

Guide méthodologique d'aide au choix de solutions fondées sur la nature pour la gestion décentralisée des eaux urbaines

Auteurs : Nicolas Forquet, Hélène Castebrunet, Gislain Lipeme, Pascal Molle

Juin 2026



Table des matières

1	Synthèse opérationnelle	3
2	Introduction.....	4
3	Présentation des technologies	6
3.1	Traitement des eaux usées domestiques.....	6
3.1.1	Traitement du carbone seul	7
3.1.2	Traitement du carbone et nitrification partielle.....	7
3.1.3	Elimination du carbone et nitrification poussée	8
3.1.4	Traitement du carbone, nitrification et dénitrification	9
3.2	Traitement des eaux pluviales	11
3.2.1	Toitures végétalisées.....	12
3.2.2	Puits d'infiltration	12
3.2.3	Systèmes de rétention et d'infiltration	13
3.2.4	Systèmes de biorétention	14
3.2.5	Noues	14
3.2.6	Autres dispositifs	15
3.2.7	Fonctions des différentes technologies	16
3.3	Traitement des surverses de déversoir d'orage	17
4	Outils de pré-dimensionnement des filières	23
4.1	Traitement des eaux usées domestiques.....	23
4.2	Traitement des eaux pluviales	24
4.3	Traitement des surverses de déversoirs d'orage	25
5	Méthodologie de sélection des technologies	30
5.1	Eaux usées domestiques.....	31
5.2	Eaux pluviales	37
5.3	Surverses de déversoirs d'orage	41
5.3.1	Acquisition des données d'entrée	41
5.3.2	Dimensionnement du filtre	43
6	Conclusions	44
7	Références	46

1 Synthèse opérationnelle

La gestion des eaux usées urbaines est globalement organisée de manière centralisée entraînant des linéaires de réseaux importants dont la gestion patrimoniale peut poser des questions aussi bien économiques qu'environnementales. Outre les problèmes liés aux inondations, l'impact sanitaire et environnemental de ce modèle centralisé, entraînant le déversement d'eaux polluées dans le milieu récepteur, est conséquent et non durable. Ce modèle est remis en cause aussi bien pour les eaux pluviales que les eaux usées domestiques. Mener une approche décentralisée de la gestion des eaux urbaines (pluviales et domestiques) est une réelle opportunité pour repenser les villes de demain afin d'accroître leur résilience face aux contraintes du réchauffement climatique et de l'augmentation de l'urbanisation. Les solutions fondées sur la nature (SfN) ont été identifiées par les Nations Unies comme un composant clé pour accroître la résilience des villes permettant d'apporter une approche locale et adaptée à chaque site.

Outre le changement de paradigme, par rapport à la gestion classique des eaux usées, qui freine les acteurs de terrain, les donneurs d'ordre et maîtres d'ouvrage ou les bureaux d'étude ne disposent pas à l'heure actuelle d'outils intégratifs permettant de planifier, à partir de données objectives, la mise en œuvre d'une gestion décentralisée, ainsi que de choisir la(es) technologie(s) à mettre en œuvre parmi celles existantes. Répondre à la question : « Comment choisir les technologies et chaînes de traitement à mettre en place ? » est l'objectif de ce rapport. Choisir la solution technologique nécessite de prendre en compte des contraintes locales pour définir un dimensionnement qui répond à des objectifs visés.

Pour chacun des types d'eaux (eaux pluviales, eaux usées domestiques, surverses de déversoir d'orage, ce rapport présente des méthodologies pour aborder les choix technologiques à mettre en œuvre, et leur pré-dimensionnement. Le rapport présente les principales SfN couramment utilisées pour la gestion des eaux urbaines, leurs performances ou objectifs attendus afin de les différencier selon les contextes de mise en œuvre. Afin de pré-dimensionner les ouvrages, il est présenté également les principaux outils et modèles qui peuvent être utilisés, avec leur avantages et limites. Enfin, pour chacun des types d'eaux urbaines, une méthodologie sous forme de logigramme et d'information clés, permet de bien comprendre les données nécessaires et les étapes clés pour pré-dimensionner les ouvrages SfN afin de guider les ingénieurs dans leur projet de mise en œuvre d'approches décentralisées.

2 Introduction

Les zones urbaines font face à des challenges liés à l'évolution des stratégies de gestion des eaux (passage du « tout tuyau » à une combinaison ou cohabitation du « tuyau et technique de gestion à la source ») et des territoires en raison de l'augmentation de la population urbaine, des effets du changement climatique et de la nécessité de développer un environnement économique efficient. Le changement climatique induit un accroissement des événements extrêmes comme les inondations, canicules, périodes de sécheresse, orages qui engendrent une pression supplémentaire sur les infrastructures liées à l'eau, la ressource en eau et la biodiversité (Blöschl *et al.*, 2019). La gestion et les infrastructures liées à l'eau en milieu urbain nécessitent d'être suffisamment résilientes pour faire face à cette évolution climatique. Dans les villes, où la végétation et les sols sont largement remplacés par des surfaces minérales imperméables, un climat particulier vient accentuer les effets du changement climatique, avec toutes les conséquences sur la santé, l'économie et le bien être que cela induit. Des solutions innovantes sont donc nécessaires pour rendre les villes plus résilientes aux changements globaux.

La gestion des eaux usées urbaines est globalement organisée de manière centralisée entraînant des linéaires de réseaux importants dont la gestion patrimoniale peut poser des questions aussi bien économiques qu'environnementales. Outre les problèmes liés aux inondations, l'impact sanitaire et environnemental de ce modèle centralisé, entraînant le déversement d'eaux polluées dans le milieu récepteur, est conséquent et non durable. Aujourd'hui, les rejets urbains par temps de pluie sont généralement soit traités par les stations de traitement des eaux usées (STEU) s'ils sont pris en charge dans un réseau unitaire, soit rejetés dans le milieu naturel si les capacités des STEU ou du réseau sont dépassées ou bien évacués par un réseau séparatif pluvial. Si la pollution inhérente aux rejets des eaux usées n'est plus à démontrer, les eaux pluviales urbaines sont également fortement contaminées (i.e. Chocat *et al.*, 2007 ; Sebastian *et al.*, 2015 ; Becouze-Lareure *et al.*, 2019) et sont susceptibles de dégrader de façon importante la qualité des milieux récepteurs. Ce modèle centralisé est un héritage qui peut paraître intéressant pour les gestionnaires au regard du nombre restreint de STEU à gérer, mais qui cache une contrainte sur la gestion du réseau et les impacts sanitaires et environnementaux qui découlent des déversements.

Ce modèle centralisé est également remis en cause pour les eaux usées domestiques (Eggimann *et al.*, 2015) : une approche décentralisée des eaux usées est à prendre en compte pour optimiser l'investissement des infrastructures (optimum entre coût réseau et stations) sachant que le marché des petites installations pourrait être bien supérieur au niveau européen au regard de cet optimum économique (Eggiman *et al.*, 2018). La gestion décentralisée des eaux urbaines n'est donc pas une nécessité uniquement pour les eaux pluviales mais doit aussi être pensée pour les eaux usées domestiques.

Mener une approche décentralisée de la gestion des eaux urbaines (pluviales et domestiques) est une réelle opportunité pour repenser les villes de demain afin d'accroître leur résilience face aux contraintes du réchauffement climatique et de l'augmentation de l'urbanisation. Les solutions fondées sur la nature (SfN) ont été identifiées par les Nations Unies comme un composant clé pour accroître la résilience des villes permettant d'apporter une approche locale et adaptée à chaque site (UN-Water, 2018). Elles constituent des solutions utilisant la nature pour améliorer la qualité de l'eau, la biodiversité et la résilience des villes face aux changements globaux ; ces solutions végétalisées produisent des services écosystémiques incluant les aménités offertes par la nature.

La gestion décentralisée des eaux pluviales par des SfN est une approche qui tend à croître, bien plébiscitée par de nombreux ouvrages de référence (Pickett *et al.*, 2013 ; European commission 2015) et dont les bonnes performances hydrauliques et de traitement sont attestées (Barraud *et al.*, 2006 ; Dierkes *et al.*, 2015). Ces technologies sont également bien développées pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu rural (Dotro *et al.*, 2017). L'approche de traitement et de réutilisation décentralisée des eaux usées domestiques pourrait être appliquée également en milieu urbain. Outre les aspects économiques, écologiques et de préventions des risques, l'intérêt des SfN est qu'elles autorisent la mise en œuvre d'écosystèmes multifonctionnels (stockage d'eau pluvial, réutilisation locale d'eau et de nutriments, création de zones vertes, lutte contre les îlots de chaleur, zones refuge pour la biodiversité ...) permettant de repenser la ville de demain (Masi *et al.*, 2018) en s'adaptant aux changements globaux (climatique, gentrification, urbanisation...).

Outre le changement de paradigme, par rapport à la gestion classique des eaux usées, qui freine les acteurs de terrain, les donneurs d'ordre et maîtres d'ouvrage ou les bureaux d'étude ne disposent pas à l'heure actuelle d'outils intégratifs permettant de planifier, à partir de données objectives, la mise en œuvre d'une gestion décentralisée, ainsi que de choisir la(es) technologie(s) à mettre en œuvre parmi celles existantes. Répondre à la question : « Comment choisir les technologies et chaînes de traitement à mettre en place ? » est l'objectif de ce rapport.

Quelles que soient les solutions techniques mises en œuvre, elles peuvent concerner des eaux usées domestiques ou industrielles, des eaux pluviales ou bien encore des surverses de réseaux unitaires. Choisir la solution technologique nécessite de prendre en compte des contraintes locales pour définir un dimensionnement qui répondent à des objectifs visés. Ce rapport présente une méthodologie pour aborder les choix technologiques à mettre en œuvre, et leur pré-dimensionnement. Cette méthodologie est intégrée dans un outil SIG (ELAN) en cours de développement (qui sera donc enrichi au fil du temps) permettant de guider la décision publique dans les scénarios de gestion des eaux urbaines et des filières de traitement et de valorisation. Ce rapport présente la méthodologie pour le choix des filières de traitement et leur pré-dimensionnement.

3 Présentation des technologies

Les eaux urbaines étant de différentes natures (eaux pluviales, eaux usées, surverse de déversoirs d'orage), et les objectifs variés, différentes SfN peuvent être mise en œuvre. Chaque dispositif est un élément unitaire d'une chaîne de traitement et de valorisation et peut être utilisé seul ou en combinaison. Selon les types d'eaux à traiter et valoriser, les SfN diffèrent. Elles sont présentées par types d'eau dans les sections suivantes.

3.1 Traitement des eaux usées domestiques

Les SfN pour le traitement des eaux usées domestiques ou industrielles sont nombreuses et encore sujettes à de nombreuses évolutions au niveau international. La Figure 1 présente les principaux filtres plantés pouvant être mis en œuvre pour du traitement d'eaux usées domestiques. Si l'appartenance des filtres plantés avec aération forcée aux SfN peut être discutée, ils seront, par extension, inclus au terme SfN dans le cadre de ce document. La filière de traitement, comportant à minima une étape amont de dégrillage, peut se composer de différentes étapes avec ou sans traitement primaire classique (décantation) combinant plusieurs étages de filtres plantés voir des boucles de recirculation. Le choix des procédés et des filières dépend donc de différentes contraintes locales qui seront discutés ultérieurement dans le document.

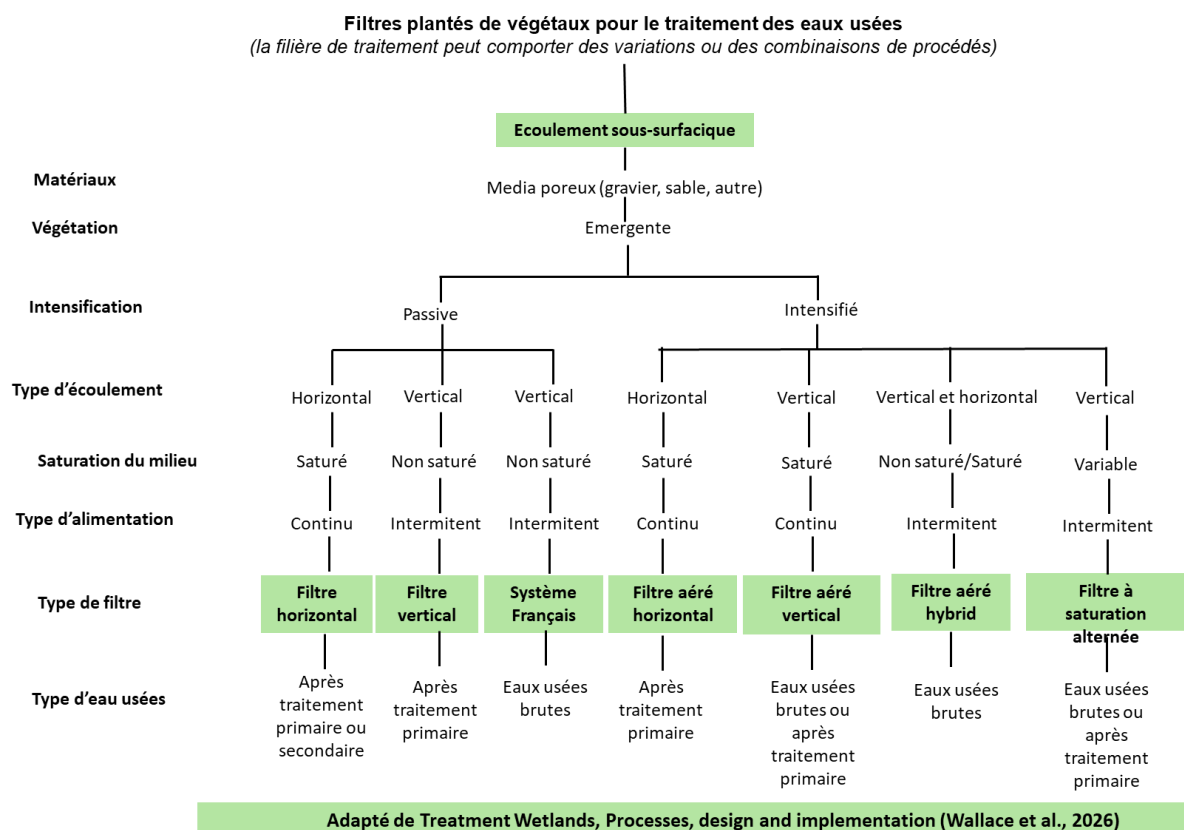


Figure 1 : les principaux procédés de filtres plantés pour le traitement des eaux usées domestiques.

Une des principales contraintes dans le choix des filières de traitement est liée aux niveaux de rejets visés. Aussi, les filières principales sont présentées succinctement ci-dessous en fonction

des objectifs de traitement. Il existe d'autres combinaisons possibles, notamment en association avec d'autres procédés de traitement (Lagunage naturel, disques biologiques, lits bactériens ...).

3.1.1 Traitement du carbone seul

Les filières permettant le traitement du carbone seul visent une concentration en DCO et en DBO₅ de sortie inférieure à 150 mg/L et 35 mg/L respectivement. Elles sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Filières de filtres plantés de végétaux pour le traitement du carbone seul.

Filières	Caractéristiques
Traitement primaire + Filtre à écoulement horizontal (Décantation + FH)	Les unités de traitement primaire comprennent généralement des fosses septiques et leurs variantes, y compris les décanteur-digesteurs. Les filtres plantés à écoulement vertical complètent l'élimination limitée de la DBO ₅ qui a lieu au stade du traitement primaire. Nécessite une grande superficie. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées, traitées et évacuées périodiquement.
Premier étage de filtre à écoulement vertical alimenté par des eaux usées brutes (système Français) (FV Français)	Un seul étage de filtre reçoit des eaux usées brutes (après dégrillage), et l'utilisation d'une petite surface entraîne une charge organique élevée. L'élimination de la DBO ₅ est acceptable et adaptable en fonction de la profondeur de la couche filtrante mise en jeu. Deux (en climat tropical) ou trois filtres en parallèle sont nécessaires pour l'alternance. Faible encombrement pour un système passif. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat. Une variante avec une sur-profondeur saturée peut permettre un piégeage accru de la pollution particulaire, et une réduction supplémentaire de la pollution carbonée dissoute par une dénitrification partielle.

3.1.2 Traitement du carbone et nitrification partielle

Les filières permettant le traitement du carbone et une nitrification partielle visent une concentration en DCO et en DBO₅ de sortie inférieure à 125 mg/L et 25 mg/L respectivement ainsi qu'une nitrification de 50 % minimum. Elles sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Filières de filtres plantés de végétaux pour le traitement du carbone et nitrification partielle.

Filières	Caractéristiques
Traitement primaire + Filtre à écoulement vertical (gravier) (Décantation + FV gravier)	Les unités de traitement primaire comprennent généralement des fosses septiques et leurs variantes, y compris les décanteur-digesteurs. Les filtres plantés à écoulement vertical complètent l'élimination limitée de la DBO ₅ qui a lieu lors de l'étape de traitement primaire. Une nitrification partielle est obtenue dans les filtres grâce aux conditions aérobies dans la colonne filtrante non saturée. Le média filtrant, composé de gravier, n'est pas capable de fournir des conditions de nitrification complètes dans les conditions de charge habituelles. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées périodiquement et traitées.
Premier étage de filtre à écoulement vertical alimenté par des eaux usées brutes (système Français) (FV Français)	Un seul étage de filtre reçoit des eaux usées brutes (après dégrillage). Les charges appliquées doivent être capables de garantir des conditions aérobies suffisantes pour permettre une nitrification partielle (typiquement 50 à 60 %). Deux (en climat tropical) ou trois filtres en parallèle sont nécessaires pour l'alternance. Une boucle de recirculation de l'effluent vers l'entrée peut contribuer à augmenter la nitrification. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.

Une variante avec une sur-profondeur saturée peut permettre un piégeage accru de la pollution particulaire, et une réduction supplémentaire de la pollution carbonée dissoute par une dénitrification partielle. Ici encore, une boucle de recirculation peut contribuer à augmenter la nitrification et donc l'élimination de l'azote total.

3.1.3 Elimination du carbone et nitrification poussée

Les filières permettant le traitement du carbone et la nitrification visent une concentration en DCO et en DBO₅ de sortie inférieure à 90 mg/L et 20 mg/L respectivement ainsi qu'une nitrification de 80 % minimum. Elles sont présentées dans le Tableau 3. On notera que le retour d'expérience en France sur les systèmes intensifiés (aération forcée, à saturation alternée) n'est pas aussi important que pour les systèmes extensifs. Cependant, ils sont intégrés dans le panel des filières dans la mesure où ils sont en développement, possèdent un retour d'expérience au niveau international et les premiers résultats en France semblent concluants à ce stade.

Tableau 3 : Filières de filtres plantés de végétaux pour le traitement du carbone et nitrification poussée.

Filières	Caractéristiques
Traitement primaire + Filtre à écoulement vertical (sable) (Décantation + FV sable)	Les unités de traitement primaire comprennent généralement des fosses septiques et leurs variantes, y compris les décanteur-digesteurs. Les filtres plantés à écoulement vertical complètent l'élimination limitée de la DBO ₅ qui a lieu lors de l'étape de traitement primaire. En raison de la taille plus petite des grains du média filtrant (sable), l'efficacité d'élimination est plus élevée et une nitrification complète est obtenue grâce aux conditions aérobies qui prévalent dans le filtre. Une surface plus grande est nécessaire pour éviter le colmatage. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées périodiquement et traitées.
Premier étage de filtres à écoulement vertical alimenté par des eaux usées brutes (système Français) + un filtre à écoulement vertical (sable) (FV français + FV sable)	C'est la filière classique Française, composée de trois unités (2 en climat tropical) en parallèle dans la 1 ^{ère} étape (gravier) et de deux unités en parallèle dans la 2 ^{ème} étape (sable). La première étape reçoit les eaux usées brutes et vise à éliminer la DBO ₅ et à réaliser une nitrification partielle. La deuxième étape affine l'effluent, assurant une élimination supplémentaire de la DBO ₅ et une nitrification complète, grâce aux conditions aérobies qui prévalent dans les filtres. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
Traitement primaire + filtre à écoulement horizontal ou vertical avec aération forcée (Décantation + FV aéré ou FH aéré)	Le filtre aéré à écoulement horizontal complète l'élimination limitée de la DBO ₅ qui a lieu lors de l'étape de traitement primaire. Outre l'élimination de la pollution particulaire et carbonée, une nitrification complète est obtenue grâce aux conditions aérobies induites par l'aération forcée. Les besoins en surface sont réduits en raison de l'aération. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées périodiquement, puis traitées et éliminées.
Traitement primaire + Filtre à saturation alternée (Décantation + filtre à saturation alternée)	Il s'agit d'un filtre à écoulement vertical en deux cellules parallèles avec une alternance de remplissage et de vidange entre les deux par pompage. Le remplissage et la vidange séquentiels des eaux usées sont utilisés pour augmenter la disponibilité en oxygène. L'aération mécanique permet d'obtenir un système très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionné uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est obtenue. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées périodiquement, puis traitées et éliminées.
Filtre à écoulement vertical avec aération forcée alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre type « français » de premier étage avec un fond saturé dans lequel une aération forcée est mise en œuvre (procédé Oxyphyltre® de la société CreaStep). L'aération forcée permet d'obtenir un système très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionnée uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est

(FV aéré)	obtenue. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
Filtre aéré hybride alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre non saturé en surface pour retenir la pollution particulaire, avec une partie profonde saturée dans laquelle une aération est mise en œuvre (procédé Rhizosph'air® de la société EcoBird). Le filtre est dit hybride dans la mesure où l'écoulement est vertical en certaines parties et horizontal en d'autres. L'aération forcée et le mode d'écoulement permettent d'obtenir un système compact très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionnée uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est obtenue. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
(Filtre hybride aéré)	
Filtre à saturation alternée alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre à écoulement vertical (ascendant/descendant) en deux cellules parallèles dans lesquelles l'eau est transférée d'une cellule à l'autre par pompage (procédé PhytoReverse® de la société PhytoSerpe). L'alternance des phases de saturation/désaturation permet une aération mécanique du filtre. La configuration permet d'obtenir un système compact très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionnée uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est obtenue. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
(Filtre à saturation alterné)	

3.1.4 Traitement du carbone, nitrification et dénitrification

Les filières permettant le traitement du carbone, la nitrification et la dénitrification visent une concentration en DCO et en DBO₅ de sortie inférieure à 90 mg/L et 20 mg/L respectivement ainsi que des rendements sur l'azote différents selon les filières mais supérieurs à 50 % à minima. Elles sont présentées dans le Tableau 4. On notera que le retour d'expérience en France sur les systèmes intensifiés (aération forcée, à saturation alternée) n'est pas aussi important que pour les systèmes extensifs. Cependant, ils sont intégrés dans le panel des filières dans la mesure où ils sont en développement, possèdent un retour d'expérience au niveau international et les premiers résultats en France semblent concluants à ce stade.

Tableau 4 : Filières de filtres plantés de végétaux pour le traitement du carbone, la nitrification et la dénitrification.

Filières	Caractéristiques
Traitement primaire + Filtre à écoulement vertical + filtre à écoulement horizontal (Décantation + FV + FH)	Le système est composé d'un étage de filtre à écoulement vertical et un à écoulement horizontal. L'élimination de la pollution carbonée et la nitrification ont lieu dans le filtre à écoulement vertical et la dénitrification a lieu dans le filtre à écoulement horizontal en raison de ses conditions anoxiques dominantes. L'élimination de l'azote total peut être limitée soit par une nitrification incomplète au premier étage, soit par un manque de carbone organique pour la dénitrification si la nitrification est très efficace. Une élimination significative de l'azote total (> 50 %) ne peut être espérée que si du sable grossier est utilisé pour la couche principale du filtre vertical. Cela garantit la disponibilité du carbone organique pour la dénitrification sur le filtre horizontal. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées périodiquement et traitées.
Premier étage de filtres à écoulement vertical alimenté par des eaux usées brutes (système Français) + un filtre à écoulement horizontal	Le premier étage de type « Français », élimine la pollution carbonée et permet une nitrification partielle. Une élimination supplémentaire de la DBO ₅ et une dénitrification ont lieu dans l'étage horizontal en raison de ses conditions anoxiques. L'élimination de l'azote total peut être limitée soit par une nitrification incomplète au premier étage, soit par un manque de carbone organique pour la dénitrification si la nitrification est très efficace. Les rendements attendus sur

(FV + FH)	l'azote total seront supérieurs à 50 %. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
Premier étage de filtres à écoulement vertical non saturé/saturé alimenté par des eaux usées brutes (système Français) + un filtre à écoulement vertical	Le premier étage élimine la pollution carbonée et permet une nitrification partielle grâce aux conditions aérobies de la couche supérieure. La couche inférieure, qui est saturée hydrauliquement, est anoxique et permet une dénitrification partielle. Un polissage supplémentaire et une nitrification élevée ont lieu au deuxième étage à écoulement vertical, qui est entièrement non saturé. L'élimination de l'azote total n'est que partielle (> 50 %) en raison d'une dénitrification incomplète. Une boucle de recirculation peut être mise en œuvre pour ramener les nitrates de sortie en entrée afin d'augmenter les performances sur l'azote total. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
(FV à fond saturé + FV)	
Traitement primaire + filtre à écoulement vertical ou horizontal avec aération forcée	Ces filières peuvent conduire à une dénitrification poussée en mettant en œuvre une aération intermittente pour créer des périodes aérobies et anoxiques au sein du filtre. Le contrôle de l'aération aide à faire face aux variations de la charge d'entrée et permet d'obtenir les conditions anoxiques nécessaires à une élimination significative de l'azote total (50 %). En option, les effluents nitrifiés de sortie des filtres aérés peuvent être recyclés vers l'unité de traitement primaire, où ils peuvent subir une dénitrification en raison de l'absence d'oxygène. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées, traitées et éliminées périodiquement.
(décantation + FV aéré ou FH aéré)	
Traitement primaire + Filtre à saturation alternée	Le contrôle des fréquences de remplissage et drainage aide à faire face aux variations de la charge d'entrée et permet d'obtenir les conditions anoxiques nécessaires à une élimination élevée de l'azote total (> 60%). En option, les effluents nitrifiés de sortie des filtres aérés peuvent être recyclés vers l'unité de traitement primaire, où ils peuvent subir une dénitrification en raison de l'absence d'oxygène. Des boues primaires sont produites et doivent être éliminées, traitées et éliminées périodiquement.
(Décantation + filtre à saturation alternée)	
Filtre à écoulement vertical avec aération forcée alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre type « français » de premier étage avec un fond saturé dans lequel une aération forcée est mise en œuvre (procédé Oxyphyltre® de la société CreaStep). Le contrôle de l'aération permet de mettre en œuvre une alternance de conditions aérobies et anoxiques au sein de la partie saturée et ainsi viser des performances élevées sur l'azote total (> 60%). Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
(FV aéré)	
Filtre aéré hybride alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre non saturé en surface pour retenir la pollution particulaire, avec une partie profonde saturée dans laquelle une aération est mise en œuvre (procédé Rhizosph'air® de la société EcoBird). Le filtre est dit hybride dans la mesure où l'écoulement est vertical en certaines parties et horizontal en d'autres. L'aération forcée et le mode d'écoulement permettent d'obtenir un système compact très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionnée uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est obtenue. Le contrôle de l'aération permet de mettre en œuvre une alternance de conditions aérobies et anoxiques au sein de la partie saturée et ainsi viser des performances élevées sur l'azote total (> 70%). Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.
(Filtre hybride aéré)	
Filtre à saturation alternée alimenté par des eaux usées brutes	Il s'agit d'un filtre à écoulement vertical (ascendant/descendant) en deux cellules parallèles dans lesquelles l'eau est transférée d'une cellule à l'autre par pompage (procédé PhytoReverse® de la société PhytoSerpe). L'alternance des phases de saturation/désaturation permet une aération mécanique du filtre. La configuration permet d'obtenir un système compact très efficace sur la pollution particulaire et carbonée ainsi qu'une nitrification complète. Même lorsque dimensionnée uniquement pour la nitrification, une dénitrification partielle est obtenue. La gestion des phases de saturation et de non saturation permet de contrôler les phases d'aérobie et anoxiques et, ainsi de viser des performances intéressantes sur
(Filtre à saturation alternée)	

l'azote total (> 70 %). Le retour d'expérience encore limité sur cette filière permettra de confirmer les rendements atteignables. Les boues sont traitées sur la surface des filtres et évacuées tous les 10 à 25 ans selon le taux de charge et le climat.

3.2 Traitement des eaux pluviales

La gestion des eaux pluviales (eau de pluie qui a rencontré une surface terrestre (toiture, route, surface naturelle, etc.)) sont multiples et la terminologie utilisée pour les désigner diversifiée, particulièrement en ce qui concerne les modalités « alternatives » se distinguant du « tout tuyau ». Chocat *et al.* (2022) discutent les différents termes en vigueur dans le domaine des eaux pluviales.

D'un point de vue opérationnel, il est retenu ici que :

- Lorsque l'eau est gérée au plus proche de là où elle tombe, c.-à-d. avec un minimum de concentration des écoulements de façon à minimiser les volumes, sa gestion est dite à la source. Celle-ci peut se faire par une solution entièrement végétalisée (verte), partiellement végétalisée (hybride ou bleue) ou non végétalisée (grise). Les solutions qui permettent de gérer l'eau à la source ou à proximité de la source sont dites décentralisées. Elles s'opposent aux solutions centralisées qui permettent une gestion de l'ensemble des eaux pluviales d'un bassin versant par un dispositif unique. Une SfN ne se définit pas par son degré de végétalisation. Il s'agit d'une solution qui redonne des fonctions « naturelles » à l'espace où elle est implémentée, lesquelles sont susceptibles de rendre des services écosystémiques (réalimentation du sol et des nappes, filtration de l'eau, support de biodiversité, de bien-être pour les habitants, etc.).

Parmi les dénominations plus conceptuelles, il est à retenir que :

- La gestion durable des eaux pluviales repose sur la considération des eaux pluviales urbaines comme une ressource et non comme un problème, et vise à une gestion soutenable de ces dernières sans préciser les moyens pour l'atteindre. La gestion intégrée repose, elle, sur le fait que la gestion des eaux pluviales est à concevoir comme partie intégrante d'un territoire et non comme un objet indépendant. Elle invite à tenir compte de l'ensemble des dimensions des eaux pluviales au lieu de les considérer sous le seul angle de leur évacuation. Les deux concepts sont intimement liés, une approche intégrée étant indispensable pour assurer la durabilité.
- La gestion durable des eaux pluviales est encouragée par les pouvoirs publics français. Le Plan d'action national (Ministère de la Transition écologique et de la cohésion des territoires, 2021) introduit une composante opérationnelle au concept de gestion durable des eaux urbaines en la définissant comme « un mode de gestion visant à limiter au maximum le ruissellement des eaux pluviales, en ayant par exemple recours à des solutions favorisant leur infiltration ».

Le choix de la typologie et les descriptifs des solutions sont basés sur ceux établis par le SuDs Manual (Woods Ballard *et al.*, 2015) bien que le vocabulaire et les concepts relatifs aux solutions dites « alternatives » de gestion des eaux pluviales urbaines - dont certaines sont fondées sur la nature - sont encore en phase de construction et ne sont pas normés (Chocat *et al.* en 2022). Ce constat vaut en contexte francophone, mais également de manière plus globalisée. Ci-après sont présentées les principales solutions de gestion à la source des eaux pluviales couramment utilisées avec un succinct descriptif.

3.2.1 Toitures végétalisées

Le terme toitures végétalisées fait consensus et désigne une toiture couverte d'un substrat support de végétation (Chocat *et al.*, 2022 ; Woods Ballard *et al.*, 2015). Plusieurs types peuvent être distingués sur la base de différents critères : épaisseur du substrat, présence ou non d'une réserve d'eau sous le substrat, présence ou non d'un dispositif de contrôle du débit évacué, type de végétation (Chocat *et al.*, 2022). Nous faisons ici une distinction simple : toiture extensive (faible épaisseur de substrat et plantation simple) ou toiture intensive (épaisseur de substrat plus importante et plantation plus élaborée).

Figure 2 : toitures végétalisées.

Toitures végétalisées



3.2.2 Puits d'infiltration

Bien que difficilement caractérisables comme des SfN, les puits d'infiltration sont retenus ici car ils peuvent permettre une mise en œuvre intéressante en milieu urbain dense compte tenu de leur possible faible emprise au sol. Ils sont définis comme des excavations verticales profondes remplies d'un matériau poreux conçues pour permettre le stockage provisoire et l'infiltration des eaux de ruissellement (Woods Ballard *et al.*, 2015). Cette définition rejoint celle proposée par Chocat *et al.* (2022), *i.e.* un ouvrage ponctuel et profond creusé dans le sol et capable de stocker provisoirement des eaux pluviales et de les infiltrer. Les visuels proposés orientent plus particulièrement vers la notion de puits préfabriqués, *i.e.* une canalisation perméable ou non [...] de forme circulaire, de diamètre compris entre 80 centimètres et 2 mètres et enterrée verticalement dans le sol (Chocat *et al.*, 2022). La mention d'un remplissage par un matériau rejoint, elle, la notion de puits comblés, *i.e.* des ouvrages de forme quelconque creusés dans le sol et remplis [...] d'un matériau de remplissage qui assure la stabilité de l'ouvrage (Chocat *et al.*, 2022).

Figure 3 : puits d'infiltration.

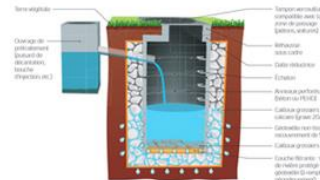
Puits d'infiltration

Les systèmes d'infiltration sont conçus spécifiquement pour permettre l'infiltration des eaux de ruissellement. Ils nécessitent l'usage de matériaux rapportés. Les solutions végétalisées sont :

- les puits d'infiltration = excavations verticales remplies d'un matériau poreux dont les alentours peuvent être végétalisés.



Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015



Source : Fiche technique Adopta

3.2.3 Systèmes de rétention et d'infiltration

Les systèmes de rétention et d'infiltration sont des dépressions paysagères d'assez grande dimension conçues pour stocker temporairement les eaux de ruissellement et permettre leur infiltration par le sol en place. Ce type d'aménagement rejoint le terme bassins d'infiltration de surface dans Chocat *et al.* (2022), soit un dispositif de surface destiné à stocker temporairement les eaux de pluie avant de les restituer par infiltration et qui peut être sec (bassin sec) ou conserver une lame d'eau permanente (bassin en eau). Il s'agit d'un cas particulier des bassins de retenue, *i.e.* des dispositifs étanches ou non, en surface ou enterrés, destinés à stocker temporairement les eaux de pluie avant de les restituer vers un exutoire de surface et/ou par infiltration (Chocat *et al.*, 2022).

Figure 4 : systèmes de rétention et d'infiltration.

Systèmes de rétention et d'infiltration

Les systèmes de rétention et d'infiltration sont des ouvrages d'assez grande dimension conçus pour stocker temporairement les eaux de ruissellement et pour permettre leur infiltration. Ils utilisent le sol en place. Ils comprennent :

- les bassins secs = dépressions paysagères sèches hors événements pluvieux
- les étangs et zones humides = dépressions paysagères humides



Bassin sec

Source : https://www.researchgate.net/figure/BMPs-dry-and-wet-detention-ponds_fig15_321584466



Etang

Source : https://www.researchgate.net/figure/BMPs-dry-and-wet-detention-ponds_fig15_321584466

3.2.4 Systèmes de biorétention

Les systèmes de biorétention sont décrits comme des ouvrages de taille réduite à moyenne impliquant l'usage de matériaux rapportés et conçus pour stocker temporairement les eaux de ruissellement pour *in fine* permettre leur collecte ou leur infiltration (Woods Ballard *et al.*, 2015). Ce type d'aménagement est désigné par le terme massif végétalisé dans Chocat *et al.* (2022), *i.e.* un dispositif ponctuel permettant le stockage provisoire de l'eau dans un sol amélioré de quelques dizaines de centimètres d'épaisseur (mélange terre-pierre ou sol très léger) qui permet la restitution en partie par évapotranspiration et en partie par infiltration, éventuellement à débit contrôlé vers un exutoire aval ou un autre ouvrage. Les massifs végétalisés peuvent prendre la forme d'une jardinière, d'une fosse d'arbre ou d'un massif de surface (décaissé ou non). Un massif de surface décaissé est appelé jardin de pluie.

Figure 5 : systèmes de biorétention.

Systèmes de biorétention

Les systèmes de biorétention sont des ouvrages de taille réduite à moyenne conçus pour stocker temporairement les eaux de ruissellement en surface et pour permettre leur collecte ou leur infiltration. Ils nécessitent l'usage de matériaux rapportés. Ils comprennent :

- les jardins de pluie = dépressions plantées peu profondes et de taille réduite
- les jardinières surélevées = systèmes en caisson au dessus du sol muni d'un sous-drain



Jardin de pluie

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015



Jardinière surélevée

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015

3.2.5 Noues

Le terme noues désigne des solutions similaires dans Woods Ballard *et al.* (2015) et Chocat *et al.* (2022). Il s'agit de canaux végétalisés larges et peu profonds qui visent à stocker temporairement et/ou transporter et/ou infiltrer les eaux de pluie en surface. Les noues sont caractérisées par leur aspect linéaire et se distinguent des autres solutions de gestion à la source des eaux pluviales par le fait qu'elles peuvent jouer un rôle de transport de l'eau d'un point vers un autre (Chocat *et al.*, 2022). Le SuDS Manual introduit une distinction dans les types de noues sur le même modèle que les bassins d'infiltration de surface : sèche ou humide (avec une lame d'eau permanente) ainsi qu'une distinction en termes de végétalisation : noue engazonnée ou noue plantée. Ces spécificités n'apparaissent pas dans l'article de Chocat *et al.* (2022).

Figure 6 : noues.

Noues

Les noues sont des canaux végétalisés peu profonds conçus pour stocker temporairement les eaux de ruissellement en surface et permettre leur collecte ou leur infiltration. Elles utilisent le sol en place. Une noue peut-être :

- sèche = sèche à la base hors événements pluvieux
- humide = humide à la base même en dehors des événements pluvieux

Elle peut être simplement engazonnée ou bien plantée à la base.



Noue sèche

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015



Noue sèche plantée

Crédit photo : INRAE



Noue humide

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015

3.2.6 Autres dispositifs

D'autres SfN peuvent être mises en œuvre pour la gestion à la source des eaux pluviales. Nous retiendrons quatre types d'aménagements principaux : les arbres de pluie (correspondance évoquée plus haut), les dalles gazon, les bandes végétatives filtrantes et les tranchées drainantes plantées. Les dalles gazon sont un des dispositifs désignés par le terme revêtements perméables par Chocat *et al.* (2022), *i.e.* des revêtements qui permettent l'infiltration immédiate de l'eau de pluie à travers leur structure (pas de stockage). Les bandes végétatives filtrantes sont définies par Woods Ballard *et al.* (2015) comme des zones végétalisées en pente douce permettant l'infiltration de l'eau. Aucun équivalent n'est mentionné par Chocat *et al.* (2022). Les tranchées drainantes plantées constituent, elles, un cas particulier des aménagements de type tranchée de stockage ou d'infiltration comme défini par Chocat *et al.* (2022), *i.e.* des ouvrages linéaires creusés dans le sol et capables de stocker provisoirement des eaux pluviales, de les transporter vers l'aval et/ou de les infiltrer.

Figure 7 : autres dispositifs.

Autres

D'autres solutions végétalisées permettent la gestion des eaux de ruissellement :

- les arbres de pluie = arbres dont la fosse est adaptée pour accueillir les eaux de ruissellement
- les dalles gazon = grilles plastiques ou bétonnées ensemencées d'herbe
- les bandes végétatives filtrantes = zones végétalisées en pente douce
- les tranchées drainantes plantées = tranchées peu profondes remplies de pierres ou graviers et plantées



Arbre de pluie

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015



Dalles gazon

Crédit photo : INRAE



Bandes filtrantes

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015



Tranchées drainantes

Source : "The SuDS Manual", Woods Ballard et al. 2015

3.2.7 Fonctions des différentes technologies

Le choix des technologies à mettre en place dans un contexte donné, dépend non seulement d'enjeux de foncier mais aussi des objectifs attendus pour la gestion des eaux pluviales (infiltration, stockage, évapotranspiration, transport). Le Tableau 5 synthétise, pour les différentes SfN considérées, les terminologies utilisées ainsi que les fonctions hydrologiques associées.

Tableau 5 : récapitulatif des terminologies et fonctions hydrologiques associées.

Terminologie enquête (SuDs Manual)	Terminologie correspondante (Chocat et al., 2022)	Fonctions hydrologiques associées
Toitures végétalisées	Toitures végétalisées	S, E
Puits d'infiltration	Puits d'infiltration	S, I
Systèmes de rétention et d'infiltration	Bassin d'infiltration de surface	S, I, E
Systèmes de biorétention	Massifs végétalisés	S, I, E
Arbres de pluie	Fosses d'arbre (massifs végétalisés)	S, I, E
Noues	Noues	S, I, T, E

Dalles gazon	Revêtement perméable	I
Bandes végétatives filtrantes	-	I, E
Tranchées drainantes plantées	Tranchée de stockage ou d'infiltration	S, I, E

I : infiltration, S : stockage, T : transport, E : évapotranspiration

En fonction des objectifs visés, certaines technologies peuvent être privilégiées pour passer à une étude de pré-dimensionnement.

3.3 Traitement des surverses de déversoir d'orage

Le traitement des surverses de déversoirs d'orage (DO) est une solution complémentaire à une gestion à la source des eaux pluviales. En effet, les STEU sont conçues pour traiter les débits par temps sec et une certaine quantité d'eaux pluviales, mais, tout comme les réseaux unitaires, ne peuvent pas faire face à toutes les variations de débit. Il en résulte des débordements par temps de pluie générant une source de pollution qui dégrade physiquement, chimiquement et écologiquement le milieu récepteur (Suarez et Puertas, 2005). Cela contribue à l'incapacité d'atteindre un bon état écologique, comme l'exige la directive-cadre européenne sur l'eau et peut également affecter les activités économiques, en particulier dans les zones côtières à usage sensible (conchyliculture et/ou baignade).

Pour éviter les débordements, la priorité est d'infiltrer les eaux pluviales à la source, c'est-à-dire aussi près que possible du point où elles atteignent le sol, afin de les détourner autant que possible des réseaux unitaires. Cependant, faire de la déconnexion du réseau prend du temps (plusieurs années) et l'efficacité sur la réduction des volumes déversés nécessite un développement important des systèmes d'infiltration des eaux pluviales (Montoya *et al.*, 2024). Le problème est exacerbé par les effets du changement climatique, qui augmentent l'intensité des précipitations et donc les déversements. Les solutions complémentaires souvent mises en œuvre s'attachent à réaliser des bassins de stockage/restitution des eaux en excès permettant d'absorber une partie du surplus par temps de pluie pour le renvoyer dans le réseau par temps sec. Ces solutions coûtent cher en investissement et en exploitation (Lipperera *et al.*, 2025).

La mise en place de filtres plantés de végétaux pour le traitement en ligne des surverses de DO constitue une alternative pertinente aux bassins de stockage/restitution, permettant de réduire rapidement l'impact sur le milieu aquatique et d'éviter des coûts d'investissement élevés d'infrastructures grises. De même, les eaux en excès ne sont pas renvoyées par temps sec sur les STEU. Ces nouveaux ouvrages sont alors considérés réglementairement comme une nouvelle STEU, même si leur alimentation est intermittente, et doivent par conséquent respecter les niveaux de rejet définis pour l'agglomération d'assainissement. Une grande variété de filtres plantés et de SfN plus largement ont été testées dont les principales caractéristiques sont décrites en détail dans Tondera *et al.* (2018).

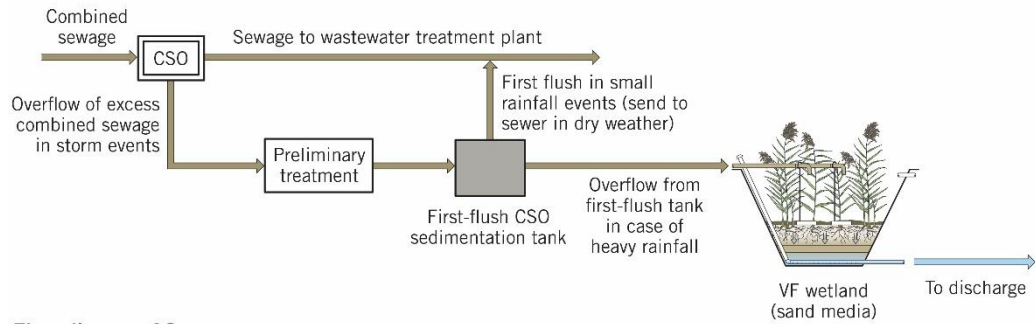
Dans ce guide, seuls les filtres plantés à écoulement vertical sont présentés car plus robustes et plus compacts que des filtres à écoulement horizontal ou des lagunes à macrophytes. Les déversements des réseaux unitaires, qui sont un mélange d'eaux usées domestiques et d'eaux pluviales, voire d'eaux industrielles, sont plus concentrés que les eaux pluviales, ce qui rend leur traitement plus difficile, en particulier lorsque des limites de rejet précises doivent être garanties par les autorités locales. Ce guide se focalise sur ce type de déversements mais les informations fournies peuvent également être utilisées pour le traitement des eaux pluviales strictes.

L'Allemagne a construit ses premiers filtres à écoulement vertical pour les surverses de DO à la fin des années 1980, et ont depuis été largement adoptés en raison de leurs résultats positifs (Rizzo *et al.*, 2020). D'autres pays ont également mis en place ce type de filière, depuis de petits projets pilotes au Portugal (Amaral *et al.*, 2013 ; Pisoeiro *et al.*, 2016) à des installations pleinement opérationnelles en France (Pálffy *et al.*, 2017), en Italie (Masi *et al.*, 2017) et aux États-Unis (Tao *et al.*, 2014). Rizzo *et al.* (2020) ont présenté un aperçu des différentes stratégies de traitement pour la gestion des surverses de déversoirs d'orage à l'aide de zones humides artificielles. Pour les filtres à flux vertical (VF), les principales approches sont illustrées à la Figure 8 et expliquées ci-dessous :

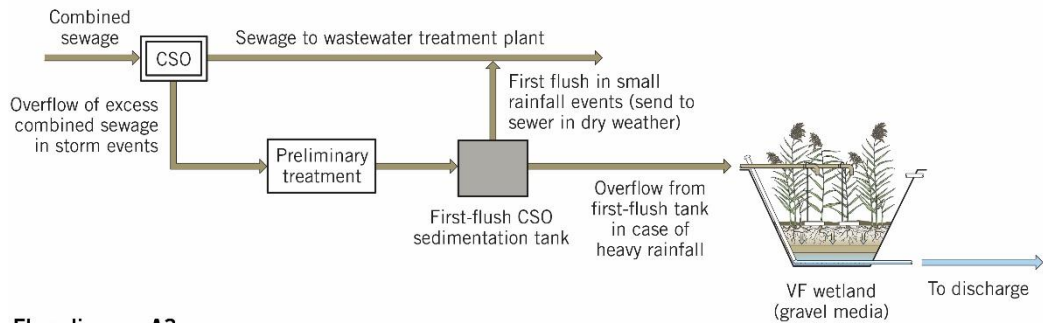
- Approche A : ces systèmes utilisent un bassin de sédimentation, généralement dimensionné pour traiter les petites précipitations (le premier ruissellement). Le volume collecté par ce bassin est renvoyé vers le réseau par temps sec pour être traité à la STEU. En cas de fortes pluies, lorsque le bassin est plein, il déborde dans le filtre planté. Par exemple, le système allemand (schéma de flux A1) utilise un filtre à flux vertical avec du sable, tandis que d'autres conceptions utilisent un filtre à base de gravier (schéma de flux A2). Certaines expériences ajoutent une étape de traitement primaire entre le bassin de rétention et le filtre à flux vertical à média sableux (schéma de flux A3).
- Approche B : dans cette méthode, une lagune à macrophytes sert d'étape de sédimentation initiale, suivie d'un filtre planté à flux vertical utilisant un média sableux (diagramme de flux B1).
- Approche C : cette approche ne met pas en œuvre de bassin de sédimentation et traite le déversement directement dans un filtre planté à flux vertical après dégrillage grossier (parfois avec un piège à sable). Cela conduit à une couche de dépôt plus épaisse en surface de filtre, à l'instar d'une filière traitant des eaux usées domestiques brutes. Elles se divisent en deux types :
 - La méthode française traite les déversements en utilisant deux filtres à flux vertical parallèles (alternance) avec du sable grossier. En cas de petits débordements, un seul filtre est utilisé, pour de gros déversements, les deux peuvent être sollicités (schéma de flux C1).
 - La méthode italienne conçoit le filtre à écoulement vertical (avec du gravier) uniquement pour le « first flush », complété par une lagune à macrophytes qui assure le polissage et traite les volumes supérieurs au first flush (diagramme de flux C2).
- Approche D : cette approche met en œuvre un filtre à écoulement vertical avec aération forcée pour améliorer l'efficacité, la robustesse et la résilience du traitement (diagramme de flux D1).

Lorsque l'on utilise des bassins de sédimentation, il est important de gérer de manière appropriée les boues décantées qui sont produites.

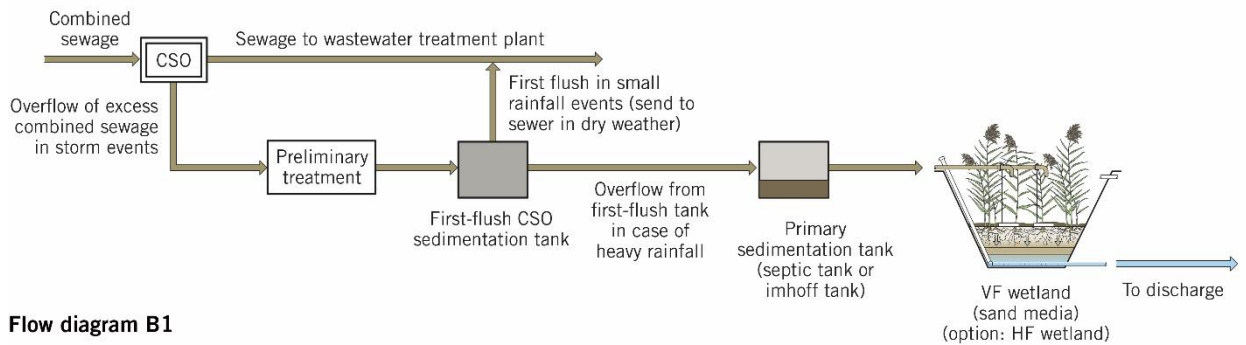
Flow diagram A1



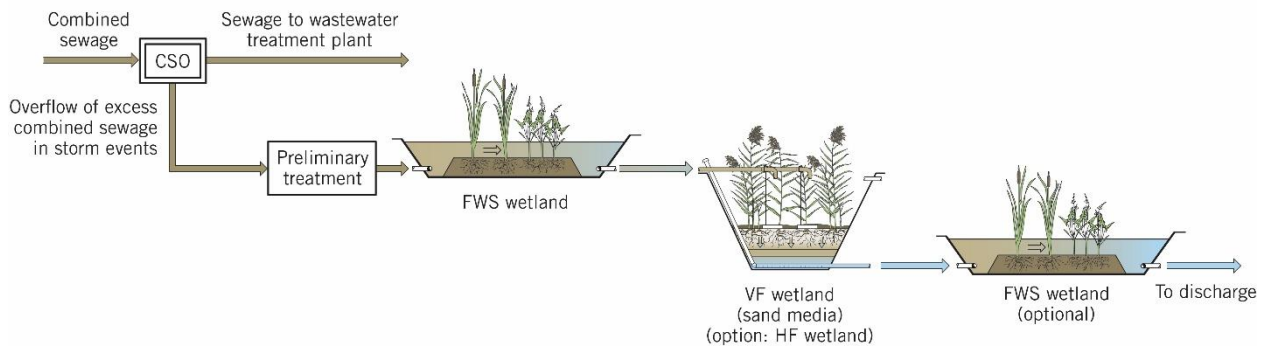
Flow diagram A2



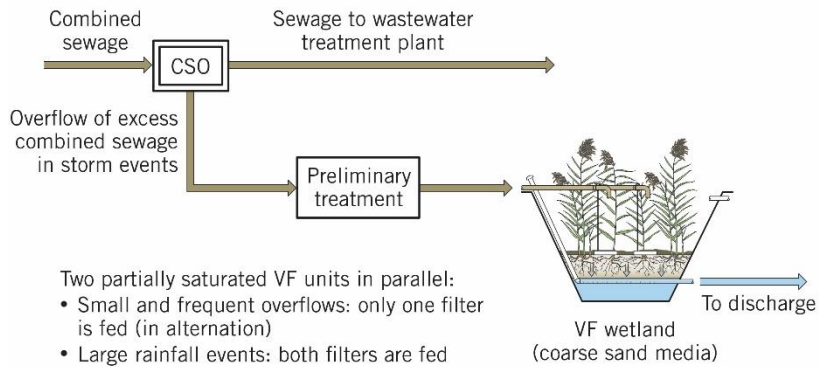
Flow diagram A3



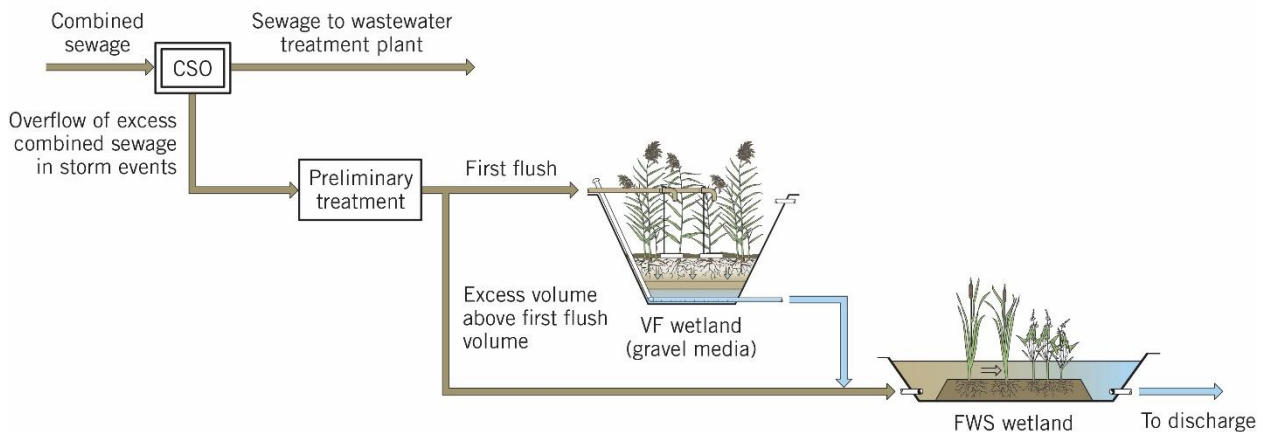
Flow diagram B1



Flow diagram C1



Flow diagram C2



Flow diagram D1

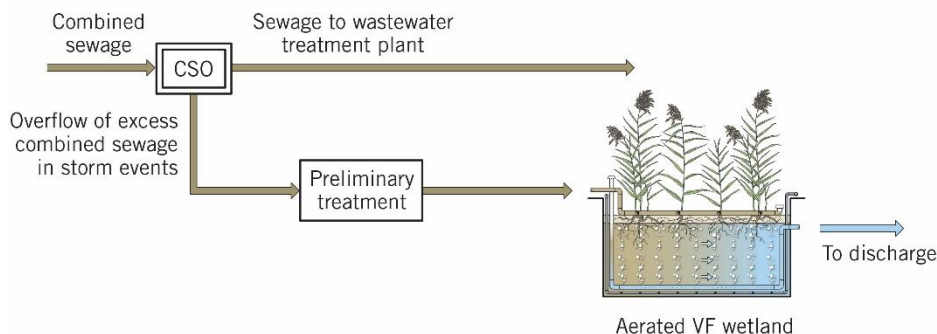


Figure 8 : différentes filières possibles de filtres à écoulement vertical pour le traitement des surverses de DO (Wallace et al., 2026).

Historiquement, les premiers filtres à écoulement vertical allemands, librement drainés, utilisaient du sol comme substrat. Cependant, en raison de problèmes de colmatage, le sol a rapidement été remplacé par du sable comme milieu filtrant privilégié. Les caractéristiques des filtres allemands ont été documentées par Uhl et Dittmer (2005) et détaillées dans un guide national plus récent (MKULNV, 2015). Les caractéristiques communes à chaque pays dans la conception des filtres sont les suivantes :

- Les débits de sortie sont régulés afin de contrôler le temps de séjour de l'eau dans le système, ce qui permet d'amortir hydrauliquement les rejets. Ce tampon hydraulique sert

également à éviter l'érosion des berges des cours d'eau et à empêcher la remise en suspension des sédiments.

- L'intégration d'une capacité de stockage d'eau importante à la surface du filtre. Compte tenu de la limitation du débit sortant, il est essentiel de pouvoir accueillir les volumes entrants pendant les périodes de débits élevés, ce qui permet de prolonger la durée du traitement au-delà de l'événement pluvieux immédiat.

Les développements en France s'inspirent de l'expérience allemande, avec plusieurs ajustements notables (Meyer *et al.*, 2013). Tout d'abord, comme observé en Italie, il n'y a pas de phase de décantation et toute l'eau arrive sur les filtres. Cette approche élimine la nécessité d'un bassin de sédimentation et permet aux MES de s'accumuler à la surface du filtre pendant une période prolongée, où elles peuvent subir une minéralisation. De plus, le fond du filtre est maintenu saturé afin d'avoir une réserve hydrique qui réduit le risque de stress des plantes pendant les périodes de sécheresse prolongées. Afin de favoriser l'aération passive dans tout le filtre pendant les périodes sèches, un drain d'aération est placé directement au-dessus de la couche saturée en permanence. La Figure 9 illustre une coupe transversale de la conception du filtre telle qu'elle a été développée en France et donne un aperçu du fonctionnement général des filtres à flux vertical pour le traitement des surverses de DO.

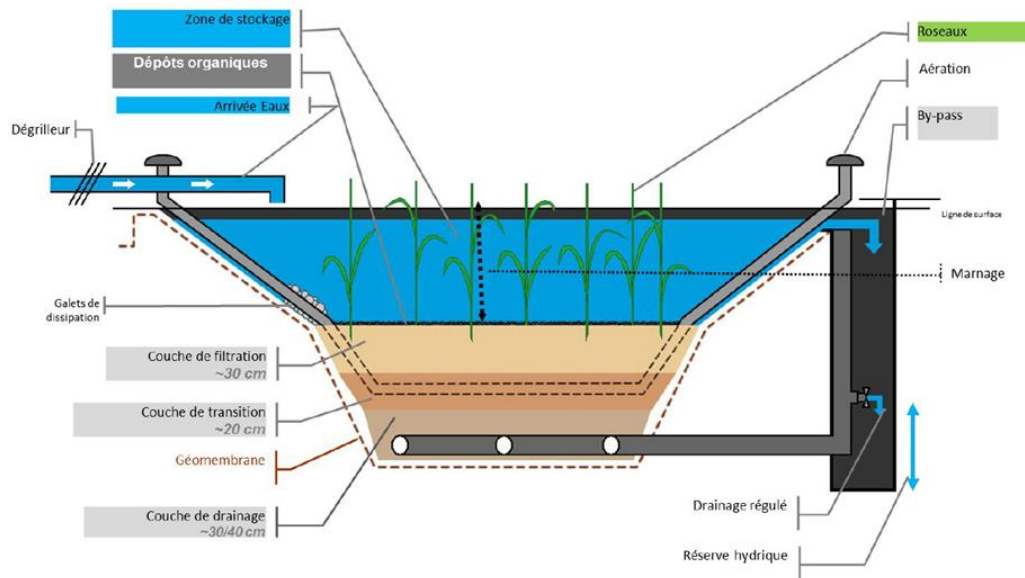


Figure 9 : schéma d'un filtre à écoulement vertical pour le traitement des surverses de DO (Molle *et al.*, 2013).

L'infiltration de l'eau pendant les épisodes pluvieux est gravitaire et influencée par plusieurs facteurs, notamment les caractéristiques du filtre (telles que la perméabilité du milieu et la régulation du débit de sortie), l'historique du filtre (y compris les niveaux de saturation en eau et l'encrassement) et les caractéristiques de l'hydrogramme d'entrée (régimes pluviométriques et attributs du réseau). Le fonctionnement du filtre peut être divisé en plusieurs phases distinctes :

- Une phase de saturation progressive à partir de la base du filtre, déterminée par l'état de saturation préexistant et la dynamique des précipitations. La régulation du débit sortant est le principal paramètre régissant l'hydraulique du filtre pendant cette phase. La distribution de l'eau à la surface peut être inégale, avec des voies préférentielles se développant dès le début de l'épisode.

- Une phase de saturation complète du filtre et de stockage en surface. Une distribution optimale de l'eau réduit l'apparition de voies préférentielles. La durée de la saturation complète influence la teneur en oxygène dissous dans le milieu, et la régulation du débit de sortie est essentielle.
- Une phase de drainage et de réoxygénation, d'abord régulée par le débit de sortie, puis par l'action capillaire.
- Phase dite « sèche » sans écoulement gravitaire ; au contraire, l'eau remonte de la couche saturée inférieure grâce à la force capillaire, sous l'effet des processus d'évapotranspiration des plantes. Cette réserve d'eau souterraine favorise la santé et la survie de la végétation.

Plus récemment, des filtres à écoulement vertical avec aération forcée ont été mis en œuvre à grande échelle, notamment au Royaume-Uni (Cowdenbeath – 3 000 m³/an, opérationnel depuis 2013) et en Italie (filtre de Merone – 1 400 000 m³/an) (Bresciani *et al.*, 2023 ; Bresciani *et al.*, 2024). Les principaux objectifs qui motivent la mise en œuvre d'aération forcée pour le traitement des surverses de DO sont les suivants :

- Améliorer la capacité de traitement du filtre, minimisant ainsi son empreinte au sol.
- Fournir de l'oxygène au milieu poreux pendant les épisodes pluvieux, ce qui facilite les processus de nitrification pendant l'évènement et évite le flush de nitrates (Portela *et al.*, 2024).
- Maintenir un environnement qui reste constamment saturé afin d'éviter le stress hydrique des plantes et de minimiser les voies d'écoulement préférentielles au début des précipitations.

4 Outils de pré-dimensionnement des filières

Dans cette section, nous utiliserons la sémantique introduite par Castellar *et al.* (2021) qui distingue d'une part *les ouvrages d'art ou unités technologiques* construits et opérant suivant les principes des SfN et d'autre part *les interventions* décrivant les actions menées sur un milieu afin d'en restaurer ou d'amplifier les services écosystémiques associés.

Les unités technologiques des SfN se distinguent par : (i) leur grande diversité, (ii) leur faible généralité (du fait de devoir souvent s'adapter au contexte local), (iii) un développement empirique et itératif et (iv) des communautés scientifiques qui les supportent fractionnées par pays mais également par domaine (assainissement/traitement).

Il en découle qu'il existe une grande polysémie dans la nomenclature des ouvrages et de très nombreuses approches en terme de dimensionnement que nous classerons en trois catégories :

1. des modèles analytiques reposant sur des régressions (linéaires ou non),
2. des modèles mécanistes aux hypothèses plus ou moins simplificatrices,
3. des modèles fondés sur les données entraînées sur des données expérimentales.

La catégorie 1 pourrait être incluse dans la catégorie 3 mais on la distingue pour deux raisons : (1) les modèles de régression sont utilisés depuis très longtemps et possèdent donc une antériorité historique par rapport à des outils d'apprentissage machine comme les forêts aléatoires et (2) les modèles de régression sont souvent le résultat d'un entraînement supervisé qui repose sur une connaissance experte, c.-à-d. le choix des variables est souvent le résultat d'une connaissance des mécanismes physiques sous-jacents.

Dans la suite de cette section, les différents modèles de chacune de ces classes seront présentés par domaine d'application : traitement des eaux usées domestiques, traitement des eaux pluviales et traitement des surverses de déversoir d'orage. Le code couleur introduit précédemment sera utilisé pour identifier à quelle famille de modèle ils appartiennent. Un résumé des modèles est présenté dans le Tableau 6.

4.1 Traitement des eaux usées domestiques

Il existe de très nombreux modèles de régression pour les unités technologiques fondées sur la nature. Ils sont encore très largement utilisés à des fins de pré-dimensionnement voire de dimensionnement (notamment la plateforme **Nat4Wat**, Pueyo-Ros *et al.*, 2025). Cependant, ils ont plusieurs limites :

- liées à une mauvaise utilisation des outils de régression :
 - von Sperling (1999) a mis en évidence un biais lorsque les variables représentées possèdent le même multiplicateur ;
 - l'absence d'un traitement approprié pour les points d'influence peut conduire à des résultats erronés tout comme le fait de ne pas s'assurer que les résultats sont aléatoirement distribués suivant une loi normale centrée en zéro (Tedoldi *et al.*, 2025).
- liées à la très grande hétéroscédasticité (variabilité qui diffère selon les populations de données) des résultats obtenus (Guillaume-Ruty *et al.*, 2024) ceci pouvant s'expliquer par

des erreurs expérimentales mais surtout par le fait qu'une approche univariée n'est pas suffisante (il existe probablement plusieurs facteurs influençant les performances).

Face à ces limitations, une première approche consiste à utiliser des modèles plus complexes incorporant la connaissance existante sur les procédés biologiques à l'œuvre ainsi que sur l'hydrodynamique du système. Parmi ces modèles, deux groupes se distinguent :

- le [modèle NkC*](#) (von Sperling *et al.*, 2023) qui repose sur une représentation du système par une ou plusieurs lignes de réservoirs parfaitement mélangés où un modèle de biodégradation du premier ordre est appliqué. Sous l'hypothèse que la constante de biodégradation est constante tout au long du système, ce modèle peut s'exprimer sous la forme d'une solution analytique ;
- les modèles de discrétisation spatiale et temporelle permettant une évaluation discrète des équations différentielles décrivant l'hydrodynamique des ouvrages (équation de Richards) et le transport réactifs des solutés (modèle de biodégradation CWM1). Ces modèles complexes représentent la meilleure connaissance dont nous disposons mais leur calage est complexe et se heurte fréquemment au manque de données disponibles. Dans cette famille de modèle, le module [Constructed Wetland d'HYDRUS](#) est le seul modèle commercial maintenu (Langergraber et Šimůnek, 2012).

Enfin, avec l'émergence de l'intelligence artificielle et tout particulièrement avec l'émergence des modèles à apprentissage, ces derniers sont de plus en plus utilisés afin de prédire les performances de traitement ([Nguyen *et al.*, 2022](#)). En effet, ces modèles permettent de prendre en compte un grand nombre de facteurs et apportent donc une réponse aux limitations des modèles de régression exposés précédemment. Néanmoins, les pratiques n'en sont qu'à leur début et font face à plusieurs problèmes :

- Lorsque appliqués à un cas particulier, ces modèles ont tendance à se sur-entraîner réduisant le potentiel d'extrapolation.
- Lorsque appliqués à des données de la littérature, ces derniers souffrent de la dimension lacunaire et erronée de certaines de ces données.

Ces modèles se limitent donc pour le moment à de la recherche.

4.2 Traitement des eaux pluviales

Les modèles des unités technologiques SfN dédiées au traitement des eaux pluviales ont principalement pour objectif de modéliser leurs fonctions de rétention et d'infiltration à l'aide d'une équation différentielle ordinaire qui établit le bilan matière à l'échelle de l'ouvrage. [URBIS](#) (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2019) développé par l'INSA de Lyon et [distribué gratuitement](#) est un exemple de ces modèles. C'est l'infiltration qui représente le plus d'enjeux en termes de modélisation et donc l'estimation de la vitesse d'infiltration.

La vitesse d'infiltration est souvent estimée à partir de l'évaluation de la conductivité hydraulique à saturation or cette approche présente de nombreuses limitations :

- les deux grandeurs même si elle s'expriment avec la même unité ne sont pas égales. Pour qu'elles le soient, il faut que le sol soit saturé et que le gradient hydraulique soit égal à 1 ;

- l'estimation de la conductivité hydraulique à saturation n'est pas aisée notamment si l'on prend en compte qu'il s'agit d'une grandeur dont la distribution suit la plus part du temps une distribution lognormale.

En conséquence, plusieurs modèles ont été développés afin de mieux décrire le processus d'infiltration :

- des modèles analytiques fondés sur la description du front d'infiltration (Hillel, 1971). Le modèle de [Green et Ampt](#) (1911) propose une solution simplifiée et analytique au problème de l'infiltration en milieu variablement saturé. Initialement développé pour des milieux homogènes, des adaptations existent aujourd'hui pour des sols à plusieurs horizons. Une autre approche introduite par [Norton](#) (1940) repose sur l'ajustement de données expérimentales à l'aide d'un modèle exponentiel. Ce modèle a notamment été complété par les travaux de Philip (1969) ;
- des modèles numériques reposant sur la discrétisation spatiale et temporelle de l'équation de Richards comme [HYDRUS](#) ([Turco et al., 2025](#)). A l'instar des modèles pour les unités technologiques pour le traitement des eaux usées domestiques, ces modèles numériques requièrent des quantités de données importantes afin d'être calibrés, mais sont susceptibles de fournir des estimations plus précises notamment pour des cas particuliers nécessitant une meilleure intégration des contraintes locales.

A l'instar des filières dédiées au traitement des eaux usées domestiques, les modèles par apprentissage sont de plus en plus fréquemment employés pour la prédiction des performances des ouvrages ([Fang et al., 2024](#)) mais peu pour leur dimensionnement. Enfin, il est intéressant de noter le développement récent de modèles hybrides (ou encore appelé « physics-informed ») qui couplent modélisation mécaniste et fondée sur les données afin d'exploiter les capacités d'extrapolation de l'une et celles de prédiction de l'autre ([Elkhadrawi et al., 2024](#)).

4.3 Traitement des surverses de déversoirs d'orage

Les unités technologiques fondées sur la nature pour le traitement des surverses de déversoirs d'orage sont beaucoup moins développées que pour le traitement des eaux usées domestiques ou la gestion des eaux pluviales, il en va de même des modèles.

Néanmoins, l'approche adoptée dans le cadre de la modélisation de ces ouvrages est particulièrement intéressante car l'un des premiers objectifs des efforts de modélisation a été de comprendre le comportement des ouvrages sur le long terme face à des événements stochastiques comme les surverses de déversoirs d'orage. Il est également intéressant d'observer que suivant la communauté scientifique d'origine des développeurs, ces derniers se sont soit orientés vers les modèles les plus avancés pour le traitement des eaux usées, soit vers les modèles de gestion des eaux pluviales ([Rizzo et al., 2020](#)).

Meyer et Dittmer (2015) ont eu recours au module « constructed wetland » d'HYDRUS et sont arrivés à la conclusion qu'il était inadapté pour effectuer des simulations sur de longues périodes et ont développé à la place un modèle simplifié par compartiments qui combine une description de l'hydrodynamique simplifiée et l'ajustement de modèles linéaires avec seuils pour les mécanismes d'adsorption et de dégradation ([RSF_Sim](#)). La principale différence par rapport au modèle NkC* est que l'objectif n'est pas d'obtenir une solution analytique. Le modèle est discrétisé en temps.

Ce modèle a servi de base au développement du modèle **ORAGE** (Pálffy *et al.*, 2018 - <https://www.epnac.fr/pluvial2>) qui reprend les principes du modèle précédent en les appliquant aux spécificités de la conception française des filtres dédiés au traitement des surverses de déversoirs d'orage. ORAGE inclut également des composants lui permettant de non pas seulement effectuer des prédictions, mais également d'optimiser la conception. Enfin ORAGE est librement distribué mais n'est pas maintenu.

Tableau 6 : présentation des différents modèles de dimensionnement couramment utilisés pour les filières SfN.

Domaine d'application	Modèle / Outil	Catégorie	Principaux mécanismes ou approches	Avantages	Limites	Référence(s)	Disponibilité
Eaux usées domestiques	Nat4Wat	1 – Modèles de régression (linéaires / non-linéaires)	Relation empirique entre paramètres de conception (surface, profondeur, charge organique, ...) et performances d'épuration	- Utilisation simple (interface web) - Large base de cas expérimentaux	- Biais si variables ont même multiplicateur (von Sperling 1999) - Sensible aux points d'influence et à l'hétéroscédasticité (Tedoldi 2025, Guillaume-Ruty 2024)	Pueyo-Ros <i>et al.</i> , 2025	Gratuit (en ligne)
	Modèle NkC*	2 – Modèle mécaniste analytique	- Transport hydraulique simplifié (réservoirs en série) - Dégradation cinétique constante (k)	- Solution analytique fermée, calcul très rapide - Intègre connaissance biologique et hydraulique de base	- Hypothèse de k constant sur tout le système - Approximation forte de l'hydrodynamique (pas d'hétérogénéité spatiale)	von Sperling <i>et al.</i> , 2023	Publication académique – implémentable dans Excel / R / Python
	HYDRUS Constructed Wetland module	2 – Modèle mécaniste numérique	- Hydrodynamique des milieux poreux (Richards) - Réactions bio-cinétique CWM1	- Représentation très détaillée (profil de saturation, gradients) - Capacité d'évaluer scénarios locaux complexes et dynamiques	- Calibration difficile, temps de calcul élevé - Commercial (module propriétaire)	Langergraber et Šimůnek, 2012	Commercial – module ajouté à HYDRUS (maintenu)
	Modèles d'apprentissage (ex. réseaux, arbres aléatoires)	3 – Modèles fondés sur les données	Exploitation d'un grand nombre de variables (géométrie, climat, caractéristiques du substrat, etc.)	- Capacité à capturer interactions non linéaires - Meilleure performance statistique que les régressions simples	- Risque de sur-entraînement sur des jeux de données limités - Qualité des données bibliographiques souvent lacunaire ou erronée - Peu de validation sur des projets réels (stage de recherche)	Nguyen <i>et al.</i> , 2022	Prototype de recherche – codes rarement partagés
Eaux pluviales	URBIS	2 – Modèle mécaniste analytique (ODE de bilan matière)	- Bilan massique simplifié (réservoirs en série) - Modèle de Green-Ampt pour l'infiltration	- Gratuit (développé par l'INSA de Lyon) - Rapide à exécuter	Le modèle de Green-Ampt n'est pas toujours le mieux adapté à tous les contextes	Bertrand-Krajewski <i>et al.</i> , 2019	Gratuit – disponible en téléchargement

Surverses de déversoirs d'orage	Modélisation dynamique prenant en compte des chroniques passées ou synthétiques de pluies						
	Modèle de Green-Ampt (avec adaptations multi-horizons)	1 – Modèle analytique (régression de type « physique »)	• Infiltration dans sol partiellement saturé, prise en compte de la succion capillaire et de la conductivité à saturation	• Solution très utilisée en hydrologie • Extensions pour sols stratifiés	• Suppose homogénéité (ou nécessite des adaptations complexes) • Nécessite la conductivité à saturation (difficile à mesurer, distribution lognormale)	Green et Ampt, 1911 ; adaptations récentes	Implémentations libres (ex. bibliothèques hydrauliques, URBIS)
	Modèle de Norton (exponentiel) & amélioration Philip	1 – Modèle analytique	• Ajustement direct sur données expérimentales • Philip ajoute des termes de diffusion	• Simple à calibrer lorsqu'on dispose de séries temporelles d'infiltration	• Dépend fortement de la qualité des mesures • Moins robuste pour prédiction hors-site	Norton, 1940 ; Philip, 1969	Libres – exemples dans publications
	HYDRUS	2 – Modèle mécaniste numérique	• Simulation détaillée du profil d'humidité, du front d'infiltration, prise en compte de la non-linéarité du $K(\theta)$	• Grande précision pour sites complexes • Possible d'inclure hétérogénéités de sol	• Besoin important de paramètres (fonction de courbe de rétention, conductivité) • Temps de calcul > minutes à heures	Turco <i>et al.</i> , 2025	Commercial (licence) – module largement utilisé en recherche
	Modèles d'apprentissage (ex. RF, NN)	3 – Modèle data-driven	• Intégration de nombreuses variables (caractéristiques de bassin, climat, géométrie)	• Bonnes performances statistiques en validation croisée	• Peu d'applications pour le dimensionnement (majoritairement prédiction) • Qualité des jeux de données limitée	Fang <i>et al.</i> , 2024	Prototype de recherche (codes rarement partagés)
	Modèles hybrides (physics-informed)	2 + 3 – Modèle hybride (physique-informatique)	• Conjugue capacité d'extrapolation de la physique et flexibilité des données	• Améliore la précision tout en conservant interprétabilité	• Complexité de mise en œuvre, nécessite données d'entraînement et calibration	Elkhadrawi <i>et al.</i> , 2024	Prototype de recherche (codes rarement partagés)
	HYDRUS Constructed Wetland module	2 – Modèle mécaniste numérique	• Même principe que pour les eaux usées domestiques	• Outil complet, déjà testé	• Inadapté pour simulations long terme (Meyer & Dittmer 2015)	Meyer et Dittmer, 2015	Commercial

RSF_Sim	1 + 2 – Modèle mécaniste par compartiments (discrétisé en temps)	• Hydrodynamique simplifiée + fonctions linéaires à seuils	• Rapide à exécuter, peu de données requises	• approximations importantes • Implémentation dans Excel rendant la maintenance et l'évolution complexe	Meyer et Dittmer, 2015	Prototype de recherche (pas de diffusion officielle)
ORAGE	1 + 2 (Modèle mécaniste par compartiments (discrétisé en temps))	• Base RSF_Sim, mais ajoute composant d'optimisation (ex. surface, épaisseur) • Ciblé sur filtres français de surverse	• Permet de dimensionner et d'optimiser simultanément • Libre d'accès	• Non maintenu, documentation limitée, aucune mise à jour depuis 2018	Pálfy <i>et al.</i> , 2018	Libre – non maintenu

5 Méthodologie de sélection des technologies

Lorsque l'on aborde un projet de réalisation d'une filière de gestion et de traitement des eaux urbaines, il est important d'analyser les différentes options technologiques qui sont applicables et ne pas se lancer dans un dimensionnement sur une filière par défaut. Chaque filière comporte des avantages et des inconvénients et, dans la mesure où elles peuvent répondre aux objectifs et contraintes locales, doivent être comparées de manière à faire un choix éclairé. Cependant, réaliser un pré-dimensionnement de l'ensemble des possibilités technologiques serait fastidieux. Pour cette raison, la démarche à aborder peut se résumer à définir en premier lieu les filières envisageables, puis dans un deuxième temps de réaliser un pré-dimensionnement des filières retenues afin de les comparer sur une base multicritère afin de prendre une décision. La filière alors retenue fera l'objet d'un dimensionnement détaillé avant sa mise en œuvre.

Pour faire le choix des filières à retenir dans une phase de pré-dimensionnement, une analyse préliminaire peut être réalisée pour retenir ou écarter les filières qui ne répondront pas aux contraintes. Cette étude préliminaire nécessite en premier lieu de définir différents critères liés aux objectifs des technologies et des contraintes locales et temporelles auxquelles ces technologies devront faire face. La Figure 10 reprend les grandes étapes de cette étude qui doit permettre de sélectionner les filières envisageables sur un contexte donné.

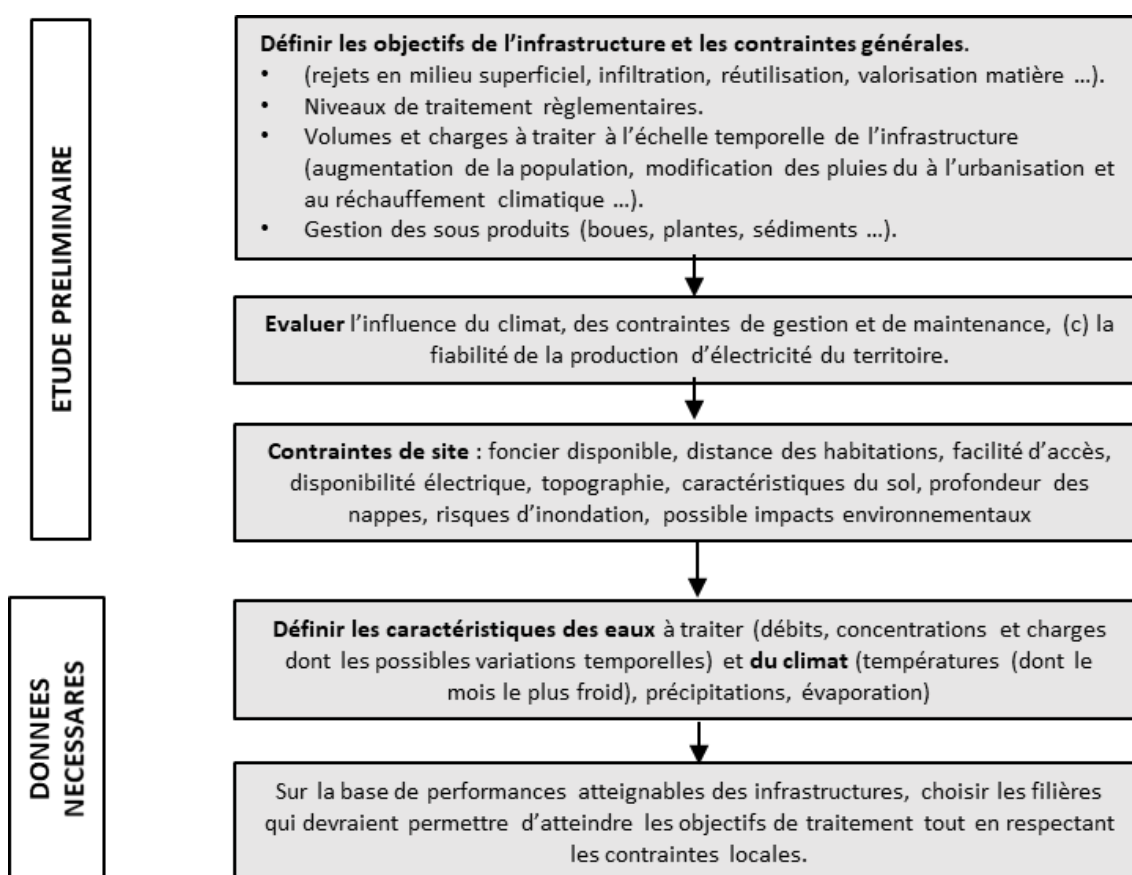


Figure 10 : étapes de l'analyse préliminaire et données nécessaires (adapté de Wallace et al., 2026).

Selon le type d'eau urbaine à gérer, des différences peuvent être notées et seront détaillées ci-après.

5.1 Eaux usées domestiques

Les différentes SfN envisageables pour le traitement d'eaux usées domestiques sont nombreuses et adaptables à chaque contexte. Les charges appliquées, les profondeurs et types de matériaux, la mise en œuvre de recirculation, sont autant de paramètres qui impactent les performances de traitement, la robustesse de la filière et potentiellement les contraintes de gestion. Dans ce document, seul un certain nombre de filières couramment utilisées, ou ayant un potentiel pertinent pour un usage en milieu urbain, est présenté. On retiendra les filières présentées dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Les principales filières de traitement végétalisée pour des eaux usées domestiques.

Type	Dénomination
Un étage de filtre à écoulement vertical alimenté en eaux usées brute	FV Français
Un étage de filtre à écoulement vertical à fond saturé alimenté en eaux usées brute	FV Français à fond saturé
La filière classique de filtre à écoulement vertical librement drainé à deux étage	FV français + FV sable
Un étage de filtre à écoulement vertical à fond saturé alimenté en eaux usées brute suivi d'un filtre à écoulement vertical	FV Français à fond saturé + FV
Un étage de filtre à écoulement vertical librement drainé alimenté en eaux usées brute suivi d'un filtre à écoulement horizontal	FV Français à fond saturé + FH
Un étage de filtre à écoulement vertical à fond saturé avec aération forcée	FV aéré
Un étage de filtre à écoulement hybride (vertical et horizontal) avec aération forcée	Filtre hybride aéré
Un étage de filtre à saturation alternée	Filtre à saturation alternée
Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement vertical (sable)	Décantation + FV sable
Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement vertical (gravier)	Décantation + FV gravier
Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement vertical librement drainé puis d'un filtre à écoulement horizontal	Décantation + FV + FH

Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement horizontal Décantation + FH

Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement vertical avec aération forcée Décantation + FV aéré

Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à écoulement horizontal avec aération forcée Décantation + FH aéré

Traitement primaire (décantation) suivi d'un filtre à saturation alternée Décantation + filtre à saturation alternée

Le choix d'une filière de traitement fondée sur la nature est rendu complexe par la plasticité de leur dimensionnement pour répondre à un contexte local. De nombreuses filières peuvent être envisagées et leur conception adaptée au cas par cas en fonction des contraintes. Pour cela, pré-dimensionner un nombre important de filières et les comparer selon différents critères peut être fastidieux. De ce fait, il est possible de faire un premier screening sur la base de critères génériques afin de réduire le nombre de filières qui seront comparées. Ce screening peut se faire au regard de critères fondamentaux tels que :

- Le respect des objectifs de traitement visés.
- La surface disponible pour réaliser les ouvrages.
- La volonté de mettre en place une filière pouvant fonctionner gravitairement ou non.
- La robustesse de la filière à accepter des variations de charge hydrauliques ou organiques.
- L'existence, et le type, d'une filière de gestion des boues.

Pour cela, il est possible d'évaluer les potentialités des filières sur la base de retours d'expérience au niveau international, et d'une connaissance du contexte local. Les Figures X à Y donnent une indication du potentiel des filières présentées dans ce document au regard des critères précités. Il est ainsi rapidement possible de sélectionner les filières *a-priori* pertinente afin de les pré-dimensionner.

La Figure 11 présente les performances atteignables sur les paramètres globaux.

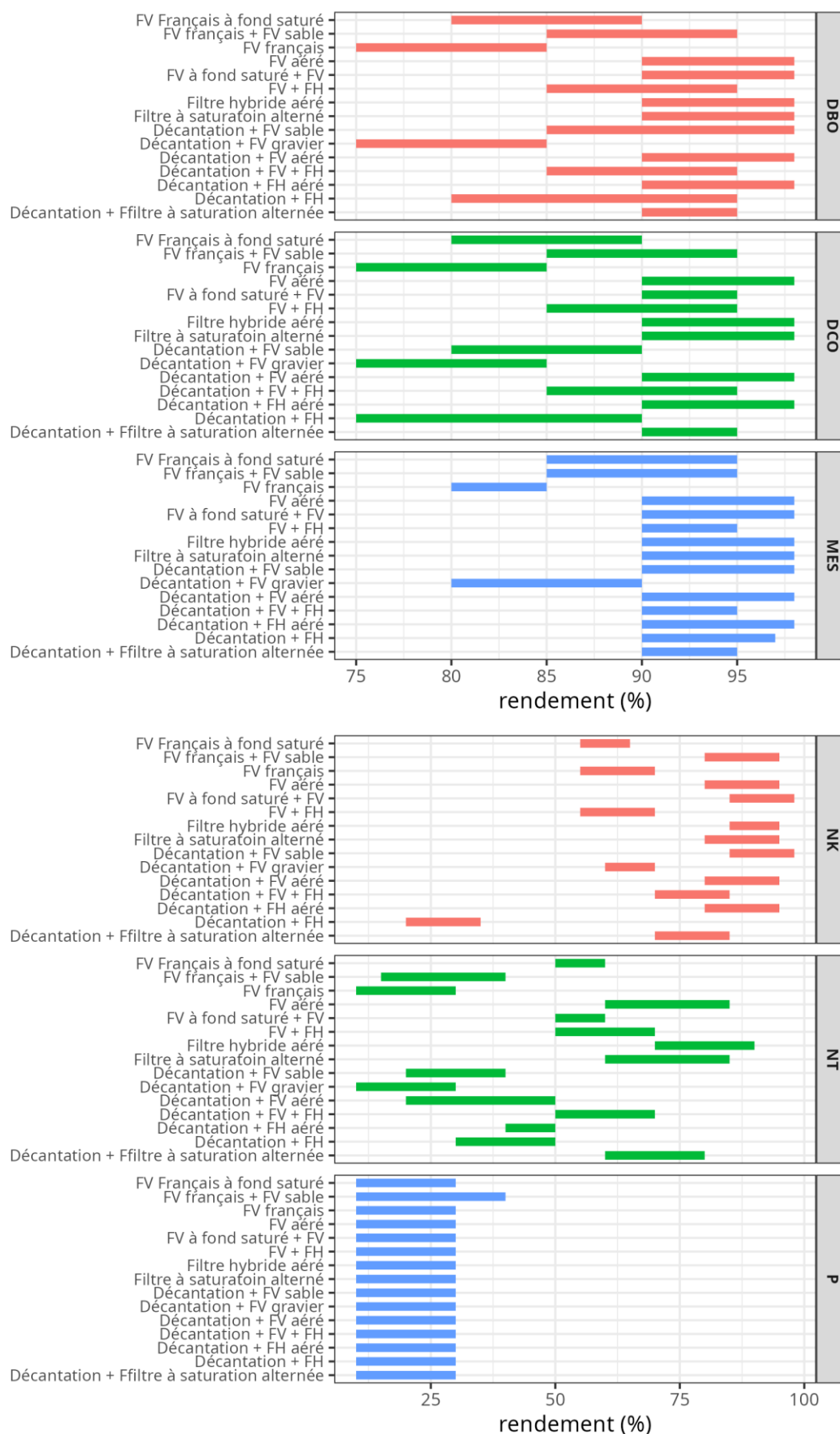


Figure 11 : performances atteignables, sur la base d'un retour d'expérience international, des différentes filières fondées sur la nature pour le traitement des eaux usées domestiques pour les paramètres globaux.

La plupart des filières ne permettent pas dans leur conception classique de traiter le phosphore. Pour cela, des solutions technologiques sont possibles, soit par l'usage de matériaux adsorbants validés, soit par l'adjonction d'une étape de précipitation physico-chimique (Besnault *et al.*, 2023).

Dans le cas d'un objectif de désinfection, les filières proposées permettent généralement des performances médiocres (Figure 12). Cependant certaines filières permettent un traitement de la fraction particulaire suffisamment élevé pour autoriser la mise en place d'une désinfection finale (UV, électro-oxydation ...). Cela est mentionné dans la Figure 12.

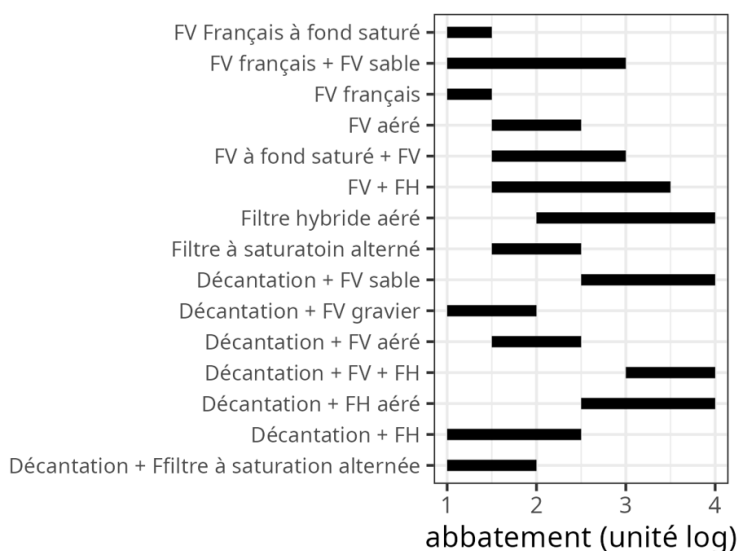


Figure 12 : performances de désinfection atteignables pour le paramètre *E. Coli*.

D'autres contraintes ou objectifs spécifiques peuvent être pris en compte pour présélectionner les filières à envisager. La Figure 13 présente l'aptitude ou non des filières présentées à répondre à différentes contraintes :

- L'aptitude des filières à accepter des surcharges hydrauliques (temps de pluie) ou organiques (variation de charge saisonnière). En ce qui concerne le temps de pluie, les filières comprenant une phase de décantation ou un filtre à écoulement horizontal ne peuvent accepter de surcharge hydrauliques et doivent par conséquent être dimensionnées sur la pointe hydraulique (surdimensionnement). Pour les surcharges organiques, les filières comprenant une phase de décantation primaire doivent être dimensionnées sur la pointe également.
- L'aptitude des filières à pouvoir mettre en œuvre une étape finale de désinfection performante. Il est ici regardé si les filières peuvent assurer une concentration en MES suffisamment faible pour garantir l'efficacité des équipements de désinfection.
- La propriété des filières à nécessiter obligatoirement de l'électricité pour fonctionner. Dans l'hypothèse où la topographie du terrain ne permet pas de fonctionner de manière gravitaire, des filières réputées comme « gravitaires » peuvent nécessiter de l'électricité également.
- La nécessité de devoir gérer des boues liquides comme le nécessitent toutes les filières mettant en œuvre une étape de décantation primaire.

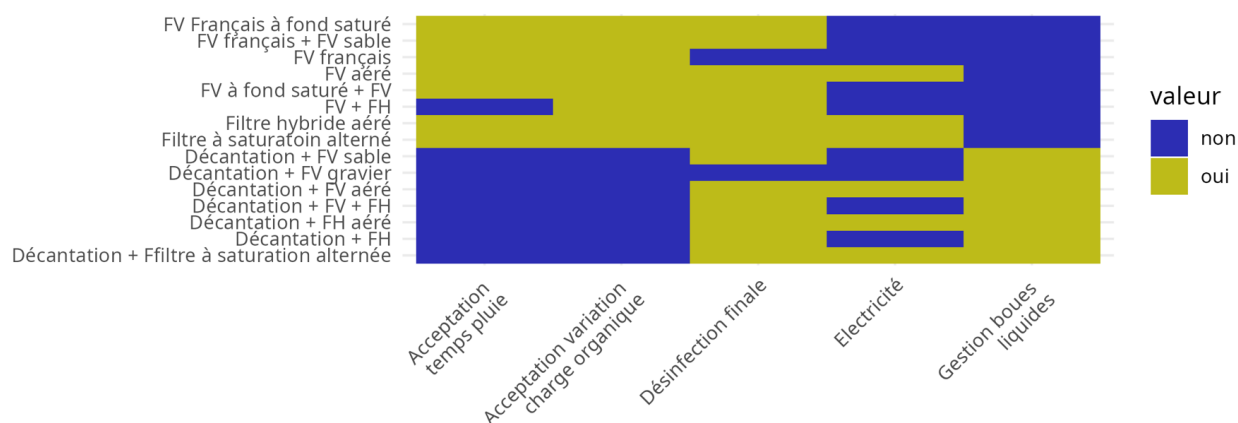


Figure 13 : capacité des filières à répondre à des contraintes ou objectifs spécifiques.

Enfin, un autre critère de poids, au regard de la surface disponible pour un projet donné, le foncier que requiert la mise en œuvre des filières peut conduire à en écarter d'office. La Figure 14 présente les ordres de grandeurs des surfaces nécessaires pour chacune des filières présentées. Selon le dimensionnement choisi et les contraintes locales, cette emprise peut varier.

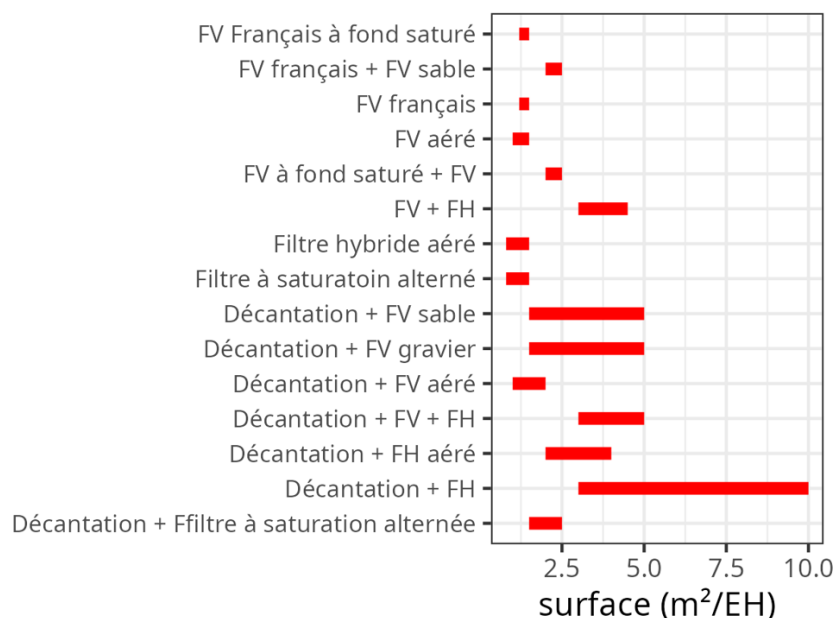


Figure 14 : emprise foncière des différentes filières de traitement des eaux usées domestiques.

Une fois les filières envisageables présélectionnées, la phase de dimensionnement peut être réalisée. Elle a pour objectif de définir les surfaces, volumes et types de matériaux de chaque étape de traitement. Plusieurs approches existent dans la littérature pour dimensionner les ouvrages de traitement. Wallace *et al.* (2026) proposent une méthodologie sur la base des connaissances actuelles pour des objectifs de dimensionnement (les modèles mécanistes ne sont pas proposés pour du dimensionnement car souvent trop complexes pour cet objectif). Deux approches distinctes sont proposées et représentées dans la Figure 15.

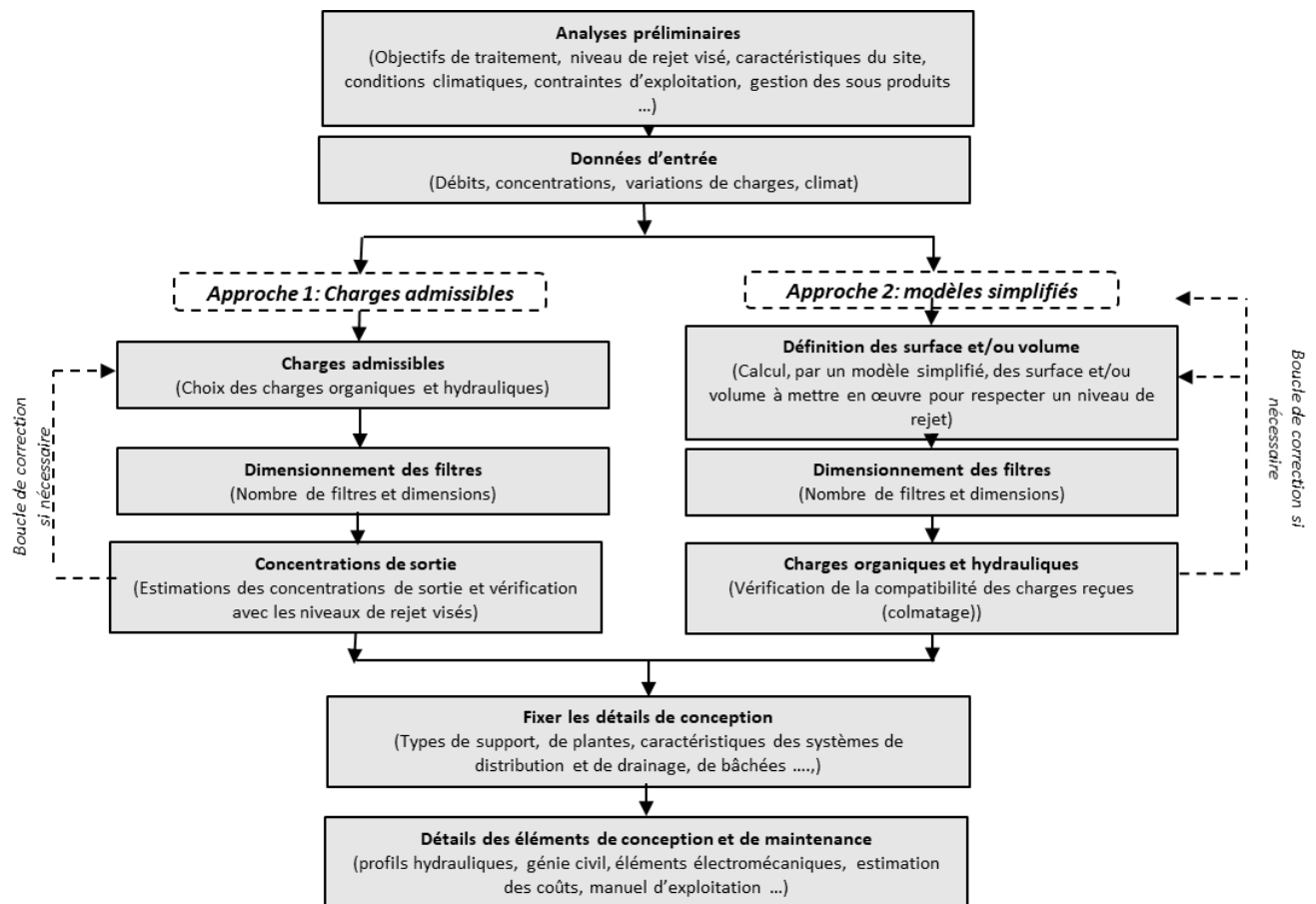


Figure 15 : logigramme de l'approche globale de dimensionnement des filières de traitement des eaux usées domestiques (adapté de Wallace *et al.*, 2026).

Bien que des modèles simplifiés existent pour des filtres à écoulement vertical librement drainés, que ce soit pour le traitement des eaux usées brutes (Legeai *et al.*, 2025) ou en traitement secondaire (Pucher *et al.*, 2019), leur dimensionnement se fait généralement sur la base de charges surfaciques admissibles. Pour les filtres saturés en eau, qu'ils soient passifs, à aération forcée ou à saturation alternée, des modèles simplifiés existent pour dimensionner les ouvrages. Wallace *et al.* (2026) abordent en détail les règles de dimensionnement de chacun des types de filtres.

La dernière étape, pour choisir la filière la plus adéquate pour un contexte donné, est de réaliser une comparaison multicritère des différentes options. En effet, le choix de la filière ne se résume pas uniquement à des questions économiques, mais différents critères doivent être pris en compte. Quatre grandes catégories peuvent être listées : technique, économique, environnemental et social.

- En ce qui concerne la partie technique, en plus du respect des niveaux de rejet, d'autres aspects peuvent être analysés comme la sécurité du dimensionnement (loin des charges limites ou largement en dessous des niveaux de rejet), la robustesse du système à l'acceptation de surcharges, son adéquation avec les compétences et l'organisation locale en terme d'exploitation (et par conséquent sa conception pour penser à faciliter et fiabiliser l'exploitation) ou bien encore sa durabilité ou son caractère évolutif.
- En terme économique, il s'agira, sur une durée minimale de 30 ans, de définir son coût d'investissement, d'exploitation et de maintenance.
- En terme environnemental, les aspects à analyser concernent aussi bien des questions de bruits, de potentielles conditions pour favoriser des vecteurs de maladies que d'impact

environnemental au sens large. Si l'analyse du cycle de vie est parfois difficile à réaliser avec précision par manque de données robustes, d'autres indicateurs simplifiés (empreinte eau, empreinte carbone ...) peuvent être réalisés.

- D'un point de vue social, et d'autant plus dans une approche décentralisée en milieu urbain, plusieurs aspects peuvent être pris en compte au regard de la proximité des ouvrages avec les citoyens. Ils peuvent être d'ordre sécuritaire (physique et sanitaire) que d'acceptation. Les impacts peuvent être négatifs (odeurs, bruits, risques sanitaires ...) et/ou positifs (verdissement des villes, lutte contre les îlots de chaleur, sensibilisation à l'environnement ...). Il est intéressant de faire une différenciation entre les citoyens qui vivent à proximité des ouvrages et les agents d'exploitation.

5.2 Eaux pluviales

La réduction des surverses de déversoirs d'orage passe obligatoirement par une réduction des volumes de pluie qui entrent dans les réseaux unitaires : c'est une priorité. Entre désimperméabilisation et déconnexion, cette dernière sera plus efficace quant à la réduction des volumes déversés dans la mesure où l'infrastructure mise en œuvre va collecter une surface imperméable plus grande que sa surface propre. La déconnexion des eaux pluviales est donc une priorité pour réduire les surverses de déversoirs d'orage.

A la différence des eaux usées domestiques, les eaux pluviales sont imprévisibles en intensité, durée et fréquence. Il est donc délicat de dimensionner des ouvrages de gestion sur la base d'un volume fixe. La méthodologie pour prioriser les efforts de déconnexion issue du projet TONIC (Lipeme *et al.*, 2026) permet, par sous-bassin versant, de déterminer les efforts de déconnexion à faire pour réduire les déversements sous un seuil visé. Les valeurs sont souvent exprimées en premiers mm de pluie à déconnecter ou en surface imperméable à déconnecter. Si ces données permettent d'avoir une indication de l'effort à réaliser, elles ne permettent pas de dimensionner un ouvrage d'infiltration des eaux pluviales. Le caractère stochastique des pluies nécessite une approche dynamique pour correctement dimensionner un ouvrage d'infiltration. De même, la valeur des premiers mm de pluie à déconnecter ne peut être généralisée à l'ensemble d'un territoire. Le climat et les caractéristiques d'un bassin versant (taux d'imperméabilisation, pentes...), par exemple, jouent sur l'impact des pluies et sur les déversements.

De plus, une des contraintes auxquelles les maîtres d'ouvrage doivent faire face est que les surfaces disponibles pour infiltrer les eaux pluviales sont dépendantes de nombreux facteurs urbanistiques : elles ne peuvent donc pas facilement s'adapter à un volume spécifique visé en termes de déconnexion. Pour mettre en œuvre un objectif planifié de déconnexion, les maîtres d'ouvrages peuvent avancer en plusieurs étapes, avant de dimensionner l'ouvrage d'infiltration (Figure 16).

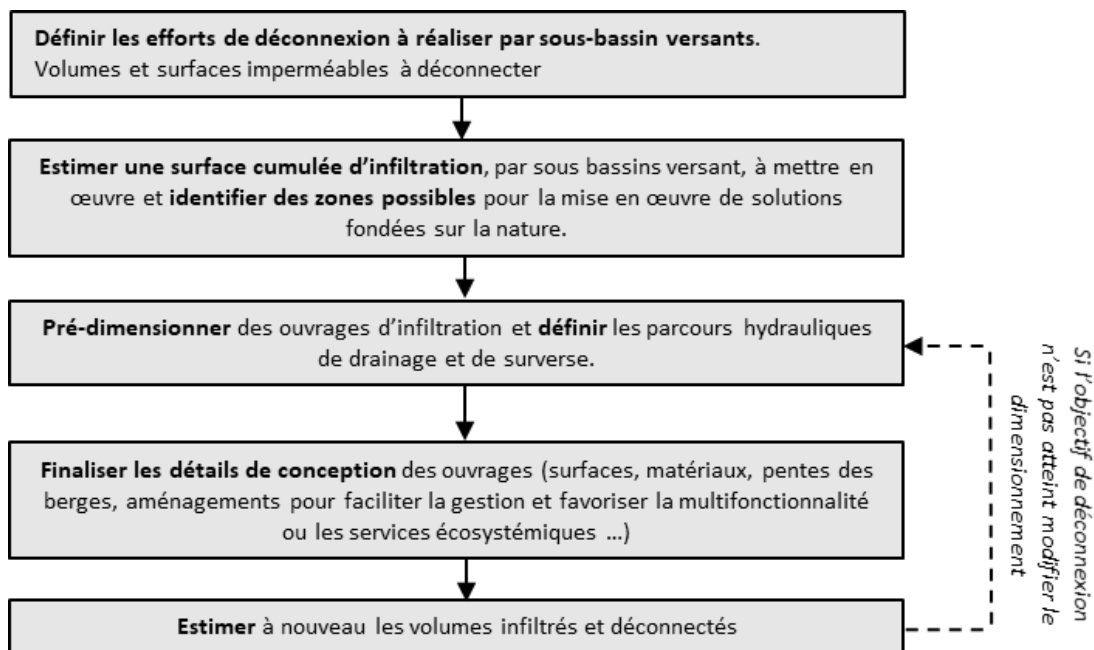


Figure 16 : étapes à suivre pour le dimensionnement des SfN pour l'infiltration des eaux pluviales.

La première étape vise à prioriser par sous-bassins versants les volumes à déconnecter pour limiter les déversements par temps de pluie. Cette priorisation se fait par la méthode développée dans le cadre du projet TONIC et présentée dans Lipeme *et al.* (2026). Une fois connus les volumes à déconnecter pour chaque bassin versant, plusieurs étapes peuvent être suivies pour déterminer un plan d'actions.

- Estimer une surface d'infiltration nécessaire pour chaque bassin versant.

Afin de déterminer l'ampleur des travaux à réaliser et les parcelles disponibles à trouver, une première approximation de la surface totale par bassins versants peut être calculée. A partir des volumes à déconnecter, ainsi qu'une estimation de la conductivité hydraulique du sol, une surface totale permettant d'infiltrer les eaux pluviales est calculée. Un choix sur la durée d'infiltration autorisée est pris, généralement comprise entre 24 et 48 h. Une fois cette surface totale déterminée, la recherche de parcelles disponibles, distribuées sur le bassin versant, peut être effectuée. L'objectif étant d'atteindre à minima la surface totale calculée.

- Pré-dimensionner les surfaces d'infiltration

Le dimensionnement des SfN vise à déterminer les surfaces, le type et la hauteur de substrat à mettre en œuvre ainsi que les hauteurs de stockage, des drains et de leur débit régulé si cela est choisi (Figure 17). Pour cela, un dimensionnement dynamique est nécessaire dans la mesure où l'enchaînement des pluies va avoir une incidence sur l'efficacité d'abattement des volumes.

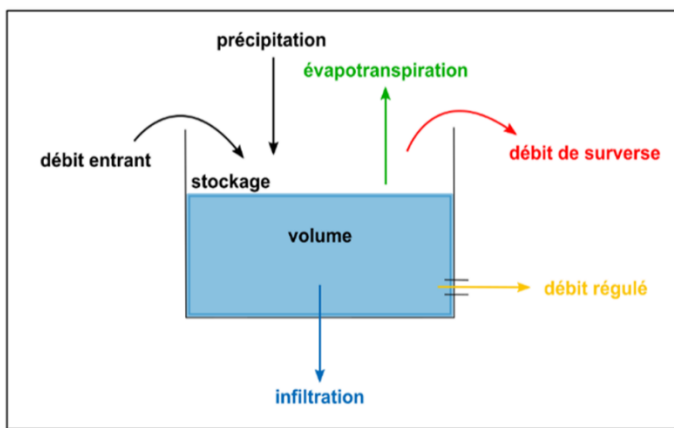


Figure 17 : représentation schématique des éléments de conception d'un système d'infiltration.

Pour cela, il est nécessaire de déterminer quelles seront les surfaces imperméables drainées par l'ouvrage. Une analyse locale est donc nécessaire pour décrire, *a priori*, les parcours hydrauliques des eaux pluviales en amont de la future zone d'infiltration (Figure 18). Cela permet de définir quelles sont les surfaces imperméables (voiries, toitures ...) qui seront connectées à l'ouvrage. L'objectif est de produire des chroniques de déversement sur la base de chroniques de pluies (passées et/ou futures) simulées sur ces surfaces imperméables. Ces chroniques de déversement permettront de réaliser un dimensionnement dynamique de l'ouvrage d'infiltration.

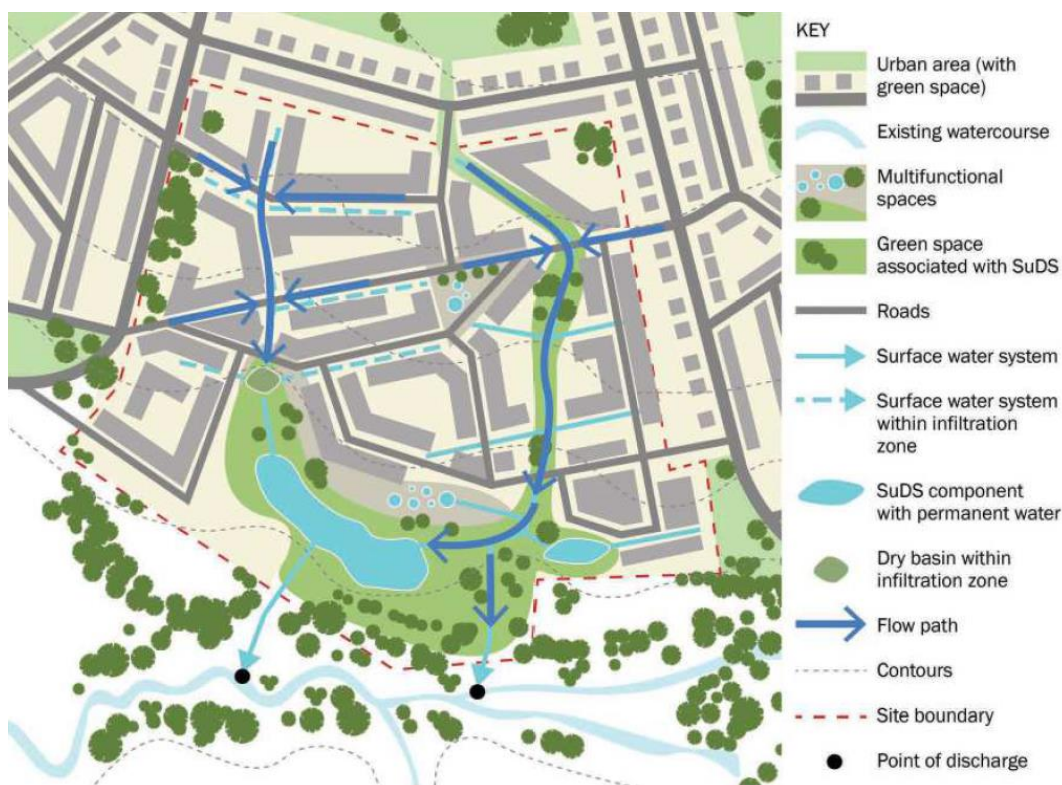


Figure 18 : parcours hydraulique des eaux pluviales drainées (Woods Ballard et al. 2016).

Dans la pratique, plusieurs outils numériques permettent de réaliser cela (SWMM, URBIS ...). Ils permettent notamment de pouvoir évaluer l'abattement des volumes de pluie et les temps en eau des ouvrages pour différents dimensionnements. Par exemple, pour le cas de pluviométries lyonnaises, la Figure 19 réalisée avec URBIS indique les abattements en fonction d'un ratio de surface d'infiltration/surface imperméable (Figure 19 gauche) et de temps en eau de l'ouvrage (Figure 19 droite). Ces abaques permettent, de manière dynamique, de définir une surface et une

conception d'ouvrage (hauteur de stockage, épaisseur des matériaux ...) pour infiltrer un volume d'eau pluviale en fonction d'une perméabilité du sol.

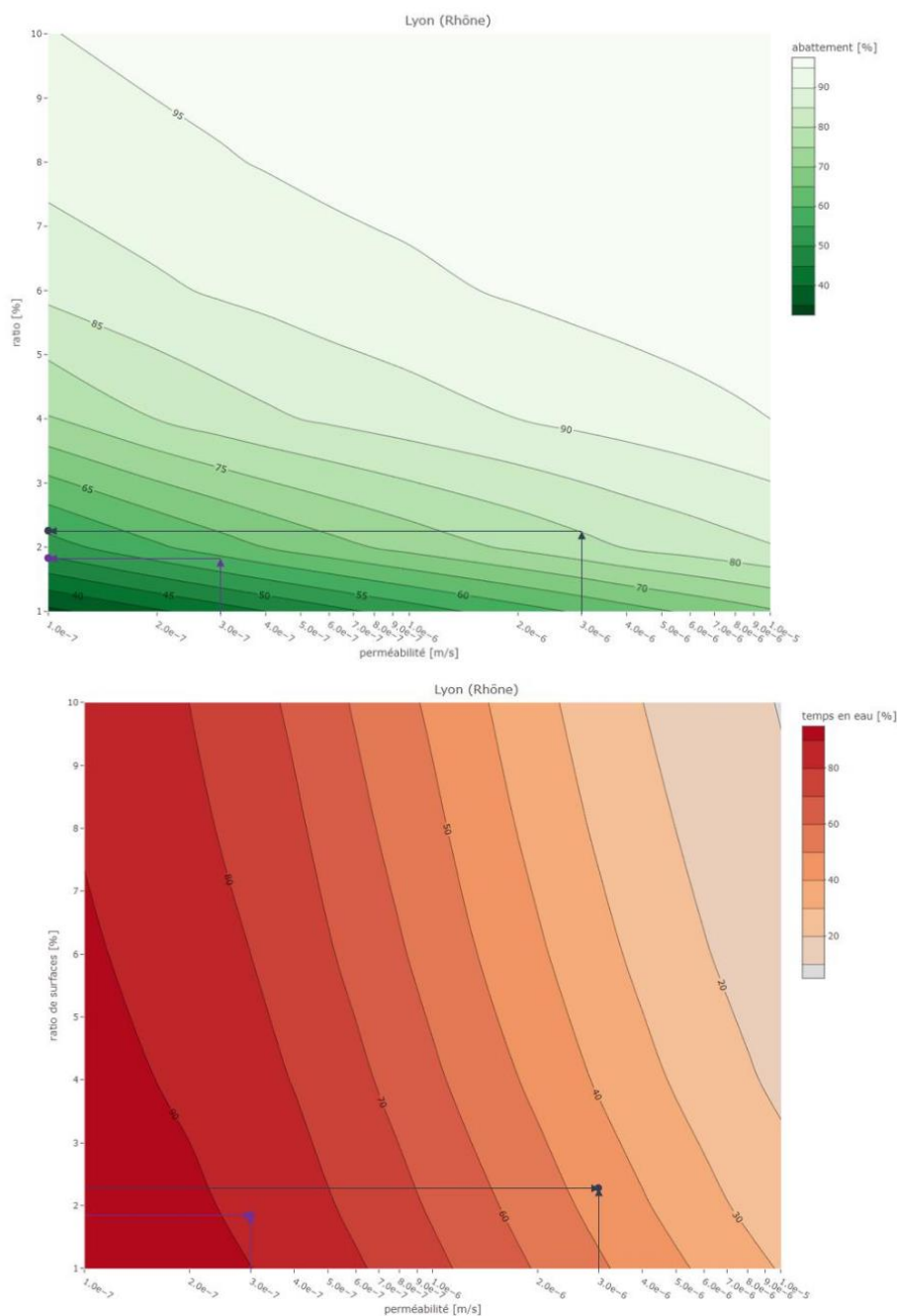


Figure 19 : abaques de % d'abattement des pluies pour différents ratio S_{inf}/S_{imp} et perméabilités du sol (gauche) et de temps en eau de l'ouvrage (droite) pour un climat lyonnais. Réalisé avec URBIS. (Farveau et al., 2024).

- Finaliser les éléments de conception de l'ouvrage.

Une fois les dimensions de l'ouvrage d'infiltration définies, il est nécessaire de prévoir les infrastructures annexes qui permettent de guider les eaux en amont et en aval de l'ouvrage, les mesures de sécurité et de fiabilisation de la maintenance du site, ainsi que les infrastructures nécessaires à l'obtention d'objectifs annexes comme la multifonctionnalité ou favoriser la biodiversité par exemple. Cela peut conduire à modifier certaines géométries de l'ouvrage voire la création de zones connexes qui vont avoir un impact sur le transfert de l'eau et l'infiltration. Par exemple, la mise en œuvre de noues pour convoyer les eaux vers la parcelle d'infiltration va accroître la surface utile à l'infiltration voir au stockage.

- Définir à nouveau les volumes déconnectés

Ces modifications peuvent être prises en compte pour recalculer et affiner les volumes déconnectés et, par conséquent, ceux qui restent connectés au réseau.

5.3 Surverses de déversoirs d'orage

Les débits et les concentrations de polluants des surverses de déversoirs d'orage sont fortement influencés par des facteurs tels que le climat, les variations saisonnières, les caractéristiques du bassin versant et le développement urbain. Par conséquent, on observe une grande variabilité tant au niveau des débits que des volumes, notamment en termes de durée, d'intensité et de fréquence (Barbosa *et al.*, 2012). La dépendance aux conditions climatiques pose des défis dans la conception des systèmes de gestion des eaux pluviales, car les débits et les charges polluantes nécessitant un traitement sont intrinsèquement aléatoires. Le recours à des paramètres de conception statiques, dérivés des charges de surface quotidiennes ou annuelles, complique la garantie du respect des normes spécifiques en matière de rejets et introduit un degré élevé d'incertitude. Par conséquent, la mise en œuvre de méthodologies de conception tenant compte des conditions dynamiques (dimensionnement dynamique) est nécessaire, bien que ces approches soient plus complexes à mettre en œuvre. Cette section vise à proposer une méthodologie dans un objectif de respecter un niveau de rejet imposé, tel que cela est réglementairement demandé pour les surverses de déversoirs d'orage. Cette méthodologie est résumée sur la Figure 20. Elle est utilisable pour du traitement d'eaux pluviales strictes également.

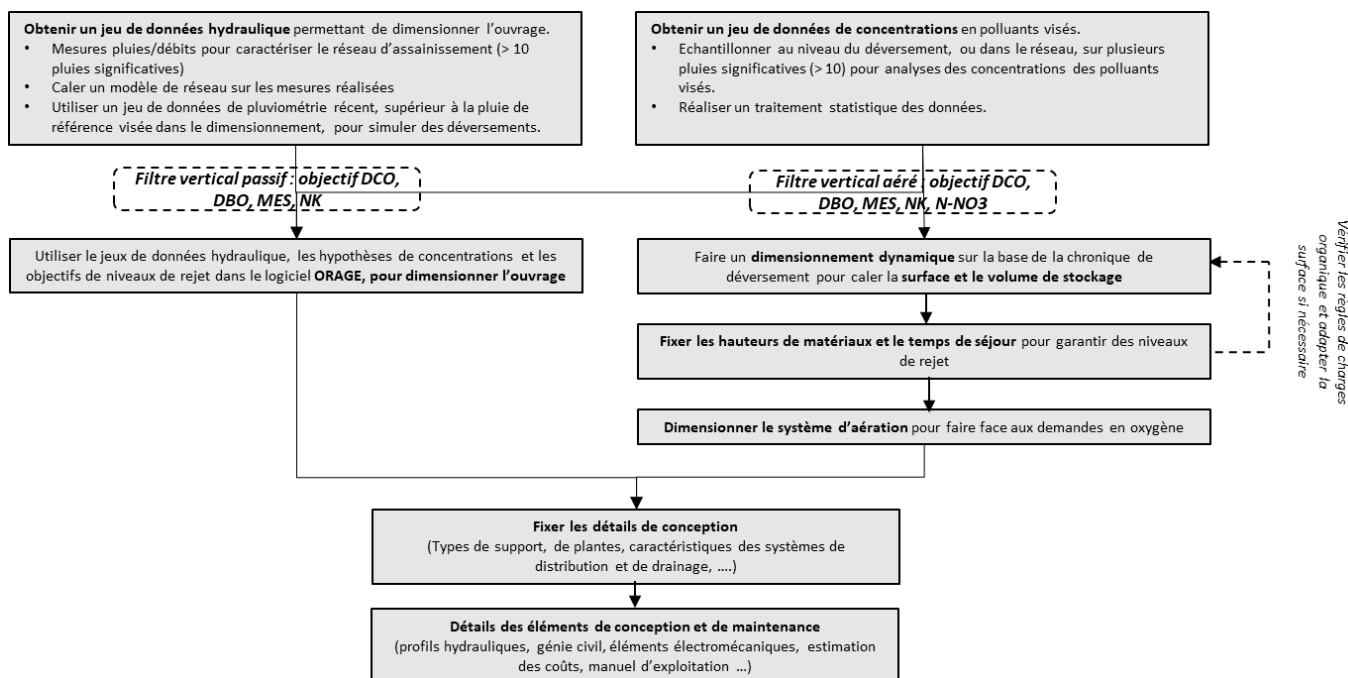


Figure 20 : étapes à suivre pour le dimensionnement des Sfn pour le traitement des surverses de déversoirs d'orage.

5.3.1 Acquisition des données d'entrée

Le jeu de données, c'est-à-dire les chroniques de déversement utilisées, est de première importance pour définir un dimensionnement pertinent. Dans la mesure où des

surdimensionnements comme des sous-dimensionnements peuvent conduire à des dysfonctionnements des ouvrages et/ou des non-conformités du niveau de rejet, la qualité des données utilisées pour le dimensionnement doit être la meilleure possible. Il s'agit donc de la première étape avant de dimensionner un ouvrage. Le jeu de données à acquérir ou à modéliser, sur un pas de temps fixe et relativement fin (inférieur au quart d'heure), est généralement d'une durée d'au moins un an et, dans tous les cas, supérieure à la période de retour ciblée pour la pluie de dimensionnement. Cela concerne :

- Les volumes déversés à chaque pas de temps.
- Les concentrations en DCO, MES, N-NH_4^+ et N-NO_3^- (les seuls polluants visés actuellement par ces ouvrages).

L'élaboration d'une chronique de déversements peut être réalisée à partir d'une modélisation simplifiée du réseau. Pour cela, le modèle doit être calé sur un minimum de pluies significatives afin d'être pertinent. Concrètement, il s'agira de réaliser des mesures de débit au niveau de la structure de trop-plein ou à l'intérieur du réseau, ainsi que des mesures pluviométriques, afin d'ajuster un modèle de réseau pouvant être utilisé en toute confiance pour simuler des séries de débordements à long terme. Dans la pratique, cela implique de mesurer plus de 10 événements pluvieux importants sur plusieurs saisons. Le modèle devra être capable de reproduire les rejets par temps de pluie, sur la base des mesures de précipitations/débit effectuées. Il existe sur le marché un certain nombre de logiciels capables de simuler l'hydraulique des réseaux. Ce modèle sera alors utilisé pour produire une chronique de déversements sur la base d'une pluviométrie locale et récente. Afin de tenir compte de l'impact du réchauffement climatique, des précipitations futures peuvent également être utilisées.

En ce qui concerne les concentrations en polluants, leur simulation par les modèles de réseau est plus délicate. Il est cependant nécessaire d'avoir une information la plus précise possible pour juger des variations des concentrations que l'on pourra rencontrer sur les déversements. Pour cela, des échantillonnages dans le réseau pour différents événements pluvieux sont nécessaires pour essayer de déterminer l'ampleur des variations de concentration en fonction des débits. Il est généralement difficile d'établir des corrélations entre les concentrations et les débits. Au mieux, il sera possible d'établir des tendances qui permettront de formuler des hypothèses sur les concentrations à tester pour le dimensionnement. Les polluants suivants peuvent être surveillés : DCO, MES, DBO_5 et NTK. Il est possible de surveiller d'autres polluants, mais ceux-ci ne sont souvent pas pris en compte dans la conception du filtre.

Sur la base du jeu de données fourni, le logiciel ORAGE réalise ou compile une chronique de pluies d'un an, la plus contraignante pour le fonctionnement de l'ouvrage. Le logiciel sélectionne la période d'un an générant le plus de volume de déversement, à laquelle il ajoute les 5 jours consécutifs les plus chargés en azote ammoniacal, ainsi que la période sèche la plus longue. Ce nouveau jeu de données sera celui pris en compte pour la simulation des processus.

Des données supplémentaires sont nécessaires pour la conception des filtres. Cela concerne les aspects contextuels du site, notamment :

- Les objectifs de niveau de rejet fixés par les autorités locales.
- La période de retour des précipitations pour laquelle le dimensionnement est prévu.
- La superficie disponible et les contraintes géotechniques du sol.

5.3.2 Dimensionnement du filtre

La première étape concerne le choix de la filière de traitement (cf. Figure 20). Il s'agira de choisir entre des filières qui peuvent fonctionner sans énergie ou non, si l'on souhaite gérer des boues liquides issues d'une étape de décantation primaire ou non, et enfin s'il on souhaite un tampon hydraulique pour les eaux en excès non traitées ou bien encore favoriser des zones refuges pour la biodiversité (de type lagune à macrophytes par exemple). Les étapes préliminaires avant l'ouvrage de filtre doivent donc être pris en compte pour adapter la dynamique des déversements arrivant sur le filtre (hydraulique) voire les concentrations d'entrée du filtre si une étape de décantation est prévue.

De même, une contrainte de rejet sur l'azote total interdira l'usage de filières passives mono étage. Dans ce cas-là, une filière basée sur un filtre avec aération forcée sera nécessaire. Si le niveau de rejet demandé sur l'azote total est inférieur à 15 mg N/L, il ne sera pas évident, même avec une filière intensifiée, de respecter en toutes circonstance ce niveau. Cela dépendra des concentrations d'entrée.

Le dimensionnement des filtres à écoulement vertical se fait de manière différenciée selon l'usage de filtre passif ou intensifié.

Dans le cas de la filière passive, le dimensionnement se fait conjointement entre hydraulique et performances de traitement. Pour cela, le logiciel ORAGE (logiciel gratuit réalisé par INRAE - <https://www.epnac.fr/pluvial2>) permet, sur la base des chroniques de déversements et d'hypothèses de concentrations, de déterminer plusieurs configurations possibles de surface, type et profondeurs de matériaux ainsi que de volume de stockage. Il détermine le niveau de rejet avec concentrations moyennes et écart types (N-NH_4^+ , DCO, MES, N-NO_3) et les charges hydrauliques reçues pour différentes conceptions. Cela permet à l'utilisateur de choisir la configuration qui s'adapte le mieux aux différentes contraintes du projet.

Dans le cas d'un filtre à écoulement vertical avec aération forcée, le dimensionnement est réalisé en plusieurs étapes. Le dimensionnement de la surface filtrante et du volume de stockage est une étape itérative qui doit être réalisée en premier lieu. Une simulation dynamique doit être effectuée sur un intervalle de temps court (généralement quelques minutes, en accord avec l'intervalle de temps des précipitations utilisées pour simuler les débordements) afin de calculer le bilan hydrique entre les volumes entrant dans le système, les flux drainés et le volume stocké dans et sur le filtre. Cette approche ne tient pas compte de l'évapotranspiration, car celle-ci est considérée comme négligeable. Le bilan hydrique à chaque étape temporelle est basé sur la série de données de déversements issus de la simulation du réseau et sur le débit sortant du filtre. La différence entre ces deux ensembles de données permet de calculer l'eau stockée dans l'installation de traitement et, par extension, l'eau qui s'est accumulée au-dessus du filtre. Le calcul des débits régulés de sortie est basé sur la relation entre la différence de hauteur d'accumulation à chaque étape temporelle et la hauteur de l'orifice de sortie. Le diamètre de l'orifice de sortie est également un facteur pris en compte dans le calcul. Pour cela, l'équation de continuité et la formule de Torricelli peuvent être appliquées pour estimer la perte de charge.

Quelques règles de bon fonctionnement sont à prendre en compte dans le dimensionnement :

- La charge hydraulique annuelle est comprise entre 15 et 100 m/an.
- La hauteur maximale d'accumulation est limitée à 2 mètres.
- Le taux de drainage du filtre est compris entre 0,01 et 0,05 litre par mètre carré de filtre et par seconde.
- L'événement est drainé dans les 48 heures.

- Le filtre ne reçoit pas plus de 15 kg MES/m²/an pour éviter un colmatage.

Pour la garantie des performances, l'usage de modèle NKC* (Tableau 6) peuvent permettre de fixer les temps de séjour et donc les hauteurs des matériaux et vitesses de drainage. Si les retours d'expérience en conditions réelles sont encore légers, certaines études (Portela *et al.*, 2024 ; Bresciani *et al.*, 2024) montrent que les performances poussées sont atteintes (traitement complet de la DBO₅, DCO, MES et NTK et évitement de pic de nitrates en sortie) avec certaines configurations de filtre. Le Tableau 8 indique les types de matériaux et hauteurs de couches pour des performances optimums.

Tableau 8 : granulométrie et hauteurs de couches recommandées dans les filtres à écoulement vertical avec aération forcée pour le traitement des surverses de DO.

	Granulométrie (mm)	Profondeur (cm)
Couche non saturée de surface	2 à 6	20 à 40
Couche saturée	10 à 20	80 à 150

La dernière étape concerne le dimensionnement du système d'aération. L'objectif est d'assurer un apport suffisant en oxygène pour oxyder les matières organiques et garantir la nitrification pendant les alimentations. La méthodologie pour dimensionner des systèmes d'aération pour les des filtres plantés de végétaux est largement détaillée dans Wallace *et al.* (2026).

6 Conclusions

La gestion décentralisée des eaux urbaines par des solutions fondées sur la nature, au-delà des potentiels gains économiques, de résilience des systèmes d'assainissement et des opportunités de réutilisation et de transformation des villes nécessite une analyse multicritères des nombreux scénarios envisageables. Le nombres de filières de gestion et de traitement des différents types d'eau est conséquent et leur dimensionnement doit prendre en compte de nombreux facteurs, aussi bien techniques, climatiques que liés au contexte local. Ce document présente une méthodologie pour aider au choix des technologies et chaînes de traitement à mettre en place que ce soit pour une gestion à la source des eaux pluviales, priorité pour réduire les déversements par temps de pluie, que la déconnexion des eaux usées ou le traitement des surverses de déversoirs d'orage. Pour chaque type d'eau, une méthodologie est présentée et les manières d'aborder leur dimensionnement documenté.

Au regard des différents objectifs possibles (niveau de traitement, suppression des déversements par temps de pluie, services écosystémiques ...) le choix de la filière comme les scénarios de gestion à l'échelle d'un territoire, nécessitent une comparaison multicritère pouvant être complexe et fastidieuse à élaborer. Si ce rapport présente les méthodes et les outils potentiels pour y parvenir, aucun outil à l'heure actuel ne permet à l'échelle d'un territoire d'explorer et de comparer différents scénarios en allant jusqu'à un prédimensionnement des ouvrages. Les méthodologies présentées ici, ainsi que dans la méthodologie de stratégie de déconnexion des eaux issue du projet TONIC (Lipeme *et al.*, 2026), sont en phase d'intégration dans un outil SIG qui vise à questionner les différents schémas possibles de gestion des eaux urbaines (eaux usées et eaux pluviales) sur un territoire (degré de centralisation/décentralisation) pour leur permettre d'être plus résilient face au changement global et favoriser le développement des solutions fondées sur la nature. Cet outil décisionnel, l'outil ELAN - <https://elan-gis.org>, s'attache à optimiser et pré-

dimensionner des systèmes d'assainissement (réseaux et système de traitement et de valorisation) et d'en évaluer différents critères permettant de comparer différents scénarios. Il devrait à ce titre permettre de faciliter la prise de décision par les maitres d'ouvrages au regard des priorités d'objectifs visés.

7 Références

- Amaral, R., Ferreira, F., Galvao, A., Matos, J.S., (2013). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment in a Mediterranean country, Portugal. *Water Sci. Technol.* 67 (12), 2739–2745. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.180>
- Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., David, L.M. (2012). Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Res.* 46, 6787–6798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- Barraud, S., Perrodin, Y., Delolme, C., Winiarski, T., Bedell, J. P., Gibert, J., ... & Desjardins, V. (2006). Guide technique: Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain.
- Becouze-Lareure, C., Dembélé, A., Coquery, M., Cren-Olivé, C., & Bertrand-Krajewski, J. L. (2019). Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. *Science of The Total Environment*, 651, 1810-1818.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Sandoval, S., Beauvisage, L., Slaoui, H. B., Houssin, E. et al. (2019) Rapport final du projet URBIS. [hal-04957709](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-04957709)
- Besnault S., Seranne L., Prost-Boucle S. (2023) Déphosphatation physico-chimique dans les stations d'épuration des petites collectivités. Document EPNAC - www.epnac.fr
- Blöschl, G., Hall, J., Viglione, A., Perdigão, R. A., Parajka, J., Merz, B., ... & Boháč, M. (2019). Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature*, 1-4.
- Bresciani R., Sarti C., Rizzo A., Lasio F., Masi F. (2023) First monitoring results of aerated wetland for combined sewer overflow upstream the WWTP of Merone (IT). WETPOL 2023, Bruges, Belgium.
- Bresciani R., Sarti C., Rizzo A., Lasio F., Masi F. (2024) Aerated wetland for combined sewer overflow upstream the WWTP: results from 2 years of monitoring at Merone (IT). 18th international conference on wetlands systems for water pollution control. Nov 24th-29th – Martinique, France.
- Castellar, J.A.C., Popartan, L.A., Pueyo-Ros, J., Atanasova, N., Langergraber, G., Säumel, I., Corominas, L., Comas, J., Acuña, V. (2021) Nature-based solutions in the urban context : terminology, classification and scoring for urban challenges and ecosystem services. *Science of The Total Environment* 779. [10.1016/j.scitotenv.2021.146](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146)
- Chocat, B., Ashley, R., Marsalek, J., Matos, M. R., Rauch, W., Schilling, W., & Urbonas, B. (2007). Toward the Sustainable Management of Urban Storm-Water. *Indoor and Built Environment*, 16(3), 273–285. <https://doi.org/10.1177/1420326X07078854>
- Chocat, B., Cherqui, F., Afrit, B., Barjot, G., Boumahdi, M., Breil, P., Brelot, E., Celerier, J.-L., Chebbo, G., De Gouvello, B., Deutsch, J.-C., Gachelin, C., Gromaire, M.-C., Herin, J.-J., Jairy, A., Maytraud, T., Paupardin, J., Pierlot, D., Rodriguez, F., ... Wery, C. (2022). Contribution à une meilleure explicitation du vocabulaire dans le domaine des solutions dites « alternatives » de gestion des eaux pluviales urbaines : Contribution to a better understanding of the terminology in the field of sustainable solutions for urban stormwater management. *Techniques Sciences Méthodes*, 5(5), 103-119. <https://doi.org/10.36904/tsm/202205103>

Dierkes, C., Lucke, T., & Helmreich, B. (2015). General technical approvals for decentralised sustainable urban drainage systems (SUDS)—The current situation in Germany. *Sustainability*, 7(3), 3031-3051.

Eggiman S., Truffer B., Feldmann U., Maurer M. (2018) Screening European market potential for modular wastewater treatment systems – an inroad to sustainability transitions in urban water management? . *Land Use Policy* 78:711-725.

Eggiman S., Truffer B., Maurer M. (2015) To connect or not to connect? Modelling the optimal degree centralization for wastewater infrastructure. *Water Research* 84:218-231

Elkhadrawi, M., Ng, C., Bain, D.J., Sargent, E.E., Stearsman, E.V., Gray, K.A., Akcakaya, M., 2024. Novel physics informed-neural networks for estimation of hydraulic conductivity of green infrastructure as a performance metric by solving Richards–Richardson PDE. *Neural Comput & Applic* 36, 5555–5569. <https://doi.org/10.1007/s00521-023-09378-z>

European commission (2015) Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on ‘Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities’. ISBN 978-92-79-46051-7

Fang, H., Jamali, B., Deletic, A., Zhang, K., 2021. Machine learning approaches for predicting the performance of stormwater biofilters in heavy metal removal and risk mitigation. *Water Res.* 200. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117273>

Green, W.H., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Physics. *The Journal of Agricultural Science* 4, 1–24. <https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>

Guillaume-Ruty, S.H.Y., Pueyo-Ros, J., Comas, J., Forquet, N., 2024. A validation workflow for treatment wetland performance data. *Water Science and Technology* 90, 598–620. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.182>

Hillel, D. 1971. *Soil and Water: Physical Principles and Processes*, 1971. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-348550-2.X5001-8>

Horton, R.E., 1941. An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity. *Soil Science Society of America Journal* 5, 399–417. <https://doi.org/10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075x>

Langergraber, G., Šimůnek, J., 2012. Reactive Transport Modeling of Subsurface Flow Constructed Wetlands Using the HYDRUS Wetland Module. *Vadose Zone Journal* 11, vzj2011.0104. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0104>

Leguai Z., Molle P., Tonda A., Forquet N. (2025) Regression-Based Design Optimization of French Treatment Wetlands. *Water Science and Technology* in press <https://doi.org/10.2166/wst.2025.071>

Lipeme et al., (2026) Réduction des déversements des réseaux unitaires : Stratégies de déconnexion, scénarios d'aménagement et résilience climatique. Livrable du projet TONIC.

Lipperera M.C., Khurelbaatar G., Despot D., Lipeme Kouyi G., Rizzo A., Friesen J. (2025) Spatial-economic scenarios to increase resilience to urban flooding. *Water Research X* Volume 26, 1 January 2025, 100284 <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100284>

- Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., Conte, G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecol. Eng.* 98, 427–438. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.043>
- Masi, F., Rizzo, A., Regelsberger, M. (2018). The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented and ecosystem services paradigm. In *Journal of Environmental Management*. 216, pp 275-284
- MKULNV, (2015). Retentionsbodenfilter. Handbuch für Planung, Bau und Betrieb. Retention Soil Filter-Planning, Construction, and Operation Manual. Ministry of Environment, Agriculture, Conservation and Consumer Protection of the State of North Rhine-Westphalia. (in German). https://igsvtu.lanuv.nrw.de/vtu/doc.app?DATEI=7/dokus/74118.pdf&USER_ID=597
- Meyer, D., Molle, P., Esser, D., Troesch, S., Masi, F., Dittmer, U., (2013). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment—Comparison of German, French and Italian approaches. *Water* 5(1), 1-12. <https://doi.org/10.3390/w5010001>
- Meyer, D., Dittmer, U., (2015). RSF_Sim – A simulation tool to support the design of constructed wetlands for combined sewer overflow treatment. *Ecological Engineering, Special Issue: 5th international Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control* 80, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.032>
- Molle P., Fournel J., Meyer D., Troesh S., Clément F., Brelot E., Bacot L., Guillermand S., De Brito C., Toussaint J.Y., Vareilles S., Ah Leung S., Lipeme Kouyi G., Chocat B., Esser d. (2013) Management and treatment of urban stormwater by vertical flow treatment wetlands - SEGTEUP project. In French: Gestion et traitement des eaux urbaines de temps de pluie par FPR - Projet SEGTEUP. <https://www.epnac.fr/pluvial2>
- Montoya-Coronado V.A., Tedoldi D., Castebrunet H., Molle P., Lipeme Kouyi G., (2024) Data-driven methodological approach for modeling rainfall-induced infiltration effects on combined sewer overflow in urban catchments. *Journal of Hydrology* (632). <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130834>
- Nguyen, X.C., Nguyen, T.T.H., Le, Q.V., Le, P.C., Srivastav, A.L., Pham, Q.B., Nguyen, P.M., La, D.D., Rene, E.R., Ngo, H.H., Chang, S.W., Nguyen, D.D., 2022. Developing a new approach for design support of subsurface constructed wetland using machine learning algorithms. *Journal of Environmental Management* 301, 113868. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113868>
- Pálffy, T.G., Gerodolle, M., Gourdon, R., Meyer, D., Troesch, S., Molle, P. (2017) Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Sci. Technol.* 75 (11), 2586–2597. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.126>
- Pálffy, T.G., Meyer, D., Troesch, S., Gourdon, R., Olivier, L., Molle, P., 2018. A single-output model for the dynamic design of constructed wetlands treating combined sewer overflow. *Environmental Modelling & Software* 102, 49–72. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.023>
- Philip, J.R., 1969. Theory of Infiltration, in: Chow, V.T. (Ed.), *Advances in Hydrosience*. Elsevier, pp. 215–296. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4831-9936-8.50010-6>
- Pickett, S., Cadenasso, M.L., McGrath, B. (2013) *Resilience in ecology and urban drainage. Linking theory and practice for sustainable cities*. Springer ed. ISBN 978-94-007-5341-9

- Pisoeiro, J., Galvão, A., Ferreira, F., Matos, J., (2016) Potential for CSO treatment with horizontal flow constructed wetlands: influence of hydraulic load, plant presence and loading frequency. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (20), 20591–20599. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7212-1>
- Portela D., Tondera K., Troesch S., Molle P. (2024) Impact of forced aeration on vertical flow treatment wetland performances for Combined Sewer Overflow. *Ecological Engineering* 208 (2024) 107359. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107359>
- Pueyo-Ros, J., Riva, M., Gonzalvo-Henry, G., Guillaume-Ruty, S., Comas, J., 2025. Knowledge base dataset on nature-based solutions for wastewater treatment and stormwater management. *Data in Brief* 60, 111469. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2025.111469>
- Pucher B., Langergraber G. (2019) Influence of design parameters on the treatment performance of VF wetlands - a simulation study. *Water Science and Technology* 80(2):265–273. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.268>.
- Rizzo, A., Tondera, K., Pálfi, T.G., Dittmer, U., Meyer, D., Schreiber, C., Zacharias, N., Ruppelt, J.P., Esser, D., Molle, P., Troesch, S., Masi, F., (2020). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: A state-of-the-art review. *Science of The Total Environment* 727, 138618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138618>
- Sebastian, C., Becouze-Lareure, C., Kouyi, G. L., & Barraud, S. (2015). Event-based quantification of emerging pollutant removal for an open stormwater retention basin—Loads, efficiency and importance of uncertainties. *Water research*, 72, 239-250.
- Suarez P. and Puertas J. (2005). Determination of COD, BOD, and suspended solids loads during combined sewer overflow (CSO) events in some combined catchments in Spain. *Ecological Engineering*, 24 : 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.005>
- Tao, W., Bays, J.S., Meyer, D., Smardon, R.C., Levy, Z.F., (2014). Constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow in the US: a review of design challenges and application status. *Water* 6 (11), 3362–3385. <https://doi.org/10.3390/w6113362>
- Tedoldi, D., Kim, B., Sandoval, S., Forquet, N., Tassin, B., 2025. Common mistakes and solutions for a better use of correlation- and regression-based approaches in environmental sciences. *Environmental Modelling & Software* 106526. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2025.106526>
- Tondera, K., Blecken G., Chazarenc F., Tanner C. (2018) *Ecotechnologies for the Treatment of Variable Stormwater and Wastewater Flows*. Springer Briefs in Water Science and Technology. DOI: 10.1007/978-3-319-70013-7
- Turco, M., Brusco, A.C., Brunetti, G., Piro, P., 2025. Coupling Hydrus-1d and Epa Swmm to Assess the Multiscale Hydrological Benefits of a Green Infrastructure. *Water Resour Manage.* <https://doi.org/10.1007/s11269-025-04340-1>
- Von Sperling, M., 1999. A critical analysis of classical design equations for waste stabilization lagoons and other wastewater treatment systems. *Water Environ. Res.* 71, 1240–1243. <https://doi.org/10.2175/106143096X122393>
- von Sperling, M., Wallace, S.D., Nivala, J., 2023. Representing performance of horizontal flow treatment wetlands: The Tanks In Series (TIS) and the Plug Flow with Dispersion (PFD) approaches and their application to design. *Science of The Total Environment* 859, 160259. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160259>

Uhl M, Dittmer U (2005): Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany. Wat Sci Tech 51(9): 23-30. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0280>

UN-Water (2018) The United Nations Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, France.

Wallace S., Nivala J., Langergraber G., Molle P., Von Sperling M., Weber K. (2026) Treatment wetlands : processes, design and operation. CRC press (bientôt disponible en open access)

Woods Ballard, B., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R., & Kellagher, R. (2015). *The SuDs Manual* (p. 964).