.; MELO, J. L. S.; PEDROZA, M. M. **Remoção de íons de chumbo de efluentes sintéticos através de adsorção em vermiculita revestida com quitosana**. Revista Liberato: Novo Hamburgo, v. 12, n. 17. p. 01-16, 2011.
- SILVEIRA, A. L. L. **Drenagem urbana: apostila para o Curso de Especialização para Gestores Regionais de Recursos Hídricos**. Porto Alegre/RS: IPH, 2002. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/311995773/Apostila-de-Drenagem-Urbana-Do-Prof-Silveira>. Acesso em: 22 out. 2020.
- SOUSA, J. T. de; HAANDEL, A. C. V.; GUIMARÃES, A. V. A. **Comparação entre Sistemas Wetland Tratando Efluente Anaeróbio**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa - PB. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2001. pp. 1-7.
- SOUZA FILHO, J. P. **Projeto de Drenagem/Infiltração para Centrais de Abastecimento de Goiás – CEASA-GO**. Goiânia: 4Bim, 2019. 23p. Disponível em: <https://wwwold.ceasa.go.gov.br/files/Licitacoesmandamento/002/AnexoVIIIRelatorioprojeto.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2021.
- SOUZA, V. C. B.; GOLDENFUM, J. A. **Trincheiras de infiltração como elemento de controle do escoamento superficial: estudo experimental**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1999, Belo Horizonte. Porto Alegre: ABRH, 1999.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 2003. 352p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008. 329p.
- TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, p. 255-265, 2012.
- UGARTE, J. F. de O.; MONTE, M. B. de M. **Estudo da Vermiculita como Adsorvente de Óleo e Metal Pesado**. Série Tecnologia Ambiental (STA-34). CETEM/MCT, 2005. 41p.

UGARTE, J. F. O.; SAMPAIO, J. A.; FRANÇA, S. C. A. **Vermiculita**. In: CETEM. (Org.). Rochas e Minerais Industriais: Usos e Especificações. 2ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, v. 38, pp. 865-888, 2009.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Water Quality Management Planning for Urban Runoff**. EPA 440/9-75-004, 1974. 114p.

VENDRAME, I. F. **Considerações sobre o emprego de poços de infiltração**. In: X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Anais do X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. São Paulo: Sonopress Rimo, 1998.

VIEIRA, M.R.; TAVARES, M. R. S.; SILVA JR., U.G.; HORA, P.H.A.; SILVA, M. F. H. **Remoção de metais pesados através da combinação entre argila natural e carvão ativado comercial**. In: XLIX Congresso Brasileiro de Química, Belém, 2009.

VORREITER, L.; HICKEY, C. Incidence of the first flush phenomenon in catchments of the Sydney region. **Nat. Conf. Publication-Inst. of Engr.**, n. 3, p. 359-364, 1994.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1, p. 48-65, 2007.

YEH, T. Y.; WU C. H. Pollutant removal within hybrid constructed wetland systems in tropical regions. **Water Science & Technology**, v. 59 n. 2, p. 233-240, 2009.

ZHANG, T.; XU, D.; HE, F.; ZHANG, Y.; WU, Z. Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990–2010. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 189-197, 2012.

Recebido em: 29/10/2024

Aprovado em: 16/12/2024