

Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique

6. Traitement par infiltration des eaux – Préliminaire

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des eaux usées municipales (DEUM) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp
Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023
Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

Table des matières

| | |
|---|--------------|
| Liste des tableaux | 6-v |
| Liste des figures | 6-vi |
| Remerciements | 6-vii |
| 6. Traitement par infiltration des eaux | 6-1 |
| 6.1 Évaluation du site et du terrain naturel | 6-1 |
| 6.1.1 Caractérisation du site et cartographie | 6-2 |
| 6.1.2 Caractérisation du sol | 6-3 |
| 6.1.3 Niveau de la nappe phréatique et gradient hydraulique | 6-13 |
| 6.1.4 Remontée de la nappe | 6-14 |
| 6.2 Protection des eaux souterraines et de surface | 6-19 |
| 6.2.1 Épaisseur minimale de sol non saturé | 6-19 |
| 6.2.2 Protection des eaux souterraines | 6-20 |
| 6.2.3 Protection des eaux de surface d'une contamination en phosphore | 6-22 |
| 6.3 Éléments épurateurs | 6-26 |
| 6.3.1 Conditions de conception | 6-26 |
| 6.3.2 Critères de conception | 6-28 |
| 6.3.3 Systèmes de distribution | 6-30 |
| 6.3.4 Tranchées d'infiltration | 6-40 |
| 6.3.5 Lits d'infiltration | 6-44 |
| 6.3.7 Tertres à sable hors sol | 6-46 |
| 6.3.8 Éléments épurateurs à la surface du sol | 6-51 |
| 6.3.9 Piézomètres | 6-53 |
| 6.3.10 Événements | 6-53 |
| 6.3.11 Installation | 6-55 |
| 6.3.12 Exploitation | 6-56 |

| | |
|---|-------------|
| 6.3.13 Performances épuratoires _____ | 6-57 |
| 6.4 Autres ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol _____ | 6-59 |
| 6.4.1 Élément épurateur à superficie réduite _____ | 6-59 |
| 6.4.2 Champs de polissage _____ | 6-60 |
| 6.5 Résumé _____ | 6-63 |
| 6.6 Références bibliographiques _____ | 6-65 |

PRÉLIMINAIRE

Liste des tableaux

| | |
|--|------|
| Tableau 6.1.2-1 – Puits d’exploration, analyses et essais recommandés..... | 6-4 |
| Tableau 6.1.2-2 – Niveau de perméabilité du sol selon les résultats des méthodes utilisées.... | 6-10 |
| Tableau 6.2.1-1 – Épaisseur minimale de sol non saturé requise sous l’ouvrage d’épuration par infiltration dans le sol pour assurer un traitement adéquat des eaux usées | 6-19 |
| Tableau 6.2.2-1 – Distance des aires de protection selon le RPEP | 6-20 |
| Tableau 6.2.3-1 – Taux d’exportation du phosphore à partir d’un ouvrage d’infiltration | 6-23 |
| Tableau 6.2.3-2 – Critères recommandés pour l’infiltration d’eaux usées à moins de 300 mètres du réseau hydrographique ¹ | 6-25 |
| Tableau 6.3.2-1 – Taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables au terrain récepteur selon le type d’élément épurateur | 6-29 |
| Tableau 6.3.7-1 – Résumé des critères de dimensionnement (voir Figure 6.3.7-1) | 6-50 |
| Tableau 6.3.11-1 – Localisation des éléments épurateurs..... | 6-55 |
| Tableau 6.3.13-1 – Performances épuratoires d’un élément épurateur..... | 6-58 |
| Tableau 6.4.2-1 – Taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables aux champs de polissage | 6-61 |

Liste des figures

| | |
|--|------|
| Figure 6.1.2-1 – Installation d'un perméamètre en forage pour un essai d'infiltration à charge constante | 6-6 |
| Figure 6.1.2-2 – Classification des particules de sol de l'USDA | 6-7 |
| Figure 6.1.2-3 – Triangle de corrélation entre la texture du sol et la valeur probable de conductivité hydraulique | 6-9 |
| Figure 6.1.2-4 – Installation des équipements pour un essai Lefranc | 6-11 |
| Figure 6.1.2-5 – Définition des paramètres d'un essai Lefranc | 6-12 |
| Figure 6.1.4-1 – Remontée de la nappe phréatique sous un ouvrage d'épuration par infiltration dans le sol | 6-15 |
| Figure 6.1.4-2 – Évacuation de l'eau dans le sol selon la loi de Darcy | 6-18 |
| Figure 6.3.3-1 – Système d'alimentation gravitaire comportant un tuyau répartiteur | 6-32 |
| Figure 6.3.3-2 – Boîte de répartition | 6-32 |
| Figure 6.3.3-3 – Poste de pompage | 6-34 |
| Figure 6.3.3-4 – Siphon doseur | 6-35 |
| Figure 6.3.3-5 – Système de distribution sous faible pression | 6-37 |
| Figure 6.3.4-1 – Élément épurateur en tranchées | 6-41 |
| Figure 6.3.4-2 – Détails d'une tranchée a) avec distribution classique et b) chambre d'infiltration | 6-43 |
| Figure 6.3.5-1 – Lit d'infiltration | 6-45 |
| Figure 6.3.7-1 – Terre à sable hors sol (deux sections représentées) | 6-47 |
| Figure 6.3.8-1 – Élément épurateur à la surface du sol | 6-52 |
| Figure 6.3.10-1 – Piézomètres et événements | 6-54 |

Remerciements

Équipe de rédaction de FNX-INNOV

Marc-André Desjardins, ing., Ph. D. – chargé de projet

Justine Duguet, ing., M. Sc. A. – chargée de projet adjointe et coordonnatrice

Et les autres ingénieurs du Service de traitement des eaux de FNX-INNOV.

Équipe de révision du MELCCFP

Héloïse Bastien, ing., M. Sc. A. – DEUM – chargée de projet

Bernard Lavallée, ing., Ph. D. – DEUM

Linda Picard, ing. – DEUM

Bernard Patry, ing., Ph. D. – DPEU

Sylvie Chevalier, ing., Ph. D. – DLC

Suzanne Minville – DQMA

Sébastien Bourget – DQMA

Et l'équipe de la DEPESS.

Experts consultés (par ordre alphabétique de nom de famille)

Éric Bard, ing. – Bionest

Dominique Claveau-Mallet, ing., Ph. D. – Polytechnique Montréal

Yvon Plante – Aquatech

Alain Roy, ing., M. Ing., et Dorothée Benoit, ing. – MAMH

Christian Vézina, ing. – Avizo Experts-Conseils

6. Traitement par infiltration des eaux

Le présent chapitre vise les ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol. Ceux-ci sont généralement constitués d'un système de distribution visant à répartir les eaux partiellement traitées dans le but qu'elles terminent leur épuration par infiltration dans le sol.

Il en existe plusieurs types, à savoir:

- les éléments épurateurs traditionnels qui épurent et infiltrent les eaux ayant subi un traitement primaire au préalable (p. ex. fosse septique) (voir section 6.3) ;
- les éléments épurateurs à superficie réduite qui épurent et infiltrent l'effluent d'un système de traitement secondaire (voir section 6.4.1) ;
- les champs de polissage qui achèvent l'épuration et infiltrent l'effluent d'un système de traitement secondaire avancé (voir section 6.4.2).

Les éléments majeurs à prendre en considération dans un projet de traitement des eaux usées par infiltration dans le sol comprennent les contraintes liées au site et au terrain naturel ainsi que les enjeux de protection des eaux souterraines et des eaux de surface. Plusieurs autres caractéristiques de conception à considérer, notamment les débits et charges, seront abordées dans les prochaines sections.

6.1 Évaluation du site et du terrain naturel

Les caractéristiques du site, du terrain récepteur, des différentes couches de sol et de la nappe phréatique peuvent constituer des contraintes à l'installation d'ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol. Le concepteur a la responsabilité de s'assurer et de démontrer, au moyen d'une étude, que l'ouvrage proposé sera adapté aux contraintes du site et du terrain naturel, et ne constituera pas une source de nuisance ou de contamination.

Il devrait pour ce faire démontrer que :

- les caractéristiques du site et du terrain naturel respectent les limites d'application reconnues pour l'ouvrage proposé;
- l'épaisseur minimale de sol non saturé requise sous la surface d'application des eaux usées sera maintenue pour que le sol puisse jouer efficacement son rôle épuratoire ;
- le débit d'eaux usées sera appliqué sans résurgence ;
- l'ouvrage ne présentera pas de risque de contamination de l'environnement au sens du deuxième alinéa de l'article 20 de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE).

De manière générale, l'étude devrait comporter les éléments suivants :

- Les caractéristiques du site et une cartographie des lieux.
- Les caractéristiques du terrain naturel.
- La profondeur de la nappe à son niveau élevé et le gradient hydraulique.
- La remontée de la nappe.

Le guide de Dubé et collab. (1996) contient des renseignements techniques détaillés sur l'importance des caractéristiques d'un site en regard de son aptitude au traitement des eaux usées par infiltration dans le sol, entre autres :

- La localisation du site, sa superficie, sa topographie, son drainage.

- La texture du sol, sa structure, sa densité relative, sa stratification, sa couleur, sa conductivité hydraulique, son débit spécifique.
- La profondeur de la nappe phréatique, son gradient hydraulique et sa remontée.
- La profondeur du roc ou d'une couche imperméable.

Le regroupement de normes ASTM *Standards Related to On-site Septic Systems* (ASTM, 1997a) constitue également un bon outil de travail pour la réalisation de cette étude.

Le contexte du présent guide ne permet pas d'expliquer chacun de ces facteurs. Le Guide se limite à établir des balises minimales pour l'étude d'un site et d'un terrain naturel. En complément, le consultant peut s'inspirer de la démarche proposée dans la fiche d'information technique de l'article 4.1 du *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* (RETEURI, Q-2, r.22), à l'annexe B-2 du *Guide technique sur le traitement des eaux usées des résidences isolées* (guide technique du RETEURI), dans le guide d'*Établissement de la stratigraphie du sol dans le cadre de l'application du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* (MELCCFP, 2023), ainsi qu'au chapitre 5 de l'ouvrage de la US EPA *Onsite Wastewater treatment systems manual*, publié en 2002. Il est toutefois important de mentionner que les trois premiers documents ont été élaborés dans le contexte de l'application du RETEURI et visent de petites installations dont le débit total quotidien d'eaux usées domestiques est inférieur ou égal à 3 240 litres par jour. La portée de l'étude à réaliser relativement à un projet visé dans le présent guide ne peut par conséquent être réduite sur la base de ces documents.

Comme en assainissement autonome des eaux usées de résidences isolées, le professionnel responsable de l'évaluation du site et du terrain naturel pour un traitement par infiltration dans le sol doit posséder les compétences nécessaires pour s'acquitter de cette tâche. Le profil des compétences requises pour rechercher les informations et les données pertinentes au projet est disponible sur le site Web de l'Ordre des ingénieurs du Québec (OIQ)¹.

L'analyse des sources d'information disponibles, avant d'aller sur le terrain, permet de bien planifier les travaux d'évaluation du site et du terrain naturel (orthophotos, données topographiques, études pédologiques, carte de dépôts de surface, données hydrologiques, etc.).

6.1.1 Caractérisation du site et cartographie

La caractérisation du site et la cartographie des lieux devraient fournir les renseignements suivants :

- La topographie générale des lieux.
- Le patron d'écoulement des eaux de surface.
- Les dépressions, buttes, affleurements rocheux visibles, etc.
- Les pentes de terrain aux endroits stratégiques.
- La localisation des immeubles et des zones de circulation motorisée existants ou à construire.
- Toute installation de prélèvement d'eau susceptible d'être affectée par la zone d'infiltration prévue (voir la section 6.2).
- Les lacs, cours d'eau, marais, étangs, tourbières et fossés.
- Les limites de propriété.
- Les conduites souterraines (eau de consommation, drainage, gaz, etc.).

¹ [Guide de pratique professionnelle \(oiq.qc.ca\) – Profil de compétence – Assainissement
http://gpp.oiq.qc.ca/Start.htm#t=Profil - Assainissement autonome.htm](http://gpp.oiq.qc.ca/Start.htm#t=Profil - Assainissement autonome.htm)

- Les essais ou sondages effectués sur le terrain.
- La superficie de terrain récepteur potentiel.
- L'existence sur le terrain, ou sur un terrain adjacent, d'un système de traitement des eaux usées.
- Tout autre élément pouvant influencer sur la localisation ou la construction d'un dispositif d'évacuation, de réception ou de traitement des eaux usées.

6.1.2 Caractérisation du sol

La caractérisation du sol correspond à l'établissement de son profil stratigraphique et à l'évaluation de sa perméabilité.

En avant-projet, les études pédologiques peuvent fournir plusieurs renseignements préliminaires très utiles sur les sols (texture, structure, perméabilité drainage, profondeur du gley, profondeur du roc, etc.). Ces études sont disponibles sur le site Web du Service canadien d'information sur les sols². Les cartes pédologiques dérivées de ces études sont disponibles sur le site Web de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)³. Le site de l'IRDA contient également un index (carte de couverture pédologique du Québec) des cartes pédologiques du Québec. Ce dernier permet de repérer le numéro de feuillet et de l'étude pédologique pertinente selon l'emplacement du projet.

6.1.2.1 Importance d'une bonne caractérisation du sol

Comme le soulignent Hébert et collab. (2012), la conception et l'installation de systèmes de traitement par infiltration sont des tâches d'une grande complexité. Il est essentiel de posséder une connaissance poussée des sols pour concevoir des ouvrages appropriés tout en tenant compte des multiples nuances du projet. Si la caractérisation du sol est mal réalisée ou mal interprétée, le dispositif de traitement peut ne pas atteindre les performances épuratoires visées, ou des résurgences peuvent survenir, ce qui peut causer des risques pour la santé publique, des nuisances ainsi qu'une contamination de l'environnement. De nombreuses poursuites judiciaires en traitement des eaux usées portent d'ailleurs sur cette étape cruciale de la conception.

Le professionnel chargé de la caractérisation des sols doit posséder les compétences nécessaires à cette tâche, telles que les capacités suivantes :

- Effectuer des sondages⁴ exploratoires et des puits d'exploration⁵.
- Distinguer les zones de remblai et de terrain naturel.
- Établir la stratigraphie des sols du terrain récepteur selon un système de classification reconnu.
- Déterminer la perméabilité du sol à l'aide de méthodes appropriées et connaître leurs limites d'application.
- Déterminer les essais et les analyses à effectuer en laboratoire.
- Valider la concordance des systèmes de classification des sols utilisés en laboratoire.

Les travaux devraient être conduits de manière à établir des caractéristiques représentatives du sol qui recevra l'ouvrage d'épuration par infiltration.

² [Études pédologiques pour le Québec – Agriculture et Agroalimentaire Canada \(AAC\).](#)

³ [Études pédologiques – IRDA.](#)

⁴ Le terme « sondage » désigne un forage généralement effectué manuellement à la tarière.

⁵ Le terme « puits d'exploration » désigne une tranchée d'observation excavée au moyen d'une pelle rétrocaveuse.

6.1.2.2 Stratigraphie du sol

Des puits d'exploration sont requis pour établir la stratigraphie du sol (un profil stratigraphique) du terrain récepteur. Les tranchées devraient avoir une profondeur d'au moins 3 mètres. Elles servent à définir les horizons du sol, notamment les suivants :

- L'horizon à l'interface d'application des eaux usées sur le sol naturel.
- L'horizon du milieu de traitement proprement dit.
- L'horizon présentant une limite de perméabilité apparente.

Chaque horizon rencontré dans chaque puits d'exploration doit faire l'objet d'une description exhaustive du sol : l'épaisseur, la profondeur, la couleur, la texture, la structure, la consistance, le pourcentage approximatif de gravier par volume, la densité relative, la présence de traces d'oxydation, l'épaisseur du dépôt organique, l'humidité du profil et la description des racines. Il est recommandé d'utiliser les méthodes reconnues par le Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002)⁶, sauf en ce qui a trait à la texture. Le Système canadien de classification des sols réfère au *Manuel de description des sols sur le terrain* (Comité d'experts sur la prospection pédologique, 1983) pour des définitions terminologiques détaillées et des méthodes de codification des données descriptives (couleur, structure, consistance, description des racines, etc.). On devrait déterminer la texture selon la classification du National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture (USDA NRCS) publiée en 2012. L'utilisation de ces méthodes permet de valider le taux de charge hydraulique qui sera proposé à partir des taux de charge hydraulique maximaux recommandés dans le Tableau 6.3.2-1 ou le Tableau 6.4.2-1. Le guide d'*Établissement de la stratigraphie du sol dans le cadre de l'application du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées* (MELCCFP, 2023) peut servir de référence pour faire la description exhaustive des sols. Comme mentionné précédemment, la portée de l'étude à réaliser ne pourra toutefois pas être réduite sur la base de ce guide.

Un nombre suffisant d'échantillons représentatifs devrait être prélevé pour effectuer les analyses granulométriques en laboratoire⁷. Les résultats de ces analyses permettront de valider, au moyen de la Figure 6.1.2-3, la texture des horizons identifiés pendant la description visuelle, ainsi que le niveau de perméabilité obtenu à la suite des essais de conductivité hydraulique.

Le nombre de puits d'exploration, d'analyses et d'essais de conductivité hydraulique recommandé en fonction du débit d'eaux usées à traiter est résumé au Tableau 6.1.2-1. Ce tableau est inspiré du Tableau 5-8 du guide de Dubé et collab (1996).

Tableau 6.1.2-1 – Puits d'exploration, analyses et essais recommandés

| Débit de conception (m ³ /d) | Puits d'exploration | Description exhaustive du sol (<i>in situ</i>) | Analyse granulométrique | Essais de conductivité hydraulique en zone vadose (<i>in situ</i>) |
|---|---------------------|--|-------------------------|--|
| Q < 20 | 3 + 1 | 1/horizon/exc. | 3 et plus | 3 et plus |
| 20 < Q < 50 | 6 + 2 | 1/horizon/exc. | 8 et plus | 10 et plus |
| 50 < Q < 100 | 10 + 3 | 1/horizon/exc. | 10 et plus | 13 et plus |
| 100 < Q < 150 | 12 + 4 | 1/horizon/exc. | 12 et plus | 16 et plus |

⁶ [Le système canadien de classification des sols \(troisième édition\) - Agriculture et Agroalimentaire Canada \(AAC\)](#)

⁷ Selon la classification du National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture (USDA NRCS) publiée en 2012

En ce qui concerne les puits d'exploration, le chiffre situé avant le signe « + » indique le nombre d'excavations servant à déterminer les conditions de la zone de traitement alors que le chiffre situé après indique le nombre d'excavations à réaliser en aval de la zone d'infiltration dans le sens du gradient hydraulique. On devrait installer les tranchées visant à caractériser la zone de traitement à l'extérieur de celle-ci et autant que possible en bordure des sections de l'élément épurateur de façon à éviter de perturber les zones d'infiltration. Il faut également éviter de compacter les zones d'infiltration par la circulation de machinerie lors des essais.

Le nombre de puits d'exploration et d'analyses peut être modifié selon les recommandations d'un professionnel expert en la matière en tenant compte des connaissances qu'il a des sols de la région visée et des conditions d'homogénéité du secteur à l'étude. Suivant les mêmes conditions, des puits d'exploration peuvent également être remplacés par des sondages à la tarière manuelle (sondages exploratoires) pour les plus petites installations. Il est toutefois recommandé d'effectuer au moins un puits d'exploration afin d'être en mesure d'observer la structure des horizons ainsi que la présence des traces d'oxydoréduction qui permettront d'évaluer le niveau élevé de la nappe phréatique. La tarière de type vis d'Archimède est toutefois à proscrire parce qu'elle amène un remaniement important du sol et un mélange des couches.

6.1.2.3 Évaluation de la perméabilité du sol

La perméabilité ou conductivité hydraulique du sol est la mesure de la capacité des liquides à s'infiltrer dans le sol.

La réalisation d'essais *in situ*, comme des essais de conductivité hydraulique en zone vadose, s'impose pour déterminer la perméabilité du sol. L'essai de percolation traditionnel sans appareillage ni protocole de saturation standardisés n'est plus accepté.

Pour valider les résultats obtenus, on peut utiliser plusieurs méthodes, notamment :

- La corrélation entre la texture du sol et la perméabilité.
- La description exhaustive des caractéristiques du sol (texture, structure, consistance, etc.).
- Les essais de conductivité hydraulique en laboratoire.

Quelles que soient les méthodes employées, celles-ci devraient être justifiées sur la base de la description du milieu géologique et/ou hydrogéologique, et leurs limitations devraient être précisées.

Les essais *in situ*, comme les essais de conductivité hydraulique en zone vadose, donnent des résultats locaux. Le nombre optimal d'essais *in situ* à réaliser devrait être déterminé en relation avec l'hétérogénéité pédologique et la stratigraphie du milieu récepteur. Le Tableau 6.1.2-1 indique le nombre minimum d'essais à effectuer selon le débit de conception. Il est recommandé de réaliser l'essai sur la surface qui recevra l'ouvrage d'infiltration (c.-à-d. au niveau d'implantation prévu de la surface d'application des eaux usées). Les écarts entre les données devraient être interprétés avant de statuer sur le choix d'une valeur représentative du terrain. Il est préférable de proposer un résultat conservateur pour le dimensionnement du système.

Les essais réalisés en laboratoire ont une portée limitée, car les échantillons remaniés ne reproduisent pas toutes les conditions naturelles du site. En effet, ils donnent des valeurs de K pour un sol homogénéisé et ne tiennent pas compte des éventuelles hétérogénéités du sol en place. Ils peuvent néanmoins être utilisés pour vérifier l'ordre de grandeur des conductivités hydrauliques obtenues ou pour détecter des anomalies dans les lectures faites sur le terrain.

6.1.2.3.1 Essais de conductivité hydraulique dans la zone vadose

Les essais de conductivité hydraulique dans la zone vadose consistent à mesurer la facilité avec laquelle un liquide traverse un sol saturé à une certaine profondeur de la surface au-dessus de la nappe phréatique. Ils devraient être réalisés *in situ*. Ces essais permettent d'obtenir un taux d'infiltration qu'il faut ensuite convertir en conductivité hydraulique à l'aide de solutions mathématiques ou de modèles empiriques.

La norme ASTM D 5126 - 90 *Standard Guide for Comparison of Field Methods for Determining Hydraulic Conductivity in the Vadose Zone* (ASTM, 1997b, réapprouvée en 2004) présente une analyse de diverses méthodes disponibles pour déterminer la conductivité hydraulique d'un sol utilisé dans le traitement des eaux usées par infiltration. Le choix d'une méthode se fait en tenant compte de ses limites d'application et des caractéristiques des sols en place. Les plus courantes sont celles du perméamètre en forage et de l'infiltromètre à double anneau. Il est important de respecter la procédure décrite dans la norme pour assurer la validité des essais.

Perméamètres en forage

Les perméamètres en forage (*well* ou *borehole permeameter*) les plus fréquemment utilisés sont le perméamètre de Guelph et le perméamètre de Pask. Les essais d'infiltration peuvent être effectués à charge constante (voir Figure 6.1.2-1) ou à plusieurs niveaux de charge. La première méthode est la plus fréquente et consiste à mesurer le débit nécessaire au maintien de la charge imposée dans le trou de forage.

Il est nécessaire de consulter les guides d'utilisation des appareils pour vérifier les conditions d'essai et les calculs de détermination de la perméabilité. On trouvera d'autres informations sur l'utilisation des perméamètres en forage au chapitre 76, « Saturated Hydraulic Properties : Well Permeameter », de l'ouvrage *Soil Sampling and Methods of Analysis* (Carter et Gregorich, 2008).

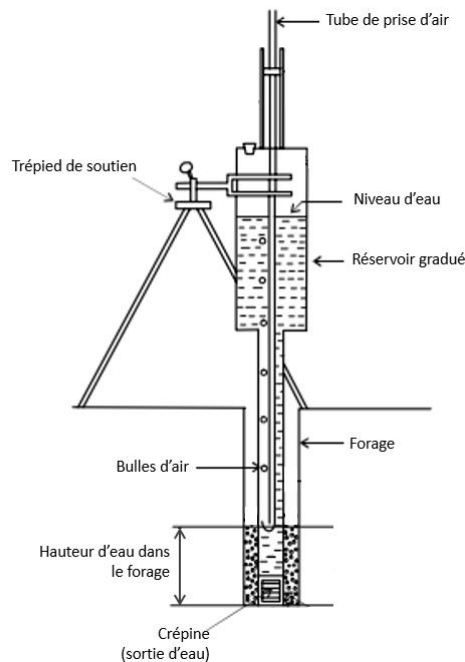


Figure 6.1.2-1 – Installation d'un perméamètre en forage pour un essai d'infiltration à charge constante

Tirée de Reynolds (2008)

Infiltromètres

L'essai d'infiltration avec un infiltromètre à double anneau est encadré par la norme ASTM D 3385-94. Cette méthode est valide pour des sols ayant une conductivité hydraulique comprise entre 10^{-2} et 10^{-6} cm/s (ASTM, 1997b). Elle consiste à enfoncer deux cylindres ouverts concentriques dans le sol en remplissant partiellement les anneaux avec de l'eau. L'essai d'infiltration se fait à niveau constant. Il est possible de

déterminer la conductivité hydraulique à partir des résultats de cet essai (taux d'infiltration) en utilisant des modèles empiriques présentés dans la norme ASTM D 5126-90.

Il est essentiel de suivre au complet la procédure décrite dans la norme ASTM D 3385-94. De façon simplifiée, elle peut se résumer comme suit :

- Le niveau d'eau dans le cylindre intérieur et entre les deux cylindres est maintenu identique et constant par deux systèmes (tubes de Mariotte et vannes de maintien à niveau constant).
- Les variations de volume dans les tubes de Mariotte sont lues pour des sols « moyens » aux 15 minutes durant la première heure, aux 30 minutes durant la deuxième heure puis aux 60 minutes. Dans tous les cas, la variation de volume ne devrait pas être inférieure à 25 cm³.
- Les mesures se font durant au moins 6 heures ou jusqu'à ce que les taux d'infiltration calculés soient constants.

Il est aussi possible de faire des essais avec des infiltromètres à simple anneau. Des détails sur cette méthode sont fournis au chapitre 77, « Saturated Hydraulic Properties : Well Permeameter », de l'ouvrage *Soil Sampling and Methods of Analysis* (Carter et Gregorich, 2008) et dans l'ASTM D 5126-90.

6.1.2.3.2 Corrélation entre la texture des sols et la perméabilité

La conductivité hydraulique peut être estimée en avant-projet à partir d'une corrélation avec la texture du sol. Cette méthode, qui utilise les pourcentages de sable, de silt et d'argile obtenus à la suite d'une analyse granulométrique, demeure toutefois approximative. Elle donne des gammes de perméabilité d'un sol homogénéisé, mais ne tient pas compte des autres caractéristiques (structure, densité relative ou autre) ni des éventuelles hétérogénéités du sol en place. C'est pourquoi elle devrait être interprétée à la lumière d'analyses complémentaires du sol et appuyée par d'autres méthodes d'évaluation de la perméabilité (p. ex. l'équation de Kozeny-Carman spécifiée dans Chapuis et Aubertin, 2003).

Les dimensions des particules de sable, de silt et d'argile utilisées pour établir la texture du sol sont celles du système de classification du National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture (USDA NRCS) publié en 2012 comme repris à la Figure 6.1.2-2.

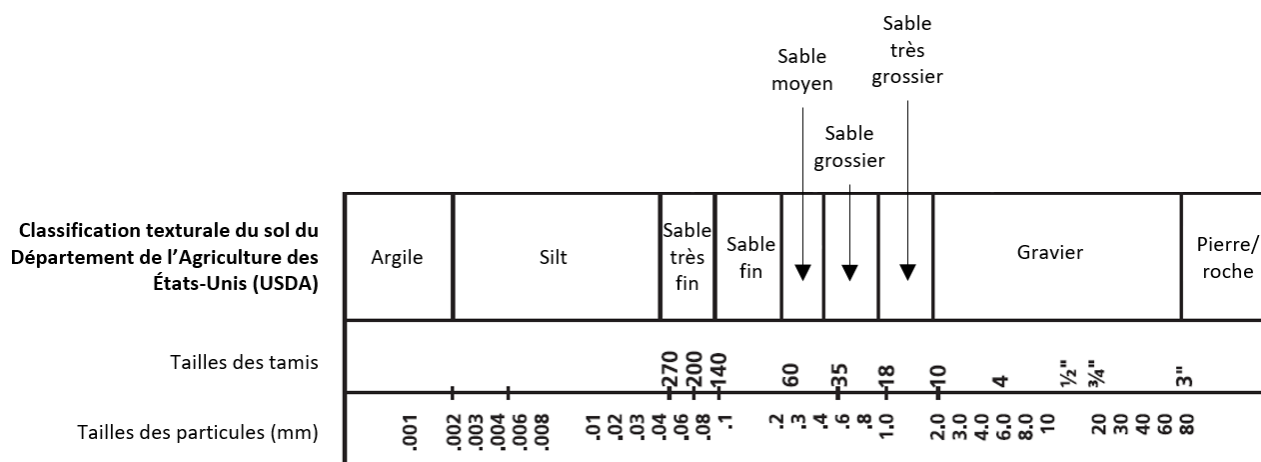


Figure 6.1.2-2 – Classification des particules de sol de l'USDA
Tirée et traduite de la University of Minnesota (2017)

Selon cette classification, le diamètre des particules :

- de sable est compris entre 0,05 mm et 2 mm ;

- de silt est compris entre 0,05 mm et 0,002 mm ;
- d'argile est inférieur à 0,002 mm.

Avant d'utiliser le triangle de corrélation des textures présenté à la Figure 6.1.2-3, on devrait apporter des ajustements aux proportions lorsque requis :

- ajouter un équivalent de sable de 1 % pour chaque 10 % de gravier dans l'échantillon ;
- ajouter un équivalent de 15 % d'argile pour les sols compacts (densité relative supérieure à 1,5 pour les limons et 1,7 pour les sables). La densité en place des sols doit donc être établie au préalable (voir la section qui suit).

Étant donné que le total des proportions donne plus que 100 % après ces ajustements, il est nécessaire d'appliquer une règle de trois pour revenir à un total de 100 % et ainsi déterminer les proportions à utiliser dans le triangle de corrélation.

Une prudence particulière et l'avis d'un expert s'imposent lorsque l'infiltration est souhaitée dans un sol dont la plage de conductivité hydraulique se situe de 4×10^{-4} cm/s à 6×10^{-5} cm/s, et surtout en présence d'argile susceptible de gonfler.

Établissement du niveau de densité du sol (compaction)

La densité des sols peut être établie de façon qualitative en fonction de l'effort requis pour réaliser les sondages nécessaires aux essais *in situ*⁸ (effort physique) ou les puits d'exploration (effort mis par l'équipement pour excaver les sols).

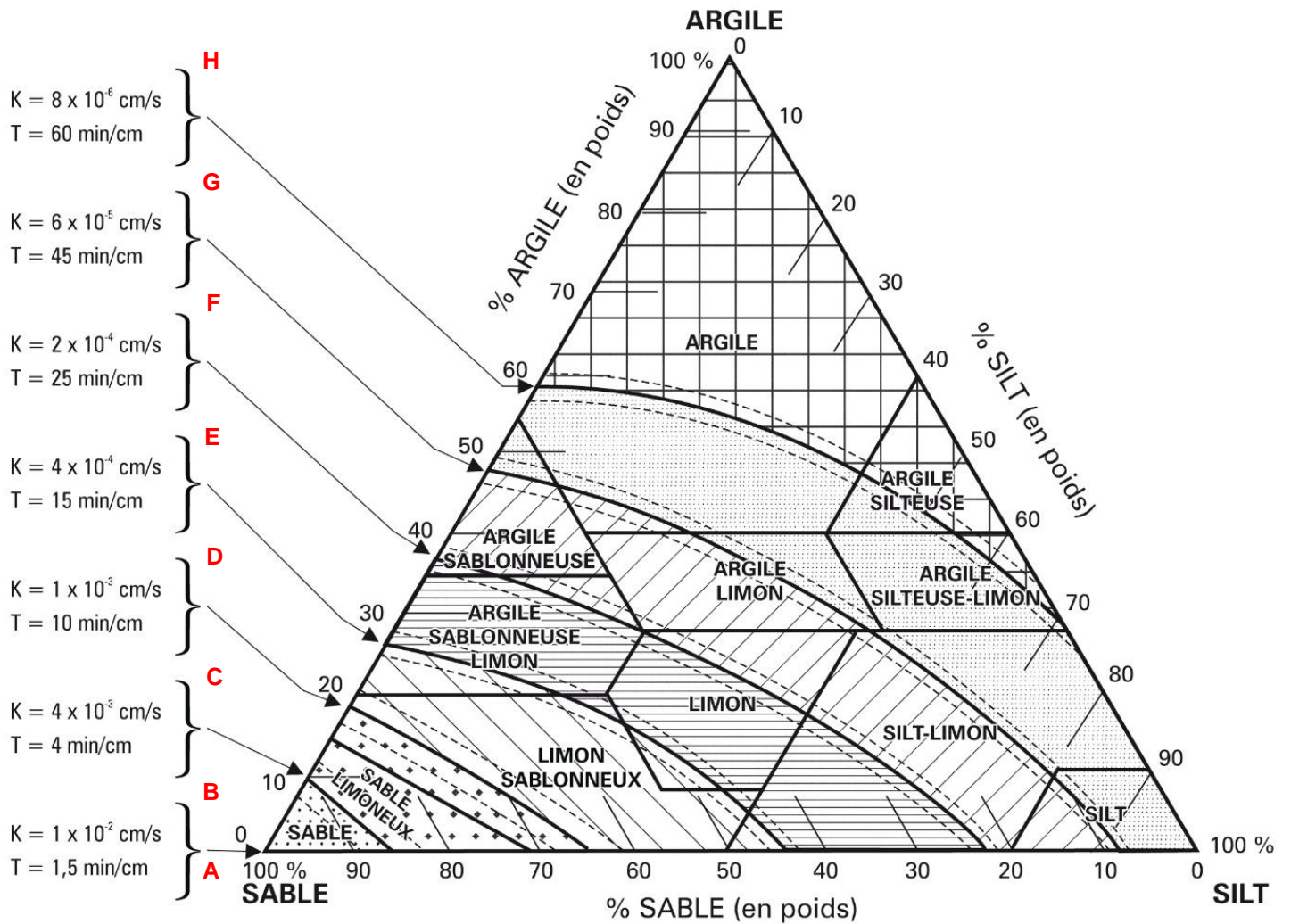
Une des méthodes de validation quantitative de la densité du sol repose sur les indices de pénétration standard (STP) qui sont réalisés à l'aide d'une foreuse et d'un marteau de battage muni d'une cuillère fendue de dimensions normalisées. La norme qui s'applique à cet essai est la CAN/BNQ 2501-140. Néanmoins, cette méthode est rarement pratiquée sauf si une étude géotechnique est réalisée en vue de la conception ou de la construction d'un futur bâtiment sur le même site que l'infiltration.

Il est possible de valider la densité d'un matériau à l'aide d'un nucléodensimètre. Cette méthode quantitative est habituellement employée et normalisée pour la vérification de la densité d'un sol ou d'un matériau granulaire lors de sa mise en place sur un chantier. Néanmoins, il est possible de l'utiliser sur un site existant en vérifiant la densité de chaque épaisseur de sol à retirer au fur et à mesure de l'avancement d'un puits d'exploration. Cette méthode n'est pas normalisée pour le présent usage. Elle nécessite que les travaux d'excavation se fassent avec un godet muni d'une lame. Les sols, au fond de chacune des progressions d'excavation, devraient être le moins remaniés possible.

Finalement, la méthode la plus concise pour la vérification de la densité d'un sol en place sans avoir recours aux deux méthodes précédemment décrites repose sur l'utilisation d'un pénétromètre dynamique léger à énergie variable. Cet appareil permet d'obtenir un profil de compacité des sols et d'interpréter leur densité en corrélation avec le type de textures rencontrées.

⁸ Essais de conductivité hydraulique dans la zone vadose avec perméamètre en forage.

Répartition en zone
selon les intervalles
de conductivité
hydraulique



- 1 : Pour chaque 10 % (en poids) de contenu en gravier et cailloux de l'échantillon, on doit ajouter un équivalent en poids de sable de 1 %.
- 2 : Le trait continu entre chaque classe de conductivité hydraulique relative (en termes de « K » et de « T »), représente une valeur moyenne approximative pour chacune des textures de sol représentées. Les traits pointillés indiquent un écart moyen en raison des caractéristiques fondamentales de l'échantillon analysé (structure, densité, etc.).
- 3 : Se déplacer d'un équivalent de 15 % d'augmentation de contenu en argile pour les sols compacts (limon ou sols plus fins ayant une densité relative supérieure à 1,5 ou sable ayant une densité relative supérieure à 1,7).

Figure 6.1.2-3 – Triangle de corrélation entre la texture du sol et la valeur probable de conductivité hydraulique

6.1.2.3.3 Estimation de la perméabilité selon la description exhaustive des sols

La description exhaustive des sols fournit une caractérisation des horizons de sol présents dans le profil (texture, structure, consistance, etc.; voir la section 6.1.2.2). Elle permet de valider le niveau de perméabilité d'un sol obtenu par l'une des méthodes décrites précédemment, ainsi que le taux de charge hydraulique qui sera proposé à partir des recommandations du Tableau 6.3.2-1 ou du Tableau 6.4.2-1. Cette description exhaustive devrait être effectuée selon les méthodes reconnues par le Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002), sauf en ce qui a trait à la texture, qui devrait être déterminée selon la classification du National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture (USDA NRCS) publiées en 2012.

6.1.2.4 Niveaux de perméabilité des sols

Le Tableau 6.1.2-2 présente les niveaux de perméabilité du sol en fonction des résultats obtenus à l'aide des méthodes décrites précédemment. Lorsque ces résultats permettent de classer le sol dans deux niveaux de perméabilité différents, le concepteur devrait choisir celui qui est le plus approprié pour assurer une conception sécuritaire. Son choix devrait être justifié en fonction de la précision des méthodes utilisées, des caractéristiques des horizons de sol et des valeurs de perméabilité obtenues. De plus, on devrait tenir compte du niveau de perméabilité de l'horizon de sol le plus contraignant pour toute l'épaisseur requise du terrain récepteur dans la conception de l'ouvrage. Le concepteur devrait aussi considérer la présence d'horizons de sol très perméables pour s'assurer du respect des mesures de protection des eaux souterraines et des eaux de surface présentées à la section 6.2.

Tableau 6.1.2-2 – Niveau de perméabilité du sol selon les résultats des méthodes utilisées

| Niveau de perméabilité | Coefficient de perméabilité (K) (essais de conductivité hydraulique) | Corrélation entre la texture et le niveau de perméabilité |
|------------------------|---|---|
| Sol imperméable | $\leq 6 \times 10^{-5}$ cm/s | zone imperméable (G et H) |
| Sol peu perméable | $> 6 \times 10^{-5}$ cm/s $\leq 2 \times 10^{-4}$ cm/s | zone peu perméable (F) |
| Sol perméable | $> 2 \times 10^{-4}$ cm/s $\leq 4 \times 10^{-3}$ cm/s | zone perméable (C, D, E) |
| Sol très perméable | $> 4 \times 10^{-3}$ cm/s | zone très perméable (A et B) |

6.1.2.5 Évacuation horizontale des eaux usées

La plupart des sols sont plus ou moins stratifiés, ce qui peut favoriser des écoulements horizontaux. De plus, ces écoulements sont prépondérants en présence d'une couche restrictive ou d'une condition limite peu profonde comme une nappe phréatique, le roc ou un horizon peu perméable ou imperméable. Dans ces circonstances, l'écoulement des eaux usées s'effectuera essentiellement de façon horizontale.

Dans les cas où la couche limitante est peu profonde ou lorsque la remontée de la nappe est préoccupante, il peut être utile de mesurer la conductivité hydraulique horizontale du sol *in situ* (US EPA, 2006). C'est particulièrement le cas lorsqu'on envisage d'utiliser un terre à sable, un élément épurateur à la surface du sol ou un champ de polissage en raison des conditions du site et du terrain naturel.

Les essais *in situ* les plus communs pour mesurer l'évacuation horizontale de l'eau dans le sol sont les essais Lefranc (*auger hole test*) (méthode CAN/BNQ 2501-135), qui consistent à mesurer le taux de remplissage d'un forage sous la nappe phréatique (US EPA, 2006). Ce taux de remplissage est fonction de la conductivité hydraulique horizontale du sol et de la géométrie du forage (US EPA, 2006). La US EPA

(2006) et le département de l'Intérieur des États-Unis (USDI-BR,1991) rapportent plus de détails sur la réalisation de cet essai. La Figure 6.1.2-4 présente une installation type pour un essai Lefranc. Pour approfondir, on peut également consulter le *Guide sur les essais de pompage et leurs interprétations* (MDDEP, 2007).

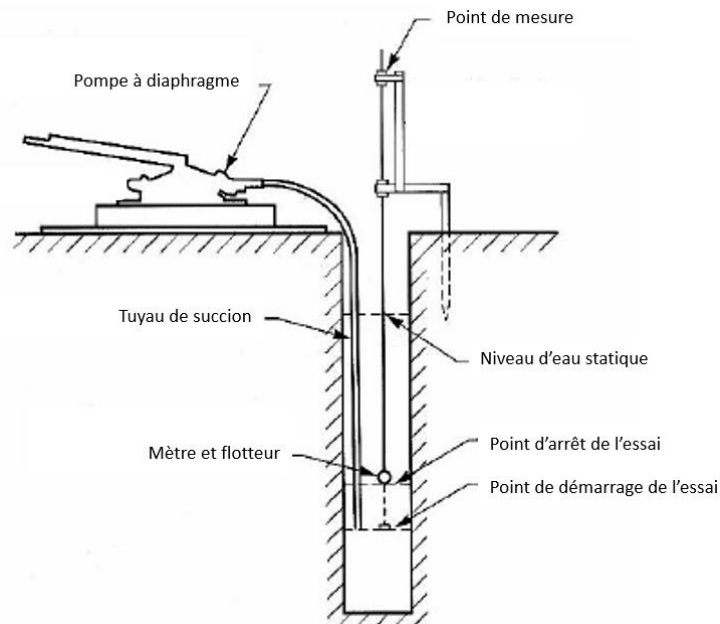


Figure 6.1.2-4 – Installation des équipements pour un essai Lefranc
Tirée de la US EPA (2006)

La conductivité hydraulique horizontale peut être calculée de deux façons en fonction de la distance entre le bas du forage et la couche limitante peu perméable ou imperméable (US EPA, 2006) :

- si la couche limitante est au niveau du bas du forage

Équation 06.01 :
$$K_h = \frac{15\,000\,r^2}{(H+10\,r)\left(2-\frac{y}{H}\right)y} \frac{\Delta y}{\Delta t}$$

- si la couche limitante se situe à une distance G sous le forage

Équation 06.02 :
$$K_h = \frac{16\,667\,r^2}{(H+20\,r)\left(2-\frac{y}{H}\right)y} \frac{\Delta y}{\Delta t}$$

Cette équation est valide uniquement si :

63,5 mm < 2 r < 140 mm

254 mm < H < 2032 mm

y > 0,2 H

Y < ¼ H – (D - A)

Où, dans les deux équations :

K_h : conductivité hydraulique horizontale (m/d) ;

r : rayon du forage (m) ;

H : hauteur initiale d'eau dans le forage (H = D - B) (m) ;

y : hauteur moyenne d'eau dans le forage durant la période de remplissage
 $(y = (R - B) - \frac{1}{2} \Delta y)$ (m) ;
 Δy : montée du niveau d'eau durant l'intervalle de temps Δt ($\Delta y = A - R$) (m) ;
 Δt : temps de l'essai (s) ;
 A : hauteur d'eau après pompage (à partir du point de référence) (m) ;
 R : hauteur d'eau après remplissage (à partir du point de référence) (m) ;
 B : hauteur de la nappe (à partir du point de référence) (m) ;
 D : hauteur du forage (à partir du point de référence) (m) ;
 G : hauteur entre le bas du forage et la couche limitante (m).

Les différents paramètres sont illustrés à la Figure 6.1.2-5.

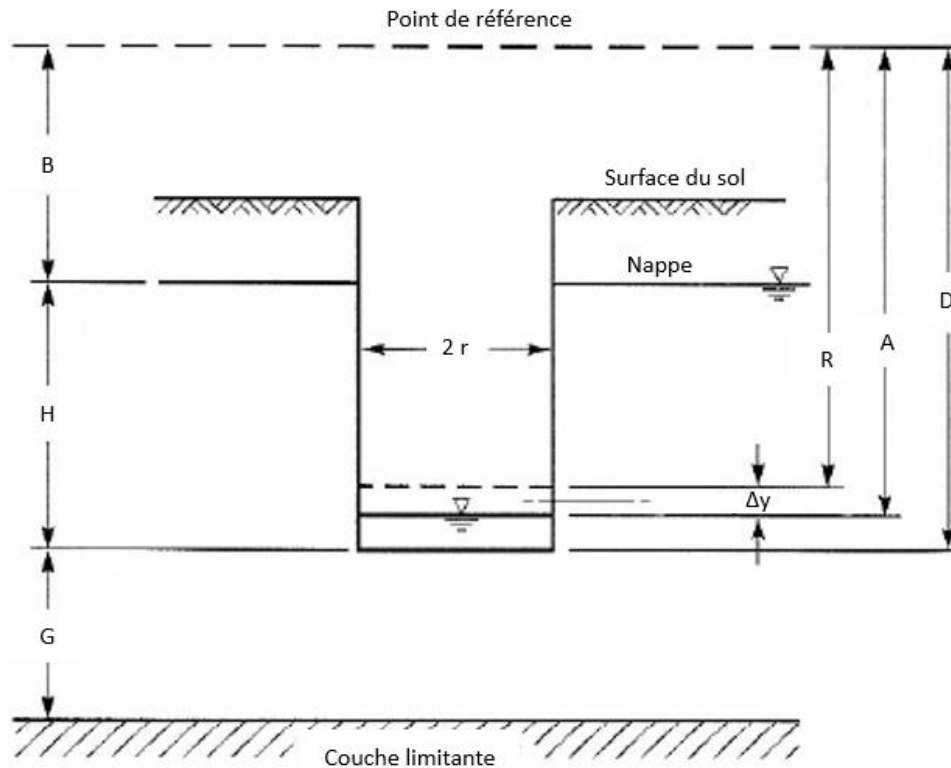


Figure 6.1.2-5 – Définition des paramètres d'un essai Lefranc
Tirée de la US EPA (2006)

La conductivité hydraulique horizontale peut également être mesurée en l'absence de nappe phréatique. Cette mesure est utile lorsqu'une couche peu perméable ou imperméable est présente à une faible profondeur dans le sol, car celle-ci limitera l'écoulement vertical des eaux usées. Si la conductivité hydraulique horizontale est insuffisante, cette limitation pourrait causer une résurgence ou une remontée d'eau inacceptable dans le sol (US EPA, 2006). Dans de tels cas, l'essai à réaliser pour déterminer la conductivité hydraulique horizontale du sol est un essai d'injection dans un puits peu profond (*shallow well pump-in test*). Il consiste en l'inverse d'un essai Lefranc. Le département de l'Intérieur des États-Unis (USDI-BR, 1991) rapporte plus de détails sur sa réalisation.

L'écoulement horizontal peut être calculé à partir de la loi de Darcy, selon l'équation suivante (Tyler, 2001) :

Équation 06.03 :
$$Q_h = K_h d L \frac{dx}{dz}$$

où :

Q_h : débit évacuable horizontalement (m^3/d) ;

K_h : conductivité hydraulique horizontale (m/d) ;

d : épaisseur de sol disponible pour l'évacuation horizontale (entre la surface d'infiltration et le haut de la couche limitante) (m) ;

L : longueur de l'ouvrage d'infiltration perpendiculaire à l'écoulement (m) ;

dX/dZ : pente de la nappe (généralement égale à la pente du terrain) (adimensionnel).

Le débit évacuable horizontalement devrait être supérieur au débit d'eaux usées à infiltrer (débit de conception).

6.1.3 Niveau de la nappe phréatique et gradient hydraulique

Comme pour la caractérisation des sols, l'estimation du niveau maximal moyen des eaux souterraines (NMMES), l'évaluation de l'épaisseur du sol naturel non saturé disponible ainsi que la détermination du patron d'écoulement des eaux souterraines devrait être effectuées par un professionnel qui possède les compétences nécessaires⁹. On doit déterminer le niveau de la nappe phréatique et le gradient hydraulique pour tous les projets. Les très petites installations où la nappe est très profonde et le sol très perméable peuvent faire exception.

Le niveau de la nappe phréatique fluctue au cours de l'année (périodes d'étiage et de crue). Cette réalité devrait être prise en considération au moment de prendre les mesures. On devrait établir l'amplitude des variations de niveau de la nappe, car elle influe sur le calcul de la remontée (épaisseur saturée maximale à considérer). Par exemple, au sud du Québec, elle peut atteindre un (1) mètre. L'amplitude peut varier de façon plus importante sur plusieurs années.

Pour établir le gradient hydraulique et déterminer la direction d'écoulement de la nappe phréatique, on a besoin d'au moins trois piézomètres, installés de façon à former un triangle. Le niveau de la nappe phréatique dans les piézomètres devrait être relevé après un délai d'au moins 48 heures pour s'assurer que le niveau d'équilibre est atteint.

Puisque les mesures de niveau dans les piézomètres ne donnent qu'un portrait instantané au moment des lectures, il est essentiel de compléter cette information en procédant à une estimation du niveau maximal moyen des eaux souterraines (NMMES).

Le NMMES correspond à la moyenne des niveaux maximums de la nappe d'eau souterraine enregistrés sur une base mensuelle dans des piézomètres installés sur le site où la construction d'un dispositif de traitement des eaux usées est envisagée. Pour être utilisée, cette méthode requiert des puits d'observation et une série de données relevées sur une base régulière pendant une période minimale de deux années.

À noter que le *Réseau du suivi des eaux souterraines du Québec* comprend plus de 250 stations piézométriques réparties sur l'ensemble du territoire habité du Québec. Les données journalières de piézométrie et de température ainsi que la description du puits et le type de nappe (libre ou confinée) sont accessibles sur le site Web du MELCCFP¹⁰. Cette base de données pourrait être utilisée pour déterminer les périodes de recharge et éventuellement l'amplitude de variation de la nappe si des données sont disponibles pour un environnement similaire à celui à l'étude.

⁹ [Guide de pratique professionnelle \(oiq.qc.ca\)](http://gpp.oiq.qc.ca/Start.htm#Profil) – Profil de compétence – Assainissement autonome.htm

¹⁰ <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/piezo/index.htm>

En l'absence de données, la moyenne des niveaux maximums de la nappe peut être estimée par l'inspection des parois des puits d'exploration lorsqu'on observe des traces d'oxydoréduction. Cette approche permet d'estimer le niveau saisonnier élevé de l'eau souterraine et des fluctuations de la nappe (*seasonally high water table*) en fonction des traces d'oxydoréduction du sol qui sont principalement observables par la présence de moirures. Cette marque donne une bonne indication du niveau maximum moyen de saturation de la couche naturelle du sol au-dessus de laquelle l'oxygénation est suffisante pour permettre le traitement des eaux usées.

La prédominance de couleurs grisâtres est associée à des environnements saturés et chimiquement réducteurs (anaérobies), alors qu'une prédominance de couleurs brune et jaunâtre est liée à des conditions généralement aérobies et favorables à l'oxydation. Ainsi, les sols qui subissent des périodes de saturation prolongée en raison des niveaux élevés de la nappe phréatique pendant l'année montrent des marques de coloration grisâtre et, par conséquent, des conditions non propices au traitement des eaux ou au polissage des effluents.

D'autres facteurs peuvent également servir à l'évaluation du niveau de la nappe phréatique comme :

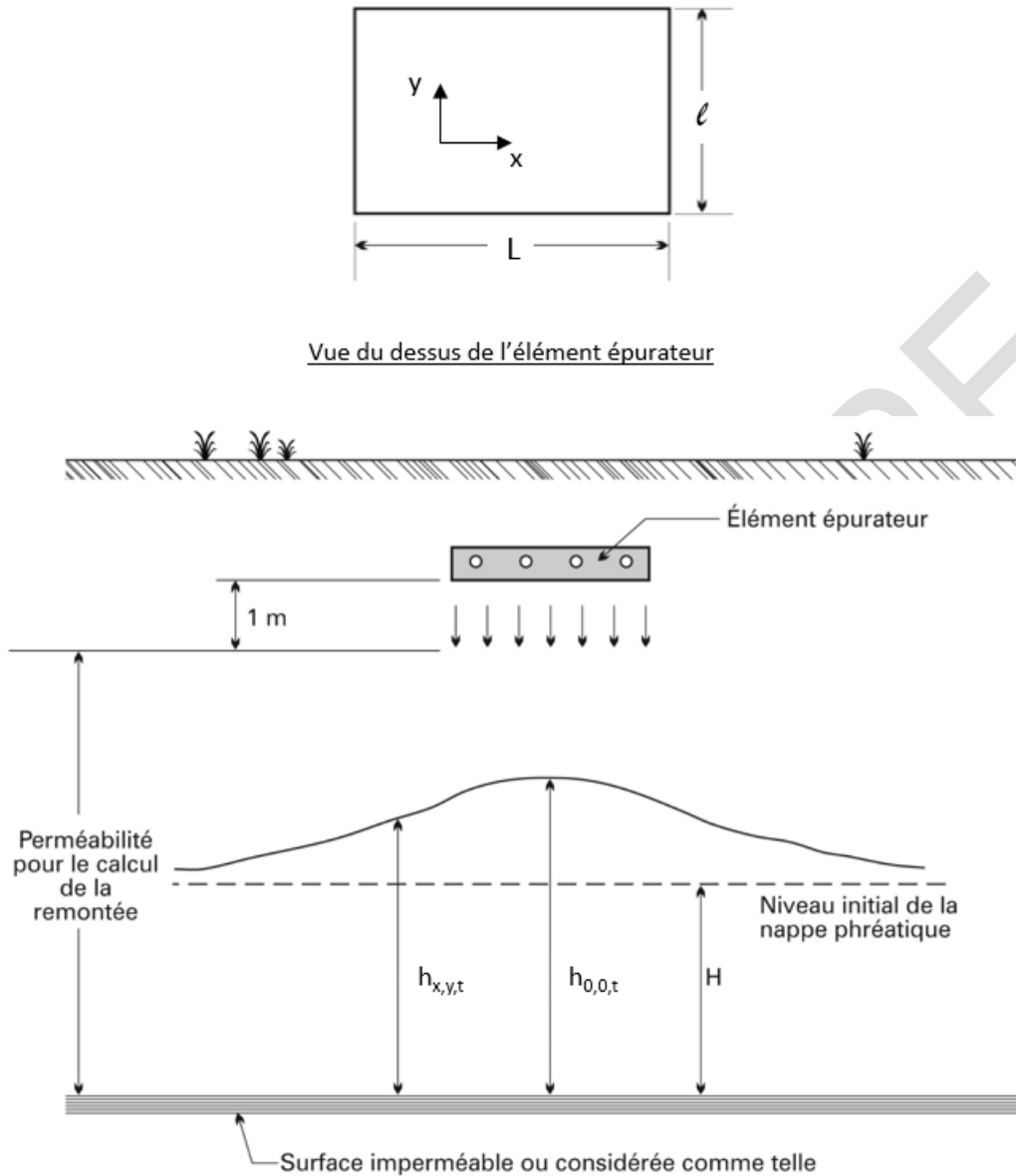
- la présence d'une végétation propre aux zones humides, de sols organiques et de marques laissées par l'eau ;
- la connaissance de la région par des résidents ou d'autres signes permettant de localiser les surfaces potentielles d'inondation et les zones où le niveau de la nappe phréatique est généralement élevé ;
- la topographie générale, les patrons de drainage de surface et le niveau d'eau dans les fossés, rivières ou lacs, en tenant compte des sols à capillarité élevée, le cas échéant.

6.1.4 Remontée de la nappe

Pour s'assurer de maintenir en tout temps des conditions non saturées dans une épaisseur suffisante de sol sous la surface d'application des eaux usées (voir les critères présentés au Tableau 6.2.1-1), il faut normalement procéder au calcul théorique de la remontée du niveau de la nappe (Figure 6.1.4-1). On peut utiliser deux modèles en fonction du gradient hydraulique : le modèle de Hantusch et la loi de Darcy. Dans les cas aux limites d'applicabilité des modèles, il est préférable de vérifier la remontée de la nappe par les deux méthodes.

Par ailleurs, il existe aussi des méthodes de résolution numérique (p. ex. le logiciel SEEP/W¹¹). Leur précision dépend de la méthode de discrétisation (différences finies, éléments finis), de la complexité des équations à résoudre (régime permanent ou transitoire, saturé ou insaturé) et de la complexité du modèle conceptuel (2D/3D, nombre de couches, etc.).

¹¹ <https://www.geoslope.com/products/geostudio/seepw2007>



- H : Épaisseur initiale du sol saturé entre la couche imperméable et le dessus de la nappe;
- $h_{0,0,t}$: Hauteur maximale de la nappe au temps t;
- $h_{x,y,t}$: Hauteur de la nappe au temps t et aux coordonnées x et y par rapport au centre de la surface d'application.

Coupe transversale

Figure 6.1.4-1 – Remontée de la nappe phréatique sous un ouvrage d'épuration par infiltration dans le sol

6.1.4.1 Modèle de Hantush

Lorsque la nappe est à peu près horizontale, c'est-à-dire ayant un gradient hydraulique inférieur ou égal à 1 %, le modèle de Hantush (1967) est le plus couramment utilisé. Les principales hypothèses du modèle sont les suivantes :

- L'aquifère est de grande extension et quasi horizontal.
- L'aquifère est homogène, isotrope, et ses propriétés sont constantes.
- Le flux d'infiltration vertical est constant.
- L'aire de recharge est rectangulaire ou circulaire.

L'équation d'Hantush est la suivante :

Équation 06.04 :
$$h_{x,y,t} - h_{x,y,0} = \frac{I t}{S_y} S^*(\alpha, \beta)$$

et :
$$\alpha = \frac{L}{4} \sqrt{\frac{S_y}{K_{aq} b t}}$$

et :
$$\beta = \frac{1}{L} \alpha$$

et :
$$b = 0,5 (h_{x,y,0} + h_{x,y,t})$$

où :

$h_{x,y,t}$: hauteur de la nappe après remontée (au temps t), au point de coordonnées (x, y) de l'élément d'infiltration (m) ;

$h_{x,y,0}$: hauteur initiale de la nappe avant remontée ($t = 0$), au point de coordonnées (x, y) de l'élément d'infiltration (m) ;

I : flux de percolation vertical (m/d) ;

t : temps écoulé depuis le début de la percolation (d) ;

S_y : emmagasinement spécifique (adimensionnel) ;

$S^*(\alpha, \beta)$: fonction intégrale d'un produit de deux fonctions erreurs dépendantes de α et β (adimensionnel) ;

L : longueur de l'ouvrage d'infiltration perpendiculaire à l'écoulement (m) ;

K_{aq} : conductivité hydraulique de l'aquifère (m/d) ;

b : épaisseur saturée moyenne (m) ;

l : largeur de l'ouvrage d'infiltration parallèle à l'écoulement (m).

La remontée maximale se situe au centre de la zone de recharge (centre du dôme de remontée) et se calcule en posant : $x = y = 0$. On considère généralement un temps (t) de 10 ans; l'augmentation se fait très lentement par la suite (environ 20 % de plus pour la période de 10 à 40 ans selon Finnemore et collab. [1983]).

En pratique, pour la hauteur initiale de la nappe avant remontée ($h_{0,0,0}$), l'épaisseur saturée moyenne de l'aquifère est utilisée ($0,5 [h_{crue} - h_{étiage}]$). Ainsi, pour obtenir une évaluation conservatrice, la remontée calculée ($h_{0,0,t} - h_{0,0,0}$) devrait être ajoutée à h_{crue} .

Plusieurs logiciels et calculateurs utilisant ce modèle permettent de déterminer la remontée de la nappe¹². Il est important de vérifier les limites de validité des logiciels utilisés.

6.1.4.2 Loi de Darcy

Lorsque la nappe présente un gradient hydraulique supérieur à 1 %, l'évaluation de la remontée de la nappe peut être faite au moyen de la loi de Darcy (Figure 6.1.4-2). Cette approche consiste à vérifier qu'une fois la remontée maximale atteinte, toute l'eau infiltrée peut encore être évacuée dans le sens du gradient hydraulique ($Q_{\text{évacuable}} > Q_{\text{infiltré}}$), et ce, sur une largeur correspondant à la longueur de l'ouvrage d'infiltration.

Le débit qui peut être évacué se calcule à l'aide des équations suivantes :

Équation 06.05 : $Q_{\text{évacuable}} = A_{\text{évac}} K_{ss} i$

Équation 06.06 : $A = L h_{\text{max}}$

où :

$Q_{\text{évacuable}}$: débit pouvant être évacué (m^3/d) ;

$A_{\text{évac}}$: aire d'évacuation de l'eau infiltrée (m^2) ;

K_{ss} : conductivité hydraulique saturée du sol (m/d) ;

i : gradient hydraulique de la nappe ($\sin \theta$) (adimensionnel) ;

L : longueur de l'ouvrage d'infiltration perpendiculaire à l'écoulement (m) ;

h_{max} : remontée maximale acceptable (m).

L'équation 06.05 est valable pour un écoulement à une dimension (Chapuis, 2007).

En pratique, le débit d'eau qu'il est réellement possible d'évacuer devrait être supérieur au $Q_{\text{évacuable}}$, calculé à l'aide de la loi de Darcy en raison des écoulements latéraux et à la sous-estimation du gradient hydraulique.

¹² Dont :

- 1) [USGS Scientific Investigations Report 2010-5102: Simulation of Groundwater Mounding Beneath Hypothetical Stormwater Infiltration Basins](#)
- 2) [Hantush Groundwater Mounding Solutions: AQTESOLV Tour](#)
- 3) [GroundwaterSoftware.com - Online Hantush Mounding Calculator](#)

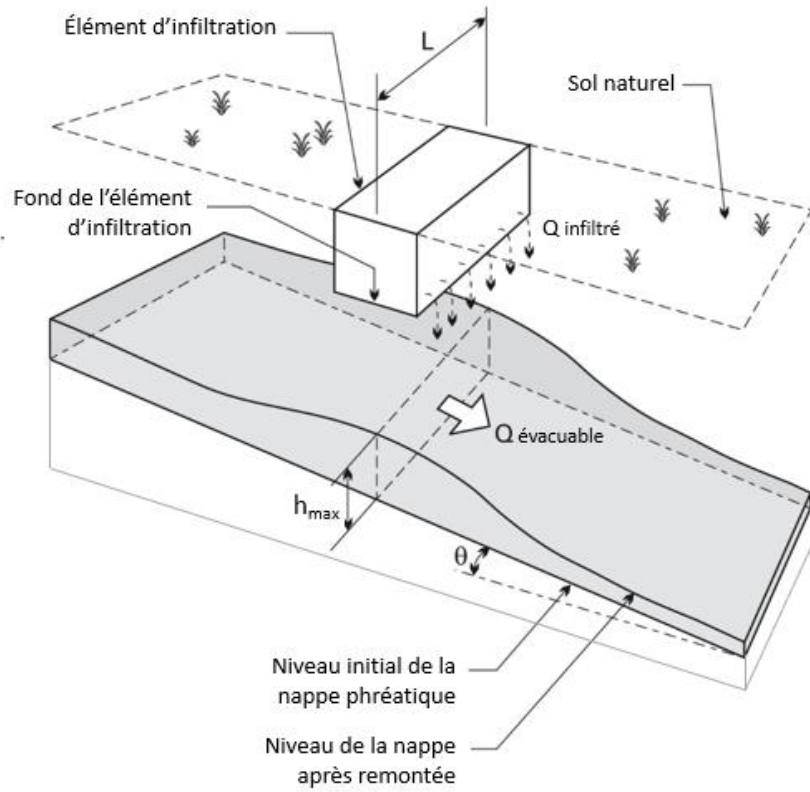


Figure 6.1.4-2 – Évacuation de l'eau dans le sol selon la loi de Darcy

6.2 Protection des eaux souterraines et de surface

Lors de la mise en place d'un ouvrage d'épuration par infiltration dans le sol, il est primordial d'assurer la protection des sources d'approvisionnement en eau potable et des eaux de surface afin que le rejet ne porte pas atteinte à la vie, à la santé, à la sécurité, au bien-être ou au confort de l'être humain ou ne porte préjudice à la qualité de l'environnement (c. Q-2, art. 20). En effet, après s'être infiltrées dans le sol, les eaux usées traitées se mélangeront aux eaux souterraines et par la suite rejoindront les eaux de surface. L'ingénieur mandaté devrait donc démontrer, étude à l'appui, que l'exploitation des ouvrages proposés ne constituera pas une source de contamination des prélèvements d'eau souterraine effectués à des fins de consommation humaine et des eaux de surface au-delà des normes prescrites par le Ministère.

6.2.1 Épaisseur minimale de sol non saturé

Le traitement des eaux usées par le sol requiert un temps de contact suffisant entre les eaux usées et le sol pour atteindre les qualités épuratoires nécessaires afin d'éviter la contamination des eaux souterraines ou de surface. L'écoulement des eaux usées au travers du biofilm anaérobie qui se développe au niveau de la surface d'application des eaux usées est normalement plus faible que dans le sol naturel, ce qui assure des conditions de sol non saturé. L'écoulement en conditions non saturées étant plus lent qu'en conditions saturées, le temps de contact entre les eaux usées et le sol est allongé (University of Minnesota, 2017). Le Tableau 6.2.1-1 présente l'épaisseur de sol non saturé généralement requise sous la surface d'application des eaux usées après remontée de la nappe et avant l'atteinte d'une couche limitante pour assurer un traitement efficace par l'ouvrage d'épuration par infiltration dans le sol envisagé.

Tableau 6.2.1-1 – Épaisseur minimale de sol non saturé requise sous l'ouvrage d'épuration par infiltration dans le sol pour assurer un traitement adéquat des eaux usées

| Ouvrage d'épuration par infiltration | Niveau de perméabilité du sol requis | Types de couches limitantes | Épaisseur minimale de sol non saturé requise* |
|--|---|--|---|
| Tranchées d'infiltration | Très perméable ou perméable | Sol imperméable et peu perméable, roc ou nappe phréatique | 0,90 m |
| Lit d'infiltration | Très perméable ou perméable | Sol imperméable et peu perméable, roc ou nappe phréatique | 0,90 m |
| Terre à sable hors sol | Très perméable, perméable ou peu perméable | Sol imperméable, roc ou nappe phréatique | 0,90 m** |
| Élément épurateur à superficie réduite | Très perméable, perméable ou peu perméable*** | Sol imperméable et/ou peu perméable, roc ou nappe phréatique | 0,60 m |
| Champs de polissage | Très perméable | Sol imperméable, peu perméable et perméable, roc ou nappe phréatique | 0,60 m |
| | Perméable ou peu perméable | Sol imperméable, roc ou nappe phréatique | 0,30 m |

* Après remontée de la nappe phréatique.

** Incluant la couche de sable filtrant.

*** En sol peu perméable, l'élément épurateur à superficie réduite devrait être un terre à sable hors sol, et l'épaisseur minimale de sol non saturé requise inclut la couche de sable filtrant.

Dans un ouvrage d'infiltration fonctionnant bien, les eaux usées vont s'accumuler sur une épaisseur de plusieurs centimètres dans la zone de distribution à la surface du biofilm alors que le sol en dessous du biofilm sera en conditions non saturées. Au travers du sol non saturé, l'épuration des eaux usées se fait biologiquement (biomasse aérobie), physiquement (filtration et adsorption) et chimiquement (précipitation) grâce à la présence d'oxygène et à la vitesse d'écoulement relativement faible (University of Minnesota, 2017).

6.2.2 Protection des eaux souterraines

6.2.2.1 Protection bactériologique et virologique

Normalement, le passage des eaux usées à travers un sol non saturé permet en partie l'enlèvement des organismes pathogènes. Les bactéries, étant agglomérées ensemble ou autour de solides, sont filtrées tandis que les virus peuvent être retenus dans les pores du sol en raison des attractions de charge. Une fois immobilisés dans le sol, les microorganismes pathogènes meurent pour différentes raisons (University of Minnesota, 2017). En effet, leur mort (ou leur survie) dépend de nombreuses conditions intrinsèques au sol (p. ex. pH, température, teneur en eau, nature du sol) et aux microorganismes mêmes (p. ex. demi-vie, prédation par la biomasse) (Lusk et collab., 2017). De grands panaches de dispersion des bactéries et des virus ont été notés dans la littérature, principalement dans des conditions saturées (US EPA, 2002). Il est donc recommandé de respecter une distance de protection avec les sites de prélèvement d'eau souterraine.

Pour assurer la protection des sources souterraines d'eau potable, l'infiltration d'eaux usées à l'intérieur de l'aire de protection immédiate d'un prélèvement d'eau souterraine telle qu'elle est définie à l'article 54 du *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP, c. Q -2, r. 35,2) est interdite conformément à l'article 56 de ce règlement. Elle est également non recommandée à l'intérieur des aires de protection intermédiaires bactériologiques et virologiques d'un prélèvement d'eau souterraine définies à l'article 57 du RPEP. Le Tableau 6.2.2-1 résume les différentes aires de protection du RPEP selon les catégories de prélèvement d'eau.

Tableau 6.2.2-1 – Distance des aires de protection selon le RPEP

| Catégorie de prélèvement d'eau ^[A] | Aire de protection immédiate | Aire de protection intermédiaire | |
|--|------------------------------|--|--|
| | | bactériologique | virologique |
| Catégorie 1 (municipal, alimentant plus de 500 personnes) | 30 m | Distance correspondant à un temps de migration de 200 jours ^[B] | Distance correspondant à un temps de migration de 550 jours ^[B] |
| Catégorie 2 (municipal, alimentant de 21 à 500 personnes et autres alimentant 21 personnes et plus et au moins une résidence ou un établissement) | 30 m | 100 m | 200 m |
| Catégorie 3 (alimentant 20 personnes et moins, ou bien exclusivement des entreprises ou des établissements touristiques ou utilisés à des fins de transformation alimentaire) | 3 m | 30 m | 100 m |

^[A] Voir les définitions exactes des catégories de prélèvement à l'article 51 du RPEP.

^[B] À déterminer par un professionnel conformément à l'article 57 du RPEP.

Note : Se reporter au RPEP pour plus de détails.

L'étude hydrogéologique démontrant que les ouvrages d'assainissement des eaux usées ne constitueront pas une source de contamination pour les prélèvements d'eau souterraine effectués à des fins de consommation humaine n'est pas requise dans les cas suivants :

- Ouvrages d'assainissement dont le débit de conception est supérieur à 3,24 m³/d, lorsque la zone d'infiltration est localisée à l'extérieur de l'aire de protection intermédiaire virologique d'un prélèvement d'eau souterraine définie à l'article 57 du RPEP.
- Ouvrages d'assainissement dont le débit de conception est inférieur ou égal à 3,24 m³/d, lorsque la zone d'infiltration est localisée à l'extérieur de l'aire de protection intermédiaire bactériologique d'un prélèvement d'eau souterraine définie à l'article 57 du RPEP, ou à plus de 15 m d'un puits scellé conformément à l'article 19 du RPEP.
- Tous les ouvrages d'assainissement, lorsqu'un rejet en surface est prévu.

6.2.2.2 Nitrates

Les eaux usées d'origine domestique comportent une charge d'azote non négligeable présente sous forme organique et ammoniacale. L'azote organique peut être libéré sous forme d'azote ammoniacal par l'action des bactéries. L'azote ammoniacal peut être transformé en nitrite puis en nitrate par les bactéries nitrifiantes qui l'utilisent comme source d'énergie.

Il faudrait veiller à ce que l'infiltration des eaux usées dans le sol n'entraîne pas une concentration de nitrites et de nitrates supérieure à 5 mg N/l dans un ouvrage de captage d'eau destinée à la consommation humaine. En effet, bien que la norme prescrite par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP, Q-2, r. 40) pour la concentration de nitrites et de nitrates soit de 10 mg N/l, des mesures préventives de protection de la source doivent être déclenchées à partir d'une concentration supérieure à 5 mg N/l. L'article 67 du RPEP exige à ce titre que, lorsque le responsable d'un prélèvement d'eau souterraine est avisé qu'au moins deux échantillons d'eau ont contenu plus de 5 mg N/l de nitrites ou de nitrates au cours d'une période de deux (2) ans (conformément à l'article 36.0.1 du RQEP), il doit aviser le ministre et lui transmettre la liste des propriétés incluses dans les aires de protection intermédiaires du prélèvement. Des concentrations de nitrites et de nitrates supérieures à 5 mg N/l (articles 59 et 64 du RPEP) déclenchent aussi des restrictions et interdictions de certaines activités agricoles dans les aires de protection intermédiaires. On peut réaliser un échantillonnage préalablement au projet pour analyser la concentration de nitrites et de nitrates d'une installation de prélèvement d'eau souterraine. On peut aussi consulter les données récoltées au cours des études hydrogéologiques faites lors des demandes de prélèvement d'eau souterraine à des fins de consommation humaine pour connaître la concentration de nitrites et de nitrates dans la nappe phréatique.

La littérature relève des panaches de dispersion des nitrates restant intacts sur de longues distances (plus de 100 m) dans le sol (US EPA, 2002). Il est difficile de déterminer la concentration de nitrates résiduelle après infiltration, et les modèles de dilution disponibles pour le calcul de l'atténuation des nitrates dans la zone de sol non saturé sont non réalistes selon la US EPA.

Pour assurer la protection des sources souterraines d'eau potable, le Ministère considère que l'infiltration d'eaux usées constitue une source potentielle de contamination dans les cas suivants :

- Le débit de conception est supérieur à 3,24 m³/d
et la zone d'infiltration est située à l'intérieur de l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine, définie à l'article 57 du RPEP
et la concentration de nitrates (NO₃⁻) et de nitrites (NO₂⁻) de l'eau souterraine échantillonnée conformément au RQEP est supérieure à 5 mg N/l à deux (2) reprises ou plus au cours d'une période de deux (2) ans.

- Le débit de conception est supérieur à 3,24 m³/d
et la zone d'infiltration est située dans les 100 premiers mètres de l'aire de protection virologique d'un prélèvement d'eau souterraine de catégorie 3¹³ situé sur une propriété voisine
et la masse quotidienne de N infiltrée (g N/d, comprenant AAT, NO₃⁻ et NO₂⁻) divisée par le débit journalier moyen du prélèvement (m³/d) génère plus de 5 mg N/l.

6.2.3 Protection des eaux de surface d'une contamination en phosphore

Même si les eaux usées ont subi un traitement avant d'être infiltrées dans le sol, certains contaminants demeurent présents et peuvent atteindre les eaux souterraines. C'est notamment le cas des nitrates évoqués précédemment ainsi que du phosphore, qui fait l'objet d'une préoccupation en raison de la problématique des algues bleu-vert dans les plans d'eau.

6.2.3.1 Le mouvement du phosphore dans le sol

Le taux de rétention du phosphore dans le sol et la vitesse de déplacement de son panache de dispersion sont très différents d'un site à l'autre, car ils dépendent en grande partie des propriétés physiques et chimiques du sol en place. Les deux principaux mécanismes qui contrôlent la rétention du phosphore dans le sol sont l'adsorption et la précipitation.

Les mécanismes d'adsorption tendent à être réversibles, et la surface disponible dans le sol est généralement limitée par les sites de « sorption » qui finissent par se saturer si la charge en phosphore demeure présente pendant une longue période. Le degré de saturation en phosphore du sol peut être évalué à l'aide d'indices agroenvironnementaux comme le P/Al Mehlich-III ou celui de Sissingh.

Les mécanismes de précipitation sont plus durables et demeurent actifs tant que la réserve de cations (fer, aluminium et calcium) dans le sol est suffisante. Le pouvoir tampon du sol est aussi un facteur important. Les sols calcaires sont moins efficaces pour retenir le phosphore alors que les sols acides favorisent le lessivage du fer et de l'aluminium contenus dans les particules de sol, qui deviennent disponibles pour coprecipiter avec le phosphore. À la suite d'études *in situ* visant à évaluer les sols qui risquent d'exporter du phosphore, le gouvernement de l'Ontario (2010) a préconisé l'infiltration dans des sols naturels de plus de 3 m d'épaisseur, non calcaires (moins de 1 % d'équivalent en CaCO₃ par poids) ayant des concentrations de Fe et d'Al extractibles à l'acide de plus de 1 % d'équivalent par poids.

D'autres facteurs, comme le type et la texture du sol, la saturation en eau et le potentiel d'oxydoréduction, influent sur les mécanismes d'adsorption et de précipitation. On peut consulter un inventaire des dépôts de surface et des études pédologiques sur le site Web de l'[Institut de recherche et développement en agroenvironnement](#).

6.2.3.2 Distance entre l'ouvrage d'infiltration et le réseau hydrographique

Hutchinson (2002) a proposé un taux d'exportation de la charge en phosphore en fonction de la distance qui sépare l'ouvrage d'infiltration et le réseau hydrographique. Ce taux d'exportation, qui est exprimé en pourcentage (%), devrait être utilisé avec prudence puisqu'il est indépendant des caractéristiques du sol, de celles de la nappe phréatique et du type d'ouvrage d'infiltration utilisé. De plus, il a été établi dans un contexte de modélisation pour des résidences isolées et n'est pas issu de données mesurées sur le terrain. Le Tableau 6.2.3-1 présente les taux d'exportation proposés par Hutchinson (2002).

¹³ Se référer à l'article 51 du RPEP pour la définition des catégories de prélèvement d'eau.

Tableau 6.2.3-1 – Taux d'exportation du phosphore à partir d'un ouvrage d'infiltration

| Distance par rapport au réseau hydrographique | Pourcentage de charge |
|---|-----------------------|
| de 0 à 100 mètres | 100 |
| de 100 à 200 mètres | 66 |
| de 200 à 300 mètres | 33 |
| > 300 mètres | 0 |

La distance entre l'ouvrage d'infiltration et le réseau hydrographique est calculée à partir de la rive, telle qu'elle est définie au *Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles* (RAMHHS). De plus, le réseau hydrographique inclut tous les cours d'eau permanents, conséquemment les fossés et les cours d'eau intermittents¹⁴ ne sont pas considérés comme des tributaires.

En se basant sur les taux d'exportation recommandés par Hutchinson (2002), le Ministère présume que les ouvrages d'infiltration situés à plus de 300 mètres d'un lac ou de ses tributaires ne devraient généralement pas avoir d'effet significatif sur les apports en phosphore dans le lac.

6.2.3.3 Zone non saturée en eau dans le sol

La présence d'une épaisseur de sol non saturé en eau sous la surface d'application des eaux usées permet la création d'une zone oxydative qui favorise une rétention du phosphore. Des études réalisées en Ontario sur des résidences isolées ont permis de déterminer que la zone de rétention maximale du phosphore est localisée dans le premier mètre de la zone non saturée en eau. Parmi les critères utilisés pour tenir compte du potentiel d'exportation du phosphore, la présence d'une hauteur non saturée minimale sous l'ouvrage d'infiltration de 1,5 mètre de sol au-dessus du niveau maximal moyen des eaux souterraines (NMMES)¹⁵ a été retenue lorsque l'infiltration est prévue à moins de 300 mètres d'un lac ou de l'un de ses tributaires.

6.2.3.4 Caractéristiques du sol (conductivité hydraulique)

La granulométrie et la structure des sols influent sur leur capacité de rétention du phosphore. En général, les sols à texture fine sont moins perméables, et leurs caractéristiques favorisent les phénomènes de fixation du phosphore dans le sol (He et collab., 1999). Par ailleurs, plus le temps de contact entre le sol et les eaux usées est long, plus les phosphates peuvent se diffuser vers l'intérieur des particules de sol (Zanini et collab., 1998).

Dans ce contexte, il apparaît qu'une perméabilité plus faible et qu'un temps de contact plus long favorisent la rétention du phosphore. D'un autre côté, une conductivité hydraulique trop faible peut nuire à la percolation et causer des résurgences.

Les sols qui présentent une conductivité hydraulique modérée (entre $6 \cdot 10^{-4}$ et $2 \cdot 10^{-3}$ cm/s) semblent les plus adéquats (Reckhow et collab., 1980).

¹⁴ La définition d'un fossé est présentée dans le *Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement* (REAFIE). L'écoulement de l'eau de surface est généralement intermittent lorsque le territoire drainé (superficie du bassin versant) est inférieur à 5 km² en amont du point de rejet.

¹⁵ Voir la fiche d'information [Interprétation de l'expression "où il n'est pas susceptible d'être submergé" – Articles 7.1 et 7.2 du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/interpretation-q2r8.pdf) (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/interpretation-q2r8.pdf>).

6.2.3.5 Critères permettant l'infiltration d'eaux usées à moins de 300 mètres du réseau hydrographique

L'exportation du phosphore dans le sol vers le réseau hydrographique est un mécanisme complexe qui est soumis à de nombreux facteurs. Il apparaît difficile de prendre en considération tous ces facteurs sans effectuer une modélisation au cas à cas. Pour simplifier l'administration des demandes d'autorisation, le Ministère recommande des critères normatifs qui visent à réduire ce taux d'exportation.

L'infiltration d'eaux usées à moins de 300 mètres de la rive du réseau hydrographique n'est pas permise lorsqu'un plan d'eau a connu des épisodes importants ou récurrents d'algues bleu-vert ([lacs prioritaires](#)), à moins qu'une déphosphatation des eaux usées ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) n'ait été effectuée avant l'infiltration.

Dans les autres cas, on peut envisager l'infiltration d'eaux usées à moins de 300 mètres de la rive du réseau hydrographique, mais à certaines conditions. Selon les éléments mentionnés précédemment, il faut notamment considérer :

- le bassin versant du plan d'eau ;
- la distance entre l'ouvrage d'infiltration des eaux usées et le réseau hydrographique ;
- la présence d'une zone non saturée en eau sous l'ouvrage d'infiltration ;
- la conductivité hydraulique du sol en place.

Les critères en vertu desquels l'infiltration d'eaux usées à moins de 300 mètres de la rive du réseau hydrographique est permise sont présentés dans le Tableau 6.2.3-2. L'effet potentiel de la quantité d'eaux usées infiltrées qui sont dirigées vers le réseau hydrographique a été pris en compte dans l'élaboration des critères. Ainsi, la distance minimale permise entre la zone d'infiltration des eaux usées avec ou sans déphosphatation et la rive d'un plan d'eau varie selon le débit de conception.

Les critères présentés tiennent compte, notamment, des contraintes d'application, de considérations techniques et économiques et de l'équité dans les exigences imposées. En raison de ces contraintes, ils se distinguent de ceux qui sont appliqués pour la modélisation des apports en phosphore dans les lacs.

Lorsque le cours d'eau ne se situe pas en amont d'un lac (peu importe la distance sur le réseau hydrographique), les recommandations formulées dans le Tableau 6.2.3-2 ne s'appliquent pas. Les eaux usées peuvent être infiltrées dans le sol si le système est situé à plus de 15 mètres de la rive¹⁶, sans qu'une déphosphatation soit requise.

¹⁶ Voir la définition de la rive dans le *Règlement sur les activités dans des milieux humides, hydriques et sensibles* (RAMHHS).

Tableau 6.2.3-2 – Critères recommandés pour l’infiltration d’eaux usées à moins de 300 mètres du réseau hydrographique ¹

| Infiltration à moins de 300 mètres d’un lac | | |
|--|---|--|
| Q ≤ 20 m³/d | 20 m³/d < Q < 100 m³/d | 100 m³/d ≤ Q |
| <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 100 mètres</u> de la rive d’un lac et :</p> <ul style="list-style-type: none"> le plan d’eau n’a pas connu d’épisodes importants ou récurrents d’algues bleu-vert ; sous l’ouvrage d’infiltration, il y a une zone non saturée minimale de 1,5 mètre de hauteur au-dessus du niveau des eaux souterraines après remontée de la nappe ² ; la conductivité du sol en place est inférieure à $4 \times 10^{-3} \text{ cm/s}^3$. <p>OU</p> <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 30 mètres</u> de la rive et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> | <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 200 mètres</u> de la rive d’un lac et :</p> <ul style="list-style-type: none"> le plan d’eau n’a pas connu d’épisodes importants ou récurrents d’algues bleu-vert ; sous l’ouvrage d’infiltration, il y a une zone non saturée minimale de 1,5 mètre de hauteur au-dessus du niveau des eaux souterraines après remontée de la nappe ² ; la conductivité du sol en place est inférieure à $4 \times 10^{-3} \text{ cm/s}^3$. <p>OU</p> <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 30 mètres</u> de la rive et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> | <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 100 mètres</u> de la rive d’un lac et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> |
| Infiltration à plus de 300 mètres d’un lac et à moins de 300 mètres d’un de ses tributaires ⁵ | | |
| Q ≤ 20 m³/d | 20 m³/d < Q < 100 m³/d | 100 m³/d ≤ Q |
| <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 30 mètres</u> de la rive d’un tributaire et :</p> <ul style="list-style-type: none"> le plan d’eau n’a pas connu d’épisodes importants ou récurrents d’algues bleu-vert ; sous l’ouvrage d’infiltration, il y a une zone non saturée minimale de 1,5 mètre de hauteur au-dessus du niveau des eaux souterraines après remontée de la nappe ² ; la conductivité du sol en place est inférieure à $4 \times 10^{-3} \text{ cm/s}^3$. <p>OU</p> <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 15 mètres</u> de la rive et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> | <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 100 mètres</u> de la rive d’un tributaire et :</p> <ul style="list-style-type: none"> le plan d’eau n’a pas connu d’épisodes importants ou récurrents d’algues bleu-vert ; sous l’ouvrage d’infiltration, il y a une zone non saturée minimale de 1,5 mètre de hauteur au-dessus du niveau des eaux souterraines après remontée de la nappe ² ; la conductivité du sol en place est inférieure à $4 \times 10^{-3} \text{ cm/s}^3$. <p>OU</p> <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 15 mètres</u> de la rive et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> | <p>Zone d’infiltration localisée <u>à plus de 30 mètres</u> de la rive d’un tributaire et déphosphatation avant l’infiltration ($P_{\text{tot}} \leq 1 \text{ mg/l}$) ⁴.</p> |

¹ Les critères d’infiltration spécifiés aux autres sections du présent guide s’appliquent.

² La remontée de la nappe devrait être calculée à partir du NMMES.

³ Correspond à la limite supérieure de la conductivité hydraulique d’un sable fin ou d’un sable limoneux fin (sol perméable). La conductivité devrait idéalement être inférieure à $2 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$.

⁴ L’infiltration après déphosphatation n’est pas permise à des distances inférieures.

⁵ Le tributaire peut être direct ou indirect, il s’agit de tout cours d’eau permanent faisant partie du réseau hydrographique du lac (excluant les fossés et les cours d’eau intermittents dont le bassin versant, en amont du point de rejet, est < 5 km²).

6.3 Éléments épurateurs

Une filière de traitement constituée d'une fosse septique et d'un élément épurateur est communément appelée « installation septique ». Un élément épurateur est un ouvrage destiné à répartir l'effluent d'un système de traitement primaire en vue d'en poursuivre l'épuration par infiltration dans le sol du terrain récepteur.

On peut aussi recourir à des dispositifs de prétraitement comme un préfiltre et un piège à matières grasses.

La présente section porte sur les types d'éléments épurateurs suivants :

- Les tranchées d'infiltration.
- Les lits d'infiltration.
- L'élément épurateur avec matériau de remblai.
- Les tertres à sable hors sol.
- L'élément épurateur à la surface du sol.

Le terrain récepteur destiné à recevoir l'élément épurateur devrait être un terrain naturel. Il ne devrait donc pas avoir fait l'objet d'un remblai, d'une construction ou d'un aménagement susceptible d'altérer les caractéristiques d'origine du sol.

Les éléments épurateurs constitués de tranchées d'infiltration sont préférables à ceux constitués de lits d'infiltration pour plusieurs raisons :

- Ils permettent une meilleure oxygénation de la surface d'application des eaux usées.
- Ils peuvent bénéficier de la superficie d'infiltration supplémentaire offerte par les parois des tranchées.
- Ils permettent de limiter les problèmes de remontée de la nappe.
- Ils peuvent être adaptés plus facilement à la topographie et aux caractéristiques du site (pente, obstacles sur le site, etc.).
- Il est plus facile de les construire sans circuler sur la surface d'infiltration avec de l'équipement lourd.

Les lits d'infiltration sont une solution particulièrement propice aux sites où l'espace est trop restreint pour permettre l'aménagement de tranchées d'infiltration.

Les tertres à sable hors sol sont généralement utilisés dans les situations où le niveau élevé de la nappe phréatique (NMMES), du roc ou d'une couche de sol imperméable ne permet pas l'installation d'un élément épurateur constitué de tranchées ou de lits d'infiltration. Cette solution est également adoptée dans des sols peu perméables imposant l'ajout d'un lit de sable pour assurer l'infiltration des eaux usées. L'ajout d'une couche de sable filtrant peut enfin se révéler nécessaire dans les cas de sols trop perméables pour assurer un traitement adéquat, en augmentant le temps de contact avec les eaux usées.

6.3.1 Conditions de conception

6.3.1.1 Limites d'application

Les limites d'application des éléments épurateurs sont principalement liées :

- au débit d'eaux usées ;

- à la nature des eaux usées et à leurs caractéristiques ;
- aux caractéristiques des sites et du terrain naturel.

Pour ce qui est du débit de conception, la limite recommandée pour un élément épurateur de type tranchée d'infiltration est de 150 m³/d. Quant aux lits d'infiltration et aux tertres à sable hors sol, la limite recommandée est de 50 m³/d. Dans le cas d'un projet de traitement par infiltration conçu pour des débits plus élevés que ceux recommandés, on devrait l'accompagner de justifications techniques pertinentes (p. ex. de la documentation scientifique portant sur les installations exploitées dans des conditions similaires) ou d'études plus poussées (p. ex. étude exhaustive du site et modélisation numérique).

Les ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol ne sont pas compatibles avec les réseaux unitaires, et tout apport significatif d'eaux parasites (captage d'eaux de pluie ou de drainage). En effet, les pointes de débit survenant lors des périodes de précipitation ou de fonte des neiges risquent d'emporter vers l'élément épurateur des matières qui s'étaient déposées dans la fosse septique.

Les recommandations citées dans le présent chapitre sont considérées comme valables pour un élément épurateur recevant des eaux usées d'origine domestique dont les concentrations ne dépassent pas les valeurs types attendues à la sortie d'une fosse septique (voir chapitre 5 – section 5.2.8). Pour des eaux usées de nature différente ou ayant des concentrations plus élevées, une étude particulière devrait être faite au cas par cas, en se basant sur une caractérisation détaillée des eaux usées et sur l'information disponible dans la documentation scientifique.

Les limites d'application liées aux sites, comme les caractéristiques du site et du terrain naturel, la profondeur de la nappe d'eau souterraine (NMMES) et du roc, sont indiquées dans les sections traitant de chaque type d'élément épurateur.

6.3.1.2 Traitement préalable

L'affluent d'un élément épurateur devrait minimalement avoir subi un traitement primaire au préalable (p. ex. fosse septique).

Dans le cas d'une installation septique recevant des eaux usées plus concentrées que celles de type domestique¹⁷, le concepteur devrait prévoir un ou plusieurs ouvrages supplémentaires de traitement entre la fosse septique et l'élément épurateur, ou le remplacement de la fosse septique par un système de traitement plus avancé pour atteindre les valeurs visées avant l'infiltration. Lorsque les eaux usées sont plus concentrées en matière organique, le concepteur peut aussi utiliser un des taux de charge organique maximaux recommandés au Tableau 6.3.2-1 pour dimensionner l'élément épurateur. Cela implique de réduire le taux de charge hydraulique.

On devrait porter une attention particulière aux eaux usées commerciales, dont les charges sont plus élevées. Par exemple, comme il est mentionné au chapitre 3 (section 3.3.4), les effluents de fosses septiques qui reçoivent des eaux usées provenant de restaurants sont beaucoup plus chargés que les effluents types de fosses septiques recevant des eaux usées domestiques. Siegrist et collab. (1985) ont observé que plusieurs installations septiques traitant des charges élevées de restaurants avaient connu des problèmes de fonctionnement (colmatage du sol, accumulation d'eau à la surface d'application). Ils ont ensuite confirmé, par des essais en laboratoire sur des colonnes de sable, que celles alimentées par des restaurants se colmataient beaucoup plus rapidement que celles alimentées par des résidences. La conception pour ce type d'établissement devrait donc être faite avec prudence.

Enfin, outre les mesures mentionnées précédemment, le concepteur devrait faire toutes les vérifications nécessaires pour s'assurer que l'installation ne présentera pas de problèmes de colmatage prématuré du

¹⁷ Tout en demeurant dans le domaine d'application du présent guide.

sol, ni de risque pour la santé publique ou de contamination des eaux souterraines ou des eaux de surface (voir la section 6.2).

6.3.2 Critères de conception

6.3.2.1 Taux de charge hydraulique et organique

Les taux de charge hydraulique et organique applicables au terrain récepteur dépendent du type d'élément épurateur et des caractéristiques du sol du terrain récepteur.

Le Tableau 6.3.2-1 présente les taux de charge hydraulique maximaux applicables aux différentes caractéristiques de sol pour chaque type d'élément épurateur. Ces valeurs ont été établies à partir d'une synthèse des recommandations de Tyler et collab. (1991 et 2001) et de Dubé et collab. (1996). Les principaux facteurs déterminants sont les caractéristiques obtenues à la suite de la description exhaustive du sol (texture, structure et consistance) et la conductivité hydraulique du sol.

Le Tableau 6.3.2-1 présente également les taux de charge organique maximaux recommandés. Ces derniers ont été calculés à partir des taux de charge hydraulique, en considérant une concentration de 225 mg/l de DBO₅, soit la concentration attendue à l'effluent d'une fosse septique recevant des eaux usées typiquement domestiques (voir chapitre 5 – section 5.2.8). Ainsi, le taux de charge organique maximal sera le taux le plus contraignant lorsque l'effluent à infiltrer présente une concentration de DBO₅ plus élevée que celle d'un effluent typique de fosse septique recevant des eaux usées d'origine domestique. Le taux de charge hydraulique sera plus limitant lorsque la charge organique de l'effluent est moins élevée. La superficie minimale d'un élément épurateur obtenue en appliquant le taux de charge hydraulique et celle obtenue en appliquant le taux de charge organique devraient être similaires pour un effluent de fosse septique qui reçoit des eaux usées typiquement domestiques.

PRÉLIMINAIRE

Tableau 6.3.2-1 – Taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables au terrain récepteur selon le type d'élément épurateur

| Caractéristiques du sol du terrain récepteur Description exhaustive du sol ^A | Conductivité hydraulique cm/s | Tranchées d'infiltration ^B | | Lits d'infiltration | | Tertres à sable hors sol ^C | |
|--|---|---------------------------------------|--|-----------------------------------|--|---------------------------------------|--|
| | | Taux de charge hydraulique | Taux de charge organique | Taux de charge hydraulique | Taux de charge organique | Taux de charge hydraulique | Taux de charge organique |
| | | L.m ² .d ⁻¹ | g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ | L.m ² .d ⁻¹ | g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ | L.m ² .d ⁻¹ | g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ |
| Gravier ou sable graveleux grossier | > 5 x 10 ⁻² | Note 1 | | Note 1 | | 40 | 9,0 |
| Sable grossier, sable, sable limoneux grossier ou sable limoneux granulaire | 5 x 10 ⁻² - 4 x 10 ⁻³ | 40 | 9,0 | 30 | 6,8 | 40 | 9,0 |
| Sable fin, sable très fin, sable limoneux fin ou sable limoneux très fin granulaire | 4 x 10 ⁻³ - 4 x 10 ⁻⁴ | 20 | 4,5 | 16 Note 3 | 3,6 | 24 | 5,4 |
| Limon sablonneux, limon ou silt-limon à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | 4 x 10 ⁻⁴ - 2 x 10 ⁻⁴ | 16 Note 2 | 3,6 | 12 Note 3 | 2,7 | 16 Note 4 | 3,6 |
| Limon sablonneux, limon ou silt-limon à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade faible | | | | | | | |
| Argile sablonneuse-limon, argile-limon, argile silteuse-limon ou silt à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | 2 x 10 ⁻⁴ - 6 x 10 ⁻⁵ | Non recommandé | | Non recommandé | | 8 Note 4 | 1,8 |
| Argile sablonneuse-limon, argile-limon, argile silteuse-limon ou silt à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade faible | | | | | | | |
| Argile sablonneuse, argile silteuse ou argile à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | < 6 x 10 ⁻⁵ | Non recommandé | | Non recommandé | | Non recommandé | Non recommandé |
| Argile sablonneuse, argile ou argile silteuse à structure faible | | | | | | | |
| Tous sols à consistance ferme ou cimentée ou à structure lamellaire ou massive | < 6 x 10 ⁻⁵ | Non recommandé | | Non recommandé | | Non recommandé | |

^A Selon le Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002), sauf en ce qui a trait à la texture. Celle-ci devrait être déterminée selon le système de classification du National Resources Conservation Service du United States Department of Agriculture (USDA NRCS).

^B La surface d'infiltration n'inclut pas les espaces entre les tranchées.

^C À l'interface du sable avec le sol naturel.

Note 1 : Peut être considéré avec l'ajout d'une couche de sable filtrant de 600 mm d'épaisseur à un taux de charge hydraulique ne dépassant pas 40 L.m².d⁻¹ et à un taux de charge organique ne dépassant pas 8,0 g-DBO₅.m⁻².d⁻¹. On doit avoir un système de distribution sous faible pression. Il faut s'assurer qu'il n'y a pas de risque d'entraînement des matériaux filtrants dans le sol sous-jacent.

Note 2 : Peut être considéré sur recommandation d'un spécialiste, appuyée par une étude de site exhaustive, en l'absence d'argile expansive. Il peut être avantageux d'ajouter une couche de sable de 100 à 150 mm d'épaisseur dans le fond de la tranchée.

Note 3 : Peut être considéré pour des débits de conception inférieurs à 10 m³/d sur recommandation d'un spécialiste, appuyée par une étude de site exhaustive. Il peut être avantageux d'ajouter une couche de sable de 100 à 150 mm d'épaisseur au fond du lit.

Note 4 : Peut être considéré pour des débits de conception inférieurs à 10 m³/d, en l'absence d'argile expansive et sur recommandation d'un spécialiste, appuyée par une étude de site exhaustive.

Le taux de charge hydraulique applicable est déterminé par l'ingénieur en fonction des résultats de l'étude de caractérisation du site et du terrain naturel. On devrait démontrer que le sol est en mesure d'évacuer à long terme la quantité prévue d'eaux usées à injecter par unité de surface tout en conservant une épaisseur de sol non saturé d'au moins 900 mm entre la surface d'application (base du lit de gravier ou de pierre concassée) et le niveau de la nappe après remontée. Pour un tertre à sable hors sol, l'épaisseur du lit de sable filtrant est incluse dans l'épaisseur de 900 mm.

Le calcul de la remontée de la nappe est requis pour tous les projets (section 6.1.4), sauf lorsqu'il est démontré que la remontée ne sera pas critique selon les faibles débits et autres circonstances particulières du projet. La remontée de la nappe est généralement plus grande dans le cas d'un lit d'infiltration que dans celui de tranchées d'infiltration. Si la remontée de la nappe à long terme est telle que l'épaisseur de 900 mm de sol non saturé ne peut être assurée, on doit effectuer une réduction du taux de charge hydraulique ou une modification de la géométrie de l'élément épurateur afin que ce critère soit respecté. Par exemple, les tranchées d'infiltration peuvent être espacées davantage, et les lits d'infiltration peuvent être fragmentés en sections plus petites, allongés ou plus espacés.

6.3.2.2 Facteur de majoration de la superficie de l'élément épurateur

On devrait appliquer un facteur de majoration de 1,5 fois la superficie calculée à partir des valeurs du Tableau 6.3.2-1 pour établir la superficie totale de l'élément épurateur. On devrait aménager celui-ci en au moins trois (3) sections d'égale superficie et l'alimenter de manière à permettre la mise au repos de l'une d'elles en tout temps. Pour de petits éléments épurateurs, il est également possible d'appliquer un facteur de majoration de deux (2) sur la superficie totale dans le but de réduire le nombre de sections à deux (2), chacune pouvant être mise au repos en alternance.

Dans le cas d'un établissement saisonnier, le facteur de majoration peut être omis compte tenu de la période de repos correspondant à la période de l'année où l'établissement n'est pas exploité. Le facteur de majoration peut aussi s'avérer non essentiel pour des établissements susceptibles d'être peu utilisés pendant une partie importante de l'année. Dans ce dernier cas, l'ingénieur devrait justifier la pertinence de ne pas appliquer le facteur de majoration.

6.3.3 Systèmes de distribution

Le système de distribution a pour but de transporter les eaux usées sortant du système de traitement situé en amont de l'élément épurateur (généralement une fosse septique) et de les répartir sur la surface d'infiltration. Pour obtenir un traitement optimal des eaux usées par percolation dans le sol tout en réduisant les risques de colmatage au minimum, les eaux usées devraient être distribuées le plus uniformément possible sur l'ensemble de la surface de l'élément épurateur.

Les trois principaux types de systèmes de distribution sont :

- le système gravitaire à alimentation continue ;
- le système gravitaire à alimentation intermittente par chasse d'eau ;
- le système de distribution sous faible pression (SDSFP).

Le système gravitaire à alimentation continue est le type habituellement utilisé pour les résidences isolées. Bien qu'il donne des résultats satisfaisants pour ces installations dont les débits de conception sont très faibles et généralement intermittents, il est beaucoup moins approprié pour les installations de plus grandes tailles. Ce système assure difficilement une répartition égale du débit entre les orifices d'une même conduite et entre les diverses conduites de distribution. Plus les débits de conception à traiter sont élevés, plus les superficies d'infiltration sont grandes et plus les surcharges locales risquent d'être importantes. Il peut en résulter une efficacité de traitement moindre, surtout pour les sols granulaires très perméables, de même qu'un risque accru de colmatage, notamment dans les sols plus fins.

Le système de distribution sous faible pression assure une répartition relativement uniforme des eaux usées par tous les orifices. Il favorise donc une utilisation optimale de l'ensemble de la surface d'infiltration. De plus, le dosage intermittent facilite l'oxygénation de la surface d'épandage.

Le système gravitaire à alimentation intermittente par chasse d'eau constitue un compromis entre les deux systèmes mentionnés précédemment. En accumulant une quantité d'eaux usées pour ensuite les évacuer rapidement vers le réseau de distribution gravitaire, ce système favorise une certaine répartition des eaux dans la majeure partie du réseau de conduites. Il demeure toutefois plus difficile de distribuer également les eaux usées dans un réseau gravitaire que dans un réseau en charge. Le système gravitaire permet aussi des périodes d'oxygénation de la surface d'épandage entre les dosages.

Pour ces raisons, le système de distribution sous faible pression est considéré comme le plus efficace et devrait toujours être privilégié.

Un système de distribution sous faible pression est requis :

- dans tous les cas où le débit de conception est supérieur à 10 m³/d ;
- dans tous les cas où la superficie totale d'infiltration est supérieure à 250 m² ;
- pour les tertres à sable hors sol ;
- pour les éléments épurateurs à la surface du sol ;
- dans un sol dont la texture se situe dans la zone imperméable du triangle de corrélation (voir le Tableau 6.1.2-2), mais dont la description exhaustive et les essais de conductivité hydraulique permettraient de recommander un taux de charge hydraulique selon le Tableau 6.3.2-1.

6.3.3.1 Système de distribution gravitaire à alimentation continue

Le système de distribution gravitaire à alimentation continue comprend :

- une conduite d'amenée ;
- un regard ou une boîte de répartition ;
- des conduites de distribution.

La conduite d'amenée des eaux prétraitées devrait être conforme aux normes BNQ applicables selon le matériau pour des conduites non perforées. Son diamètre devrait être d'au moins 75 mm, et de préférence d'au moins 100 mm. On doit préférer une pente d'au moins 2 %, et celle-ci ne devrait jamais être inférieure à 1 %.

La répartition des eaux usées devrait se faire le plus également possible entre les diverses conduites de distribution. Cette répartition peut être réalisée au moyen d'un regard ou d'une boîte de répartition munie de déversoirs ou d'un séparateur de débit sous pression. Il faut éviter d'avoir plusieurs divisions successives du débit afin de réduire les risques de mauvaise répartition des eaux usées.

La répartition au moyen d'un tuyau répartiteur non perforé auquel seraient raccordées les conduites de distribution (voir la Figure 6.3.3-1) n'est pas recommandée pour les débits de conception supérieurs à 3,24 m³/d. L'utilisation d'un tuyau répartiteur devrait se faire sur un site plat, en plaçant toutes les conduites de distribution au même niveau. Le tuyau répartiteur doit être parfaitement de niveau et placé sur un sol suffisamment dense pour prévenir les tassements différentiels. Il faut faire en sorte que le tuyau demeure de niveau. Il est préférable de prévoir un nombre pair de conduites de distribution raccordées symétriquement de part et d'autre de la conduite d'amenée. Il est aussi recommandé de ne pas dépasser six (6) conduites de distribution raccordées à un tuyau répartiteur.

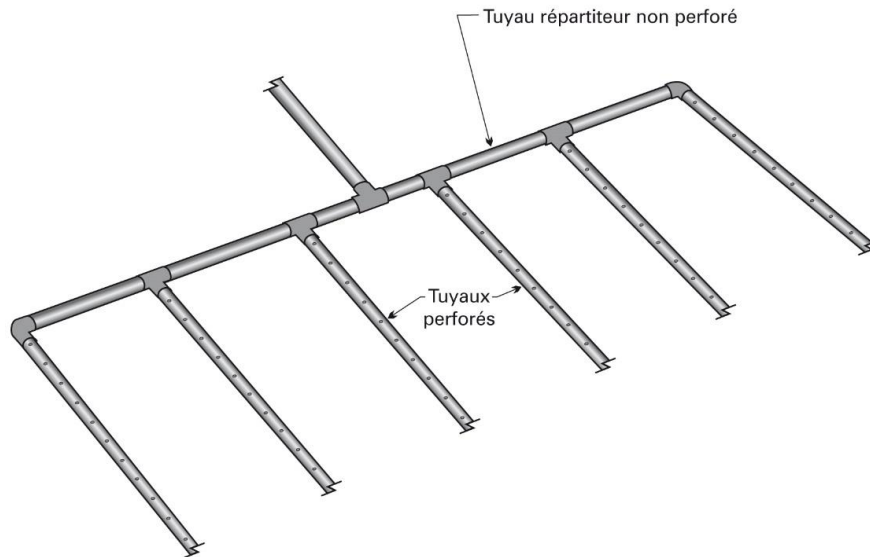


Figure 6.3.3-1 – Système d’alimentation gravitaire comportant un tuyau répartiteur

La répartition au moyen d’un regard ou d’une boîte de répartition (voir Figure 6.3.3-2) peut s’appliquer autant à un terrain plat qu’à un terrain en pente. Ce mode d’alimentation permet de mieux uniformiser l’épandage sur toute la surface d’infiltration. On devrait installer le regard de répartition parfaitement de niveau sur des fondations solides, à l’abri du gel et sans risque d’affaissement. On devrait situer toutes les sorties à la même élévation, et l’entrée, environ 25 mm au-dessus des sorties. On devrait placer une chicane en face de l’entrée pour prévenir les courants préférentiels, et installer des déversoirs ajustables à chacune des sorties. Le regard de répartition devrait être muni d’une ouverture de visite avec un couvercle étanche et une protection adéquate contre le gel.

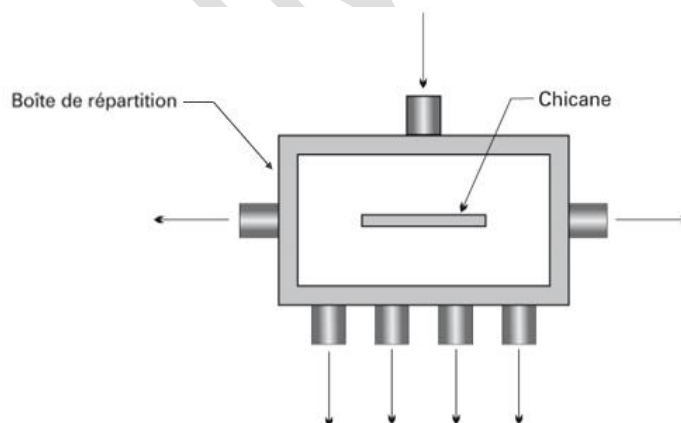


Figure 6.3.3-2 – Boîte de répartition

Les conduites de distribution devraient être conformes aux normes BNQ applicables aux tuyaux perforés pour la dispersion souterraine des effluents. Leur diamètre devrait être d’au moins 75 mm et, de préférence, de 100 mm. Les conduites sont posées de niveau ou avec une légère pente pouvant aller jusqu’à 0,33 %. Il est préférable de boucler l’extrémité des conduites de distribution lorsque la topographie du site le permet.

6.3.3.2 Système de distribution gravitaire à alimentation par chasse d'eau

Le système de distribution gravitaire à alimentation par chasse d'eau est similaire à celui décrit précédemment, mais l'alimentation s'effectue de façon intermittente et non continue. Elle peut être réalisée au moyen d'un poste de pompage, de siphons ou d'un autre dispositif mécanique permettant d'accumuler l'effluent de la fosse septique pour ensuite acheminer rapidement un volume donné dans le réseau de distribution.

Caractéristiques communes

Qu'il s'agisse d'un poste de pompage ou d'un autre dispositif destiné à alimenter de façon intermittente un réseau de distribution gravitaire, les caractéristiques suivantes devraient être satisfaites :

- Le volume d'une chasse d'eau correspond à environ 75 % du volume total des conduites de l'élément épurateur ou est d'au moins 340 L.
- La capacité de la chasse est suffisante pour évacuer ce volume en moins de 10 minutes, elle devrait être supérieure ou égale à 1,5 L/s et correspondre à au moins 1,25 à 2 fois le débit maximal de l'affluent.
- La chambre doseuse est munie d'une ouverture de visite d'au moins 600 mm, préférablement de 750 mm, avec un couvercle étanche accessible en tout temps.

Poste de pompage

Le poste de pompage (Figure 6.3.3-3) devrait répondre aux caractéristiques suivantes :

- Être muni d'un évent.
- Être muni de deux pompes fonctionnant en alternance, ou posséder un volume tampon additionnel au-dessus du niveau haut normal égal au débit quotidien de façon à assurer une certaine durée d'autonomie en cas de panne.
- S'il y a deux pompes, chacune alimente une section de l'élément épurateur, et elles devraient être ajustées pour répartir également le débit entre les sections ; on devrait prévoir un raccordement transversal avec un jeu de vannes pour permettre l'alimentation de l'une ou l'autre des sections en cas de panne d'une pompe.
- On devrait installer le panneau de commande des pompes à l'extérieur du puits de pompage.
- Il faut installer une alarme de haut niveau visuelle et sonore à haute intensité.
- Il est recommandé d'installer des compteurs horaires totalisant le temps de marche des pompes.
- La quincaillerie et les accessoires électriques devraient être à l'épreuve de la corrosion.
- Voir l'avertissement du chapitre 5 – section 5.2.11 concernant les dangers des espaces clos.

Siphons doseurs

Un système d'alimentation par siphons doseurs (Figure 6.3.3-4) devrait répondre aux caractéristiques suivantes :

- Être muni de plus d'un siphon doseur, chacun alimentant une section, lorsque la longueur totale des conduites de distribution est supérieure à 300 m ou si l'élément épurateur comporte plus d'une section.
- L'expérience ayant démontré que l'alternance de deux siphons doseurs est parfois aléatoire, il est recommandé d'installer chaque siphon doseur dans une chambre indépendante ou dans les compartiments d'une chambre à compartiments multiples.
- Être conçu pour résister à la corrosion.

- On doit disposer d'une hauteur de charge suffisante pour assurer le bon fonctionnement des siphons (vérifier les spécifications auprès du fabricant).
- Une conduite de dérivation ou trop-plein est généralement prévue pour acheminer les eaux usées vers l'élément épurateur en cas de non-fonctionnement du siphon.
- On doit envisager l'ajout d'une flotte reliée à un compteur d'événements, surtout lorsqu'il y a plus d'un siphon.

Autres dispositifs de chasse d'eau

Lorsque la topographie le permet, d'autres dispositifs de chasse d'eau, comme un auget basculant ou un système à chasse pendulaire (Amevet et Lesavre, 1993), peuvent être installés au lieu de pompes ou de siphons doseurs. Ces systèmes, surtout utilisés en France, sont peu répandus au Québec. On devrait réaliser une étude au cas par cas en prenant en considération l'expérience disponible et documentée à partir d'une utilisation antérieure de systèmes semblables.

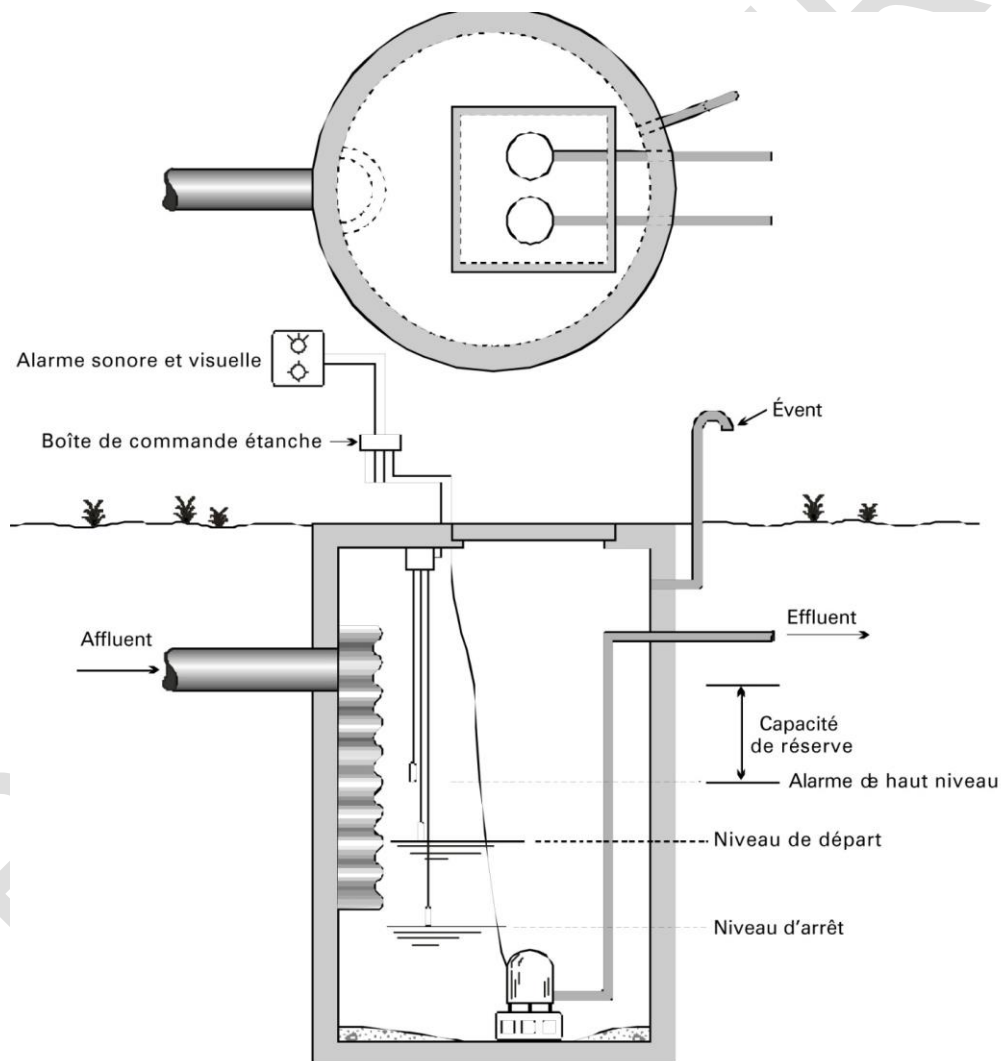
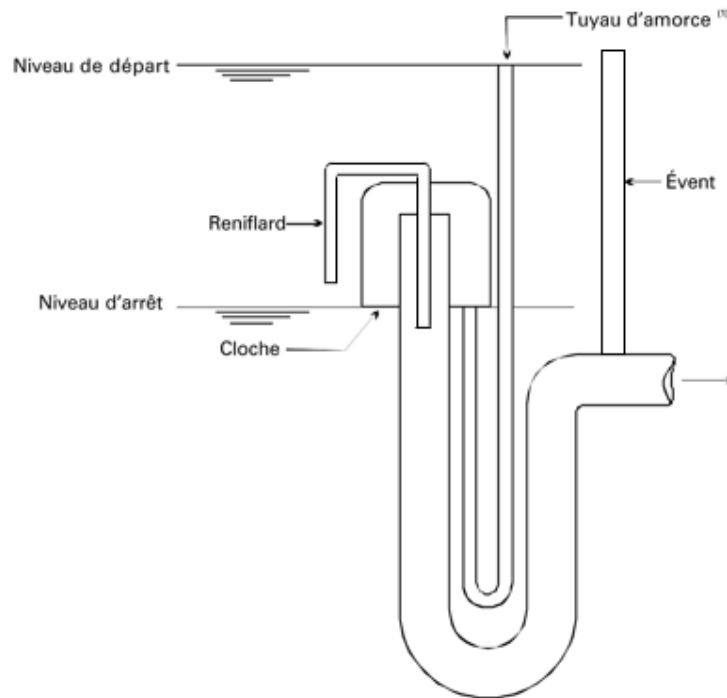


Figure 6.3.3-3 – Poste de pompage



Note1: Si requis selon les instructions du manufacturier.

Figure 6.3.3-4 – Siphon doseur

6.3.3.3 Système de distribution sous faible pression (SDSFP)

Le système de distribution sous faible pression (Figure 6.3.3-5) fonctionne par mise en charge du réseau de distribution. L'alimentation se fait de façon intermittente, généralement au moyen d'un poste de pompage. Dans certains cas, si la topographie du site permet de créer une hauteur d'eau suffisante, elle peut se faire de façon gravitaire au moyen de siphons doseurs ou d'un autre dispositif de chasse d'eau.

La pression résiduelle à l'extrémité des conduites latérales est de l'ordre de 1,0 m à 2,0 m d'eau. Le réseau devrait être conçu de manière à équilibrer les pertes de charge aux orifices pour assurer un débit sensiblement égal à chacun d'eux. Pour ce faire, les orifices devraient être plus petits que dans un réseau de distribution gravitaire de sorte qu'environ 75 % à 85 % de la perte de charge totale, excluant celle dans la conduite d'amenée et la hauteur statique, se situe à leur niveau. Il ne devrait pas y avoir plus de 10 % d'écart de débit entre deux orifices.

Le diamètre des orifices se situe entre 3,2 mm et 9,5 mm. On doit installer un préfiltre (voir chapitre 5 – section 5.4) en amont du système d'infiltration si le diamètre des orifices est inférieur à 6,4 mm (Dubé et collab., 1996). Initialement, cette taille d'orifices était surtout recommandée pour des systèmes non enfouis comme des filtres intermittents à recirculation (chapitre 7 – section 7.3). Toutefois, il est de plus en plus courant d'utiliser des orifices de 3,2 mm dans les systèmes de distribution des filtres à sable intermittent enfouis (chapitre 7 – section 7.2) de façon à réduire l'espacement entre les orifices tout en limitant le volume par dose et à permettre une fréquence de dosage suffisante.

La distance entre les orifices de même que la distance entre les conduites sont de l'ordre de 0,6 m à 1,2 m pour des éléments épurateurs et de l'ordre de 0,3 m à 0,6 m pour des filtres granulaires intermittents. Pour

réduire leur espacement, les orifices de deux conduites latérales adjacentes peuvent être placés en quinconce. Plus le sol est perméable, plus la distance choisie devrait être rapprochée.

Le diamètre intérieur des conduites latérales est de 25 mm à 50 mm.

Le dosage est calculé en tenant compte du nombre d'orifices et du débit requis à leur sortie pour assurer la pression résiduelle visée. Le volume par dose est établi de façon à obtenir une lame d'eau équivalant à 1,0 cm à 2,0 cm par dose sur la surface d'application¹⁸. De plus, un volume correspondant à environ 5 à 10 fois le volume total des conduites latérales est généralement recommandé à chaque dose (Otis, 1981 ; US EPA, 2002). Normalement, plus le sol est perméable, plus le nombre de doses par jour est élevé.

Contrairement aux systèmes de distribution gravitaire, les orifices sont disposés vers le haut. Ceci permet de vérifier lors de la construction que la distribution est uniforme et que la pression correspond bien à une hauteur d'au moins 1 m sur l'ensemble des conduites (hauteur des jets). On place ensuite un dispositif de protection et de dispersion au-dessus des orifices. Les conduites devraient se vider à la fin de chaque cycle de dosage pour prévenir les risques de gel. Une technique recommandée à cet effet consiste à poser les conduites de distribution avec une légère pente vers la conduite principale et à prévoir un orifice dirigé vers le bas à leur début.

On doit accorder une attention particulière aux sites en pente. La différence d'élévation entre deux conduites latérales entraîne une différence de hauteur statique, qu'il faut prendre en considération et compenser pour équilibrer la répartition du débit. Pour des différences d'élévation importantes, il est préférable d'aménager des sections alimentées séparément. Lorsque des tranchées d'une même section se situent à des élévations différentes, diverses solutions peuvent être envisagées par le concepteur pour équilibrer les débits comme des différences de diamètre ou d'espacement d'orifices.

Le réseau de distribution devrait être muni de bouches de nettoyage. Celles-ci peuvent être placées à l'extrémité de chaque conduite de distribution. On peut aussi relier l'extrémité de plusieurs conduites à une bouche de nettoyage commune.

Des exemples de calcul détaillé ainsi que des abaques pour concevoir le système de distribution se trouvent dans la littérature, dont les études de Dubé et collab. (1996).

¹⁸ Note : 1 cm/dose représente 10 L/m².

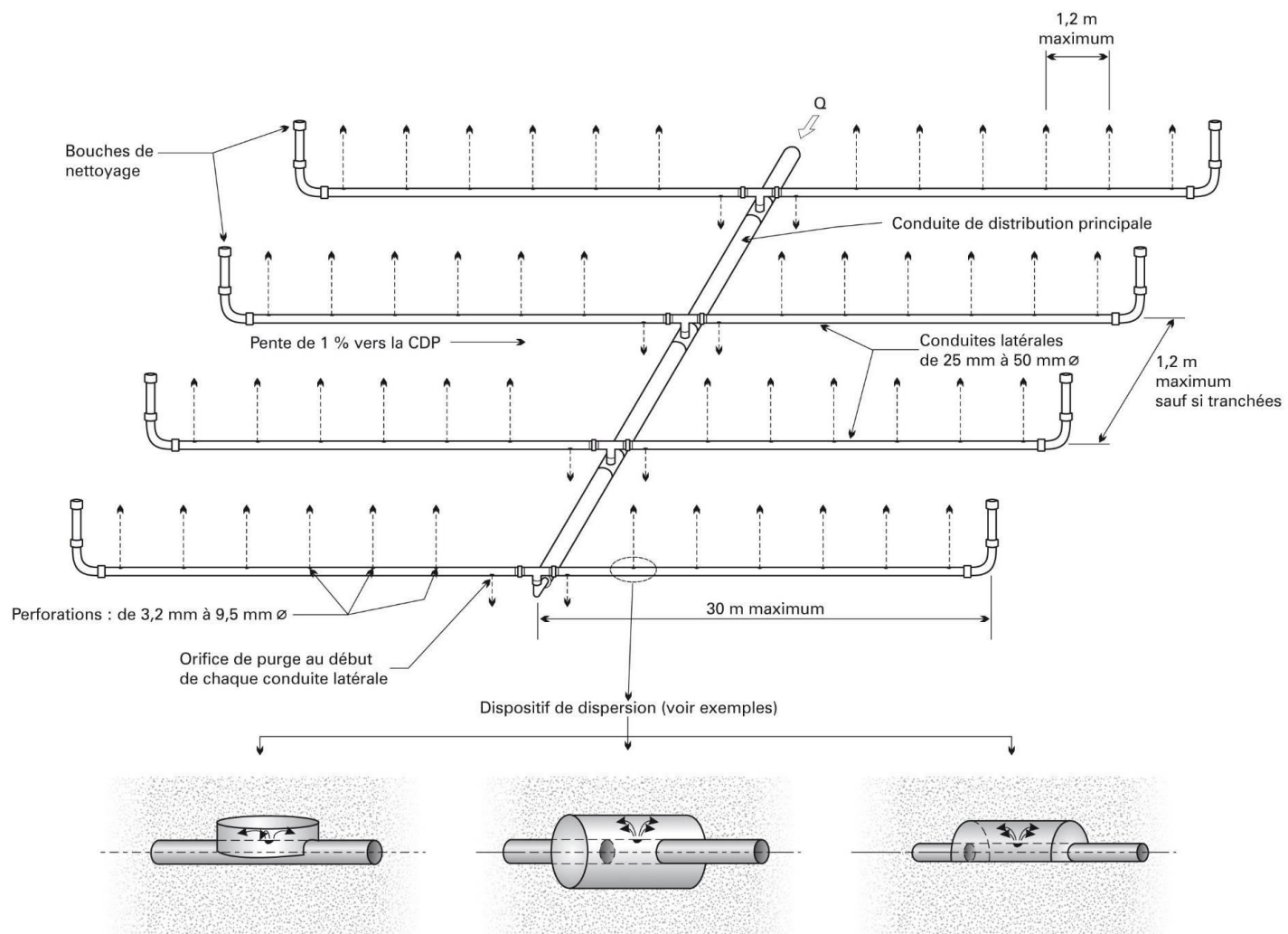


Figure 6.3.3-5 – Système de distribution sous faible pression

6.3.3.4 Résumé des systèmes de distribution

| SOMMAIRE – SYSTÈME DE DISTRIBUTION | | | |
|------------------------------------|---|--|---|
| Caractéristiques | Système de distribution sous faible pression | Système gravitaire à alimentation intermittente par chasse d'eau | Système gravitaire à alimentation continue |
| Conditions d'utilisation | <ul style="list-style-type: none"> • À privilégier, quelle que soit l'installation ; • Ajout d'un préfiltre si orifices de $\varnothing < 6,4$ mm. | Voir compromis d'utilisation. | Voir compromis d'utilisation. |
| Compromis d'utilisation | s. o. | <ul style="list-style-type: none"> • Débit de conception $< 10 \text{ m}^3/\text{d}$ <u>et</u> • Superficie totale d'infiltration $< 250 \text{ m}^2$ <u>et</u> • Les ouvrages sont des tranchées ou des lits d'infiltration. | <ul style="list-style-type: none"> • Débit de conception $< 10 \text{ m}^3/\text{d}$ <u>et</u> • Superficie totale d'infiltration $< 250 \text{ m}^2$ <u>et</u> • Longueur totale des conduites de distribution < 200 m et • Les ouvrages sont des tranchées ou des lits d'infiltration. |
| Conduite d'aménée | Comme pour le système gravitaire à alimentation continue | Comme pour le système gravitaire à alimentation continue | <ul style="list-style-type: none"> • Conforme BNQ ; • \varnothing min : 75 mm (100 mm de préférence) ; • Pente min : 1 % (2 % de préférence). |
| Moyen d'alimentation | Débit de dosage : <ul style="list-style-type: none"> • lame d'eau de 1 à 2 cm par dose ; • Volume par dose : environ 5 à 10 fois le volume des conduites latérales ; Type : poste de pompage, siphon doseur, autre. | Généralités : <ul style="list-style-type: none"> • Volume d'une chasse d'eau : <ul style="list-style-type: none"> ○ environ 75 % du volume total des conduites de l'élément épurateur <u>ou</u> ; ○ au moins 340 L. • Capacité de chasse : <ul style="list-style-type: none"> ○ suffisante pour évacuer le volume en moins de 10 minutes <u>et</u> ; ○ $> 1,5 \text{ L/s}$ <u>et</u> ; ○ $\geq 1,25$ à 2 fois le débit maximal de l'affluent. Type : poste de pompage, siphon doseur, autre. | <u>Regard ou boîte de répartition :</u> <ul style="list-style-type: none"> • Applicable quel que soit le type de terrain ; • Entrée située environ 25 mm au-dessus des sorties ; • Présence d'une chicane intérieure ; • Ouverture de visite requise (étanche et protégée du gel). <u>Tuyau répartiteur :</u> <ul style="list-style-type: none"> • Non recommandé pour les débits de conception supérieurs à $3,24 \text{ m}^3/\text{d}$; • Applicable seulement si terrain plat et sol suffisamment dense pour éviter les tassements ; • Placé parfaitement de niveau ; • 6 conduites de distribution max. |

SOMMAIRE – SYSTÈME DE DISTRIBUTION (suite)

| Caractéristiques | Système de distribution sous faible pression | Système gravitaire à alimentation intermittente par chasse d'eau | Système gravitaire à alimentation continue |
|-------------------------------------|---|--|--|
| Conduites latérales de distribution | <p><u>Conduites :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Pression résiduelle à l'extrémité des conduites : 1,0 à 2,0 m de colonne d'eau ; • Espacements : 0,6 à 1,2 m ; • Ø intérieur : 25 à 50 mm ; • Vidange complète à la fin de chaque cycle de dosage. <p><u>Orifices :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Écart de débit entre deux orifices : 10 % max ; • Ø des orifices : 3,2 à 9,5 mm ; • Espacements : 0,6 à 1,2 m ; • Positionnés vers le haut, surmontés d'un dispositif de protection et de dispersion. | Comme pour le système gravitaire à alimentation continue | <ul style="list-style-type: none"> • Conformes BNQ ; • Ø min : 75 mm (100 mm de préférence) ; • Pente max : 0,33 % ; • Nombre pair de conduites raccordées de chaque côté de la conduite d'amenée ; • Orifices positionnés vers le bas. |

PRÉLIMINAIRE

6.3.4 Tranchées d'infiltration

Les tranchées d'infiltration sont aussi appelées élément épurateur classique selon le RETEURI. Les taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables à cet élément épurateur sont présentés au Tableau 6.3.2-1. Les caractéristiques générales des éléments épurateurs en tranchées sont illustrées à la Figure 6.3.4-1, et l'on devrait réaliser leur aménagement selon les critères suivants :

1. Terrain récepteur et orientation de l'ouvrage.

Le niveau de perméabilité du terrain récepteur devrait être « très perméable » ou « perméable » pour que l'on puisse implanter des tranchées d'infiltration. Le niveau du roc, de la nappe phréatique (NMMES) ou d'une couche de sol peu perméable et imperméable devrait être situé à au moins 1,2 m sous la surface du terrain récepteur.

La pente du terrain récepteur où est aménagé un élément épurateur en tranchées devrait être inférieure ou égale à 30 %. Les tranchées devraient être orientées dans la direction perpendiculaire à la pente du terrain récepteur et suivre les courbes de niveau au besoin.

2. Longueur.

Pour un système gravitaire à alimentation en continu, la longueur maximale recommandée pour les tranchées est de 18 m à partir du point d'alimentation.

3. Largeur.

La largeur recommandée pour les tranchées se situe entre 600 mm et 900 mm, sans toutefois excéder 1 200 mm. Si elles sont plus larges, les tranchées sont considérées comme un lit d'infiltration aménagé en sections, dont le taux de charge hydraulique correspond à ce type d'élément épurateur, et sont munies de plus d'une conduite de distribution.

4. Espacement.

La distance minimale recommandée entre la ligne centrale de deux tranchées adjacentes est de 1,8 m. Cette distance correspond généralement à des tranchées dont la largeur est de l'ordre de 600 mm. Pour des tranchées plus larges, on doit prévoir un espacement plus grand de façon à maintenir une distance d'au moins 1,2 m entre les parois de deux tranchées adjacentes.

On pourrait avoir besoin d'espacer davantage les tranchées pour prévenir une remontée excessive de la nappe.

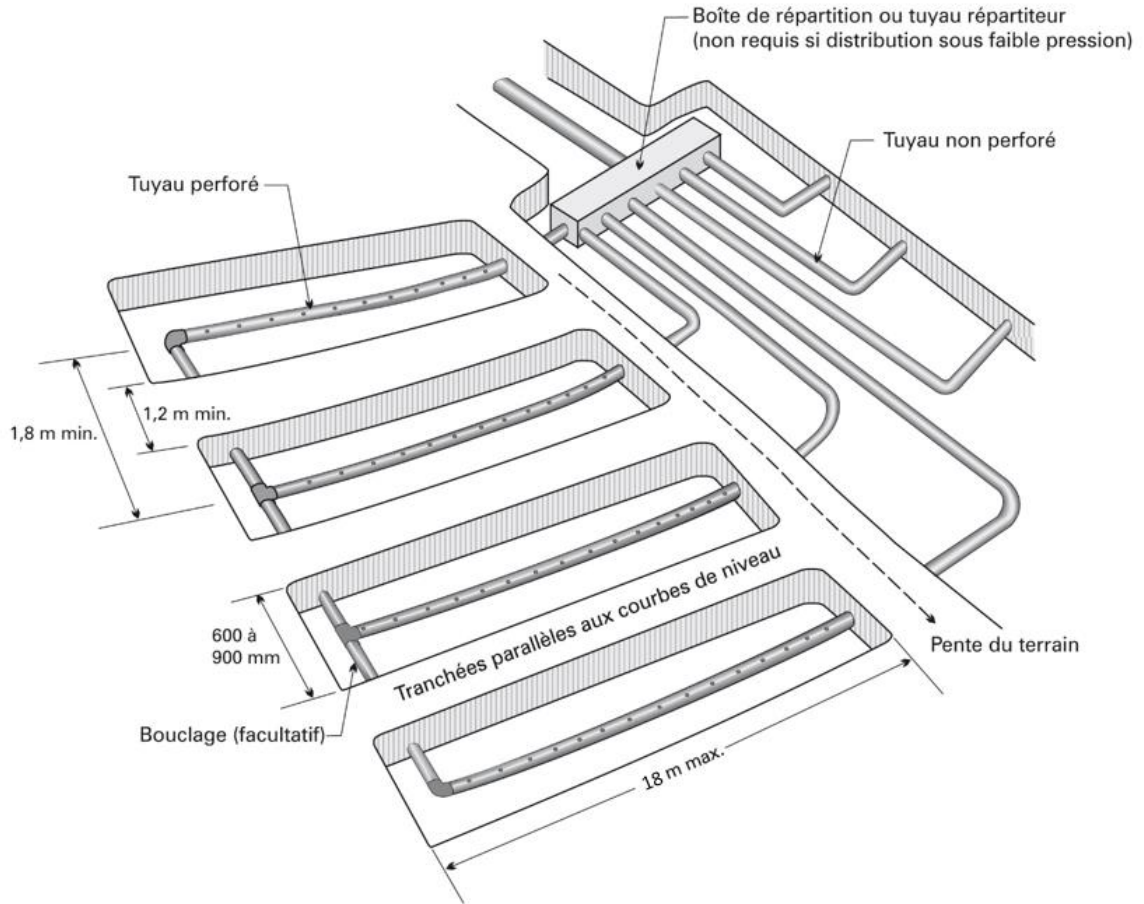
5. Profondeur.

La profondeur des tranchées est de 300 mm à 900 mm par rapport au niveau du sol. Elles sont ensuite remblayées d'au moins 300 mm de gravier ou de pierre concassée et de 600 mm de sol perméable à l'air. Dans certains cas, les tranchées peuvent être plus profondes pour permettre d'atteindre un horizon de sol plus perméable.

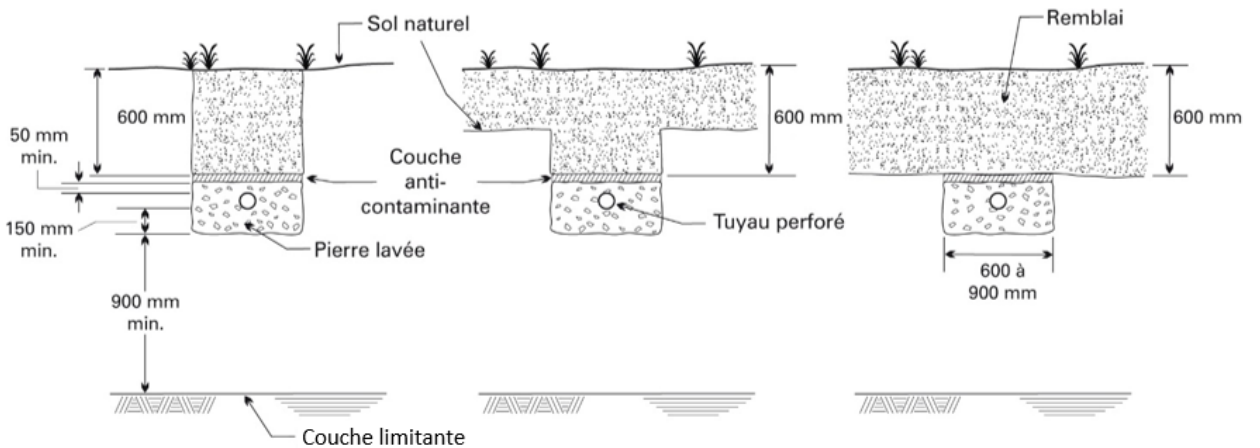
Le fond de la tranchée devrait se situer à une distance d'au moins 900 mm du roc, d'une couche de sol imperméable ou peu perméable, ou de la nappe (NMMES) après remontée. Il peut donc être requis d'aménager des tranchées moins profondes avec un remblai partiellement ou totalement hors sol. La couche de gravier ou de pierre concassée devrait toutefois être entièrement enfouie dans le sol naturel.

6. Fond.

Le fond d'une tranchée devrait être au niveau sur toute sa longueur.



Vue en perspective



Coupes types selon la profondeur de la couche limitante
(roc, nappe phréatique après remontée, sol imperméable ou peu perméable)

Figure 6.3.4-1 – Élément épurateur en tranchées

7. Gravier ou pierre concassée.

Sous réserve du paragraphe 9) ci-dessous, les conduites de distribution devraient être placées dans une couche de gravier ou de pierre concassée lavée dont la grosseur est comprise entre 10 mm et 60 mm de diamètre, la plage inférieure de cette gamme étant préférable. La pierre devrait avoir une dureté suffisante et être résistante à la désagrégation ainsi qu'à la dissolution. La pierre calcaire n'est pas recommandée.

L'épaisseur minimale de la couche de gravier ou de pierre concassée est de 300 mm, dont 150 mm se trouvent sous la conduite et 50 mm au-dessus de celle-ci.

8. Couche anticontaminante.

La couche de gravier ou de pierre concassée devrait être recouverte d'un matériau anticontaminant qui empêche les particules fines du sol d'y pénétrer. Cette couche anticontaminante devrait être perméable à l'eau et à l'air. Il s'agit généralement d'un géotextile non tissé.

9. Chambres d'infiltration.

La distribution classique des eaux usées dans la couche de gravier ou de pierre concassée des tranchées (Figure 6.3.4-2 a) peut être remplacée par des chambres d'infiltration (Figure 6.3.4-2 b). Les chambres d'infiltration devraient être conçues de manière à résister au poids de la terre et à prévenir la migration des particules fines du sol environnant.

La superficie de la base des chambres d'infiltration devrait être égale à la superficie d'infiltration requise conformément à la section 6.3.2.2.

Il faut s'assurer que la distribution des eaux usées dans les chambres d'infiltration permet de dissiper l'énergie et prévenir l'érosion ou le lessivage de la surface d'infiltration.

L'utilisation de chambres d'infiltration n'est pas recommandée dans un système de tranchées en série avec distribution gravitaire compte tenu du grand volume d'eaux usées à accumuler dans une tranchée avant d'atteindre la suivante. La longueur d'une ligne de chambre d'infiltration sans conduite de distribution est d'au plus 6 m mesurés à partir du point d'alimentation.

10. Remblayage.

Le remblayage des tranchées au-dessus de la couche anticontaminante devrait être fait avec un sol permettant le passage de l'air, en évitant d'utiliser un sol plus perméable que celui environnant de manière à prévenir le captage des eaux de surface. Le sol devrait être exempt de débris, de déchets, de matériaux de démolition et de roches ou d'autres fragments de diamètre de 76 mm et plus.

La surface du remplissage devrait être légèrement surélevée par rapport au sol environnant pour éloigner les eaux de ruissellement et éviter la formation d'une dépression après le tassement des matériaux. La surface devrait être stabilisée avec une végétation herbacée pour prévenir l'érosion.

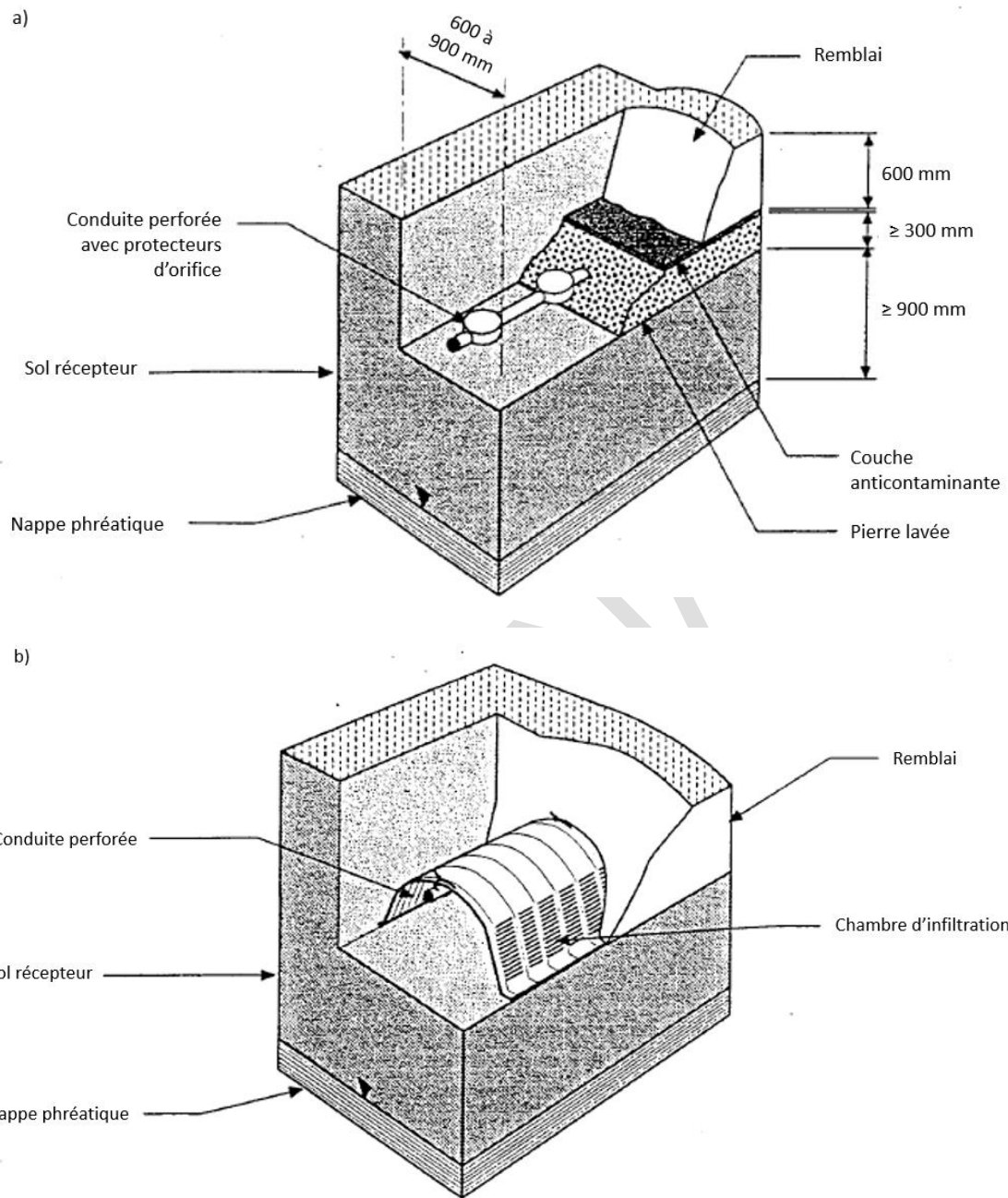


Figure 6.3.4-2 – Détails d’une tranchée a) avec distribution classique et b) chambre d’infiltration

Adaptée de Dubé et collab. (1996)

6.3.5 Lits d'infiltration

Les lits d'infiltration sont appelés élément épurateur modifié selon le RETEURI. Les taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables à cet élément épurateur sont présentés au Tableau 6.3.2-1. Les caractéristiques générales des lits d'infiltration sont illustrées à la Figure 6.3.5-1, et leur aménagement devrait être réalisé selon les critères suivants :

1. Terrain récepteur.

Le niveau de perméabilité du terrain récepteur devrait être « très perméable » ou « perméable » pour que l'on puisse implanter un élément épurateur de type lit d'infiltration. Le niveau du roc, de la nappe phréatique (NMMES) ou d'une couche de sol peu perméable ou imperméable devrait être situé à au moins 1,2 m sous la surface du terrain récepteur.

La pente du terrain récepteur où est aménagé un élément épurateur de type lit d'infiltration devrait être inférieure ou égale à 10 %.

2. Forme et orientation.

Les lits d'infiltration devraient être de forme allongée en plaçant le sens de la longueur perpendiculairement au gradient hydraulique de la nappe phréatique afin de réduire au minimum les problèmes de remontée de nappe. Le lit d'infiltration devrait être de niveau à l'horizontale, indépendamment de la pente du terrain.

3. Longueur.

Pour un système gravitaire à alimentation en continu, la longueur maximale recommandée pour un lit d'infiltration est de 18 m à partir du point d'alimentation.

4. Superficie maximale.

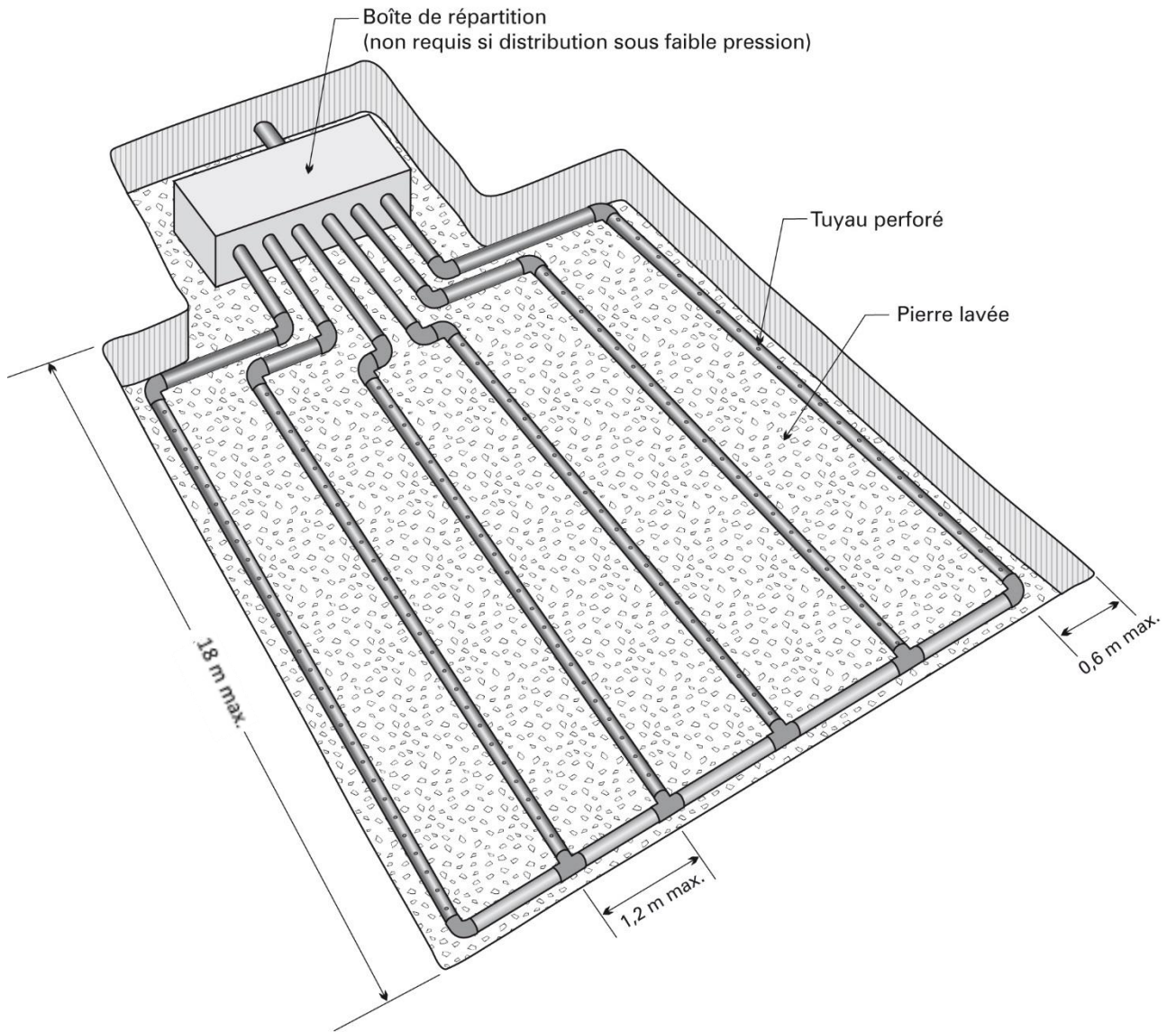
La superficie maximale recommandée par section de lit d'infiltration alimenté par un système de distribution gravitaire est de 300 m².

5. Espacement des conduites de distribution.

La distance maximale entre deux conduites de distribution adjacentes d'un lit d'infiltration est de 1,2 m. La distance maximale entre la première ou la dernière conduite et le côté du lit de gravier ou de pierre est de 0,6 m ou la moitié de la distance entre deux conduites adjacentes.

6. Autres caractéristiques.

Les autres caractéristiques d'un lit d'infiltration sont les mêmes que celles applicables à des tranchées d'infiltration présentées aux paragraphes 5) à 10) de la section 6.3.3.4.



Note : Le profil vertical est semblable à celui de la figure 3.5 sauf que les couches sont continues plutôt que situées dans des tranchées.

Figure 6.3.5-1 – Lit d'infiltration

6.3.7 Tertres à sable hors sol

6.3.7.1 Particularités des tertres à sable hors sol

Le tertre à sable hors sol est aussi appelé filtres à sable hors sol selon le RETEURI. Il est généralement construit là où les conditions sont non propices à l'installation d'un élément épurateur traditionnel (de type tranchées ou lits d'infiltration), en particulier dans les sols de faible épaisseur (roc, nappe d'eau ou couche de sol imperméable trop près de la surface) ou peu perméables.

Le tertre à sable hors sol est un élément épurateur construit au-dessus du sol du terrain récepteur par l'ajout d'une couche filtrante constituée de sable d'emprunt (Figure 6.3.7-1). Le lit de sable filtrant sert à effectuer la majeure partie de l'épuration de l'effluent de la fosse septique alors que le sol en place sous le lit filtrant sert à la fois au polissage et à l'évacuation de l'effluent filtré. Il est donc très important de considérer non seulement le taux de charge hydraulique pouvant être appliqué sur le lit de sable filtrant, mais également la capacité d'évacuation du sol en place.

L'évacuation de l'effluent filtré à la base du lit de sable peut s'effectuer par écoulement horizontal, vertical ou une combinaison des deux. Il est attendu que l'écoulement soit principalement horizontal en présence d'une couche limitante peu profonde (roc, nappe d'eau souterraine, couche de sol imperméable ou peu perméable) (Converse et Tyler, 2000). Il est alors important de prendre en considération le taux de charge hydraulique linéaire pouvant être appliqué, c'est-à-dire la quantité d'effluent pouvant être véhiculé horizontalement dans le sens de l'écoulement de la nappe par unité de longueur¹⁹ du tertre à sable hors sol (section 6.1.2.5).

Le tertre à sable doit être allongé dans la direction perpendiculaire à la pente d'écoulement de la nappe (pente du terrain) et étroit dans l'autre direction.

On trouvera des recommandations à cet effet dans le guide *Wisconsin Mound Soil Absorption System Siting, Design and Construction Manual* de Converse et Tyler, 2000.

6.3.7.2 Taux de charge hydraulique et organique

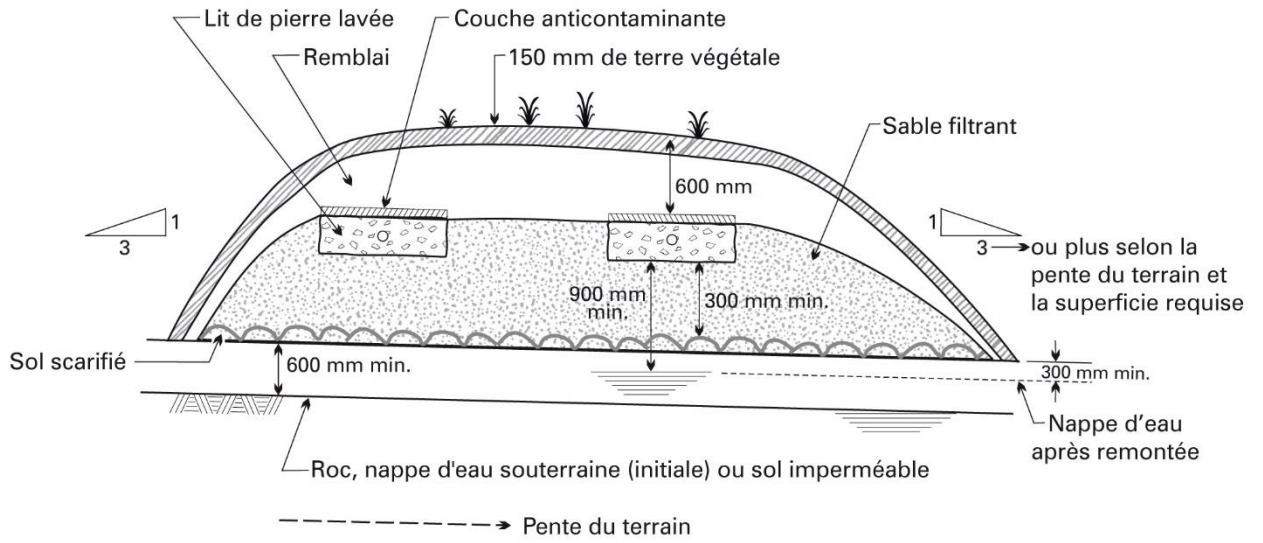
Les taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables aux tertres à sable hors sol sont présentés au Tableau 6.3.2-1, et les critères de conception généraux énumérés à la section 6.3.2 s'appliquent.

Le taux de charge hydraulique appliqué au lit de sable filtrant ne devrait pas dépasser 40 L.m⁻².d⁻¹, et le taux de charge organique ne devrait pas dépasser 9 g DBO₅.m⁻².d⁻¹. Le tertre à sable devrait être conçu de manière à assurer une diffusion adéquate de l'effluent dans le sol naturel, notamment en ajustant la pente des talus au besoin.

Le taux de charge hydraulique linéaire²⁰ maximal recommandé est de 35 à 50 L.m⁻¹.d⁻¹ pour tous les cas où l'évacuation de l'effluent se fait de façon principalement horizontale (Converse et Tyler, 2000). Si l'évacuation des eaux se fait de façon principalement verticale, un taux de charge hydraulique linéaire maximal de 95 à 125 L.m⁻¹.d⁻¹ peut être acceptable (Converse et Tyler, 2000). On devrait valider le taux de charge hydraulique linéaire en considérant les résultats du calcul de la remontée de la nappe.

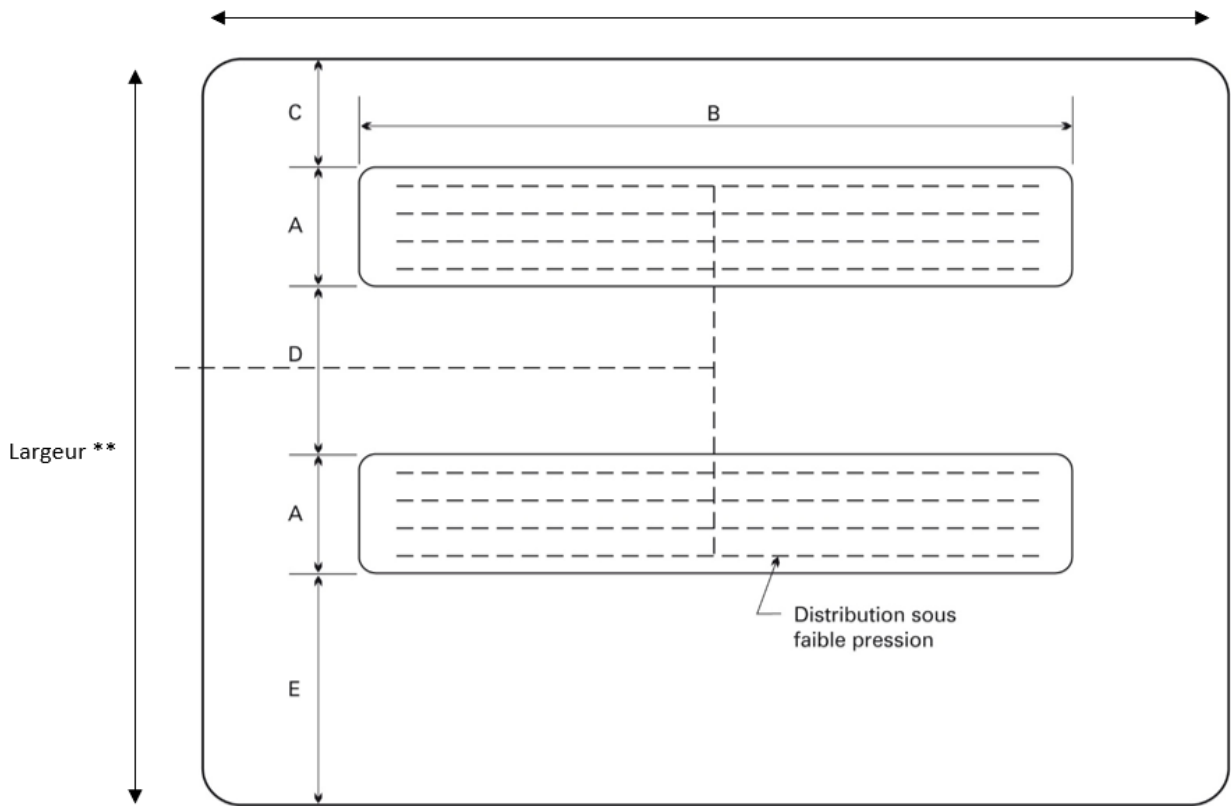
¹⁹ Longueur perpendiculaire à l'écoulement.

²⁰ S'exprime par mètre linéaire de longueur du tertre à sable hors sol.



Section transversale

Longueur *



Vue en plan

Note * : perpendiculaire à la pente d'écoulement de la nappe

Note ** : parallèle à la pente d'écoulement de la nappe

Figure 6.3.7-1 – Terre à sable hors sol (deux sections représentées)

6.3.7.3 Aménagements

Les caractéristiques générales d'un tertre à sable sont illustrées à la Figure 6.3.7-1, et leur aménagement devrait être réalisé selon les critères établis ci-dessous. Le Tableau 6.3.7-1 présenté à la fin de la section résume certains critères de dimensionnement.

1. Pente du terrain.

La pente maximale du terrain sur lequel peut être aménagé un tertre à sable hors sol est de 10 %.

Les sites comportant des sols granulaires et très perméables dont la pente est supérieure à 10 % devraient être considérés au cas par cas dans la mesure où l'ingénieur mandaté démontre que le sol en aval peut évacuer l'effluent sans risque de résurgence en fournissant une étude exhaustive à l'appui.

2. Épaisseur de sol naturel.

L'épaisseur minimale de sol naturel non saturé entre la surface originale du sol et la nappe (NMMES), le roc ou une couche imperméable devrait être de 600 mm pour permettre l'installation d'un tertre à sable hors sol sur un site.

On peut considérer une épaisseur moindre, soit entre 300 et 600 mm, dans des cas particuliers, si l'ingénieur mandaté démontre, au moyen d'une étude exhaustive :

- qu'une épaisseur de sol non saturé de 900 mm, incluant la couche de sable d'emprunt, peut être maintenue à long terme ;
- que le roc n'est pas fracturé si celui-ci est situé à moins de 600 mm de la surface²¹ ;
- qu'il n'y a pas de risque de résurgence malgré la faible épaisseur de la couche de sol disponible pour l'évacuation de l'effluent, compte tenu des caractéristiques du site et du terrain naturel.

L'épaisseur de sol naturel non saturé après remontée de la nappe ne devrait jamais être inférieure à 300 mm.

3. Épaisseur du lit de sable filtrant.

L'épaisseur du lit de sable filtrant devrait être d'au moins 300 mm et, de préférence, de 600 mm. Si l'épaisseur de sol naturel non saturé après remontée de la nappe risque d'être inférieure à 600 mm, il faut que l'épaisseur de sable filtrant soit établie de manière à garantir une épaisseur totale de sol non saturé de 900 mm après remontée de la nappe. Lorsque le tertre à sable hors sol est introduit dans un sol très perméable, l'épaisseur de sable filtrant devrait être de 600 mm, peu importe le niveau de la nappe après remontée, pour assurer une qualité de traitement adéquate.

4. Caractéristiques du sable filtrant.

Diverses spécifications ont été proposées dans la littérature pour le sable filtrant. Au Québec, un sable à béton a souvent été spécifié. Or, certains sables de ce type peuvent se révéler très colmatants lorsqu'ils sont utilisés pour la filtration des eaux usées parce qu'ils ont une granulométrie étalée et contiennent beaucoup de particules fines.

Les spécifications recommandées pour le sable filtrant sont similaires à celles d'un filtre granulaire intermittent (chapitre 7 – section 7.2.1), notamment celles-ci :

²¹ Le roc fracturé présente un niveau de risque plus élevé pour les eaux souterraines, ce qui justifie de conserver une épaisseur de sol naturel plus importante. Converse et Tyler (2000) recommandent d'ailleurs une épaisseur de 600 mm si le roc est fracturé et de 450 mm si les fractures sont comblées par du sol.

- Diamètre effectif (D_{10})²² compris entre 0,25 et 1,0 mm, valeur typique de 0,35 mm.
- Coefficient d'uniformité (C_U)¹⁷ inférieur à 4 et de préférence inférieur à 3,5.
- Moins de 3 % des particules ont un diamètre inférieur à 80 μm .

5. Dimensions du lit de sable.

De façon générale, le terre à sable hors sol devrait comporter au moins deux sections, chacune étant dimensionnée pour recevoir la moitié du débit de conception, en plus d'une troisième section pour tenir compte du facteur de majoration. En fonction du site, de l'importance du débit et des caractéristiques des eaux à traiter, il peut être avantageux d'introduire un plus grand nombre de sections plus petites.

La superficie d'application des eaux usées (dimensions du lit de gravier ou de pierre concassée) est établie en divisant le débit à infiltrer par le taux de charge hydraulique applicable au sable filtrant, qui ne devrait pas dépasser $40 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Ce taux peut nécessiter d'être revu à la baisse afin de respecter le taux de charge organique maximal recommandé de $9 \text{ g DBO}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (voir le Tableau 6.3.2-1).

Le rapport longueur/largeur est déterminé à partir du taux de charge hydraulique linéaire qui peut être appliqué en fonction du site. La largeur maximale d'une section (A) est calculée en divisant le taux de charge hydraulique linéaire par le taux de charge hydraulique appliqué au lit filtrant. Ainsi, la largeur maximale (A) est de 1,2 m et de 3,1 m pour un taux de charge hydraulique linéaire de $50 \text{ L}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ et de $125 \text{ L}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ respectivement. La longueur (B) est obtenue en divisant la superficie calculée au paragraphe précédent par la largeur.

La superficie de la base est établie en divisant le débit à infiltrer par le taux de charge hydraulique déterminé par l'ingénieur concepteur. Celui-ci ne devrait pas excéder les taux de charge hydraulique recommandés au Tableau 6.3.2-1 ni entraîner un dépassement des taux de charge organique recommandés dans ce même tableau. La largeur de la base (A + D) est calculée en divisant cette superficie par la longueur (B) calculée au paragraphe précédent. Les talus au bout du terre ne sont pas pris en considération dans le calcul de la superficie d'infiltration.

6. Pente des talus.

La pente maximale des talus est de 3 H : 1 V. On pourrait avoir besoin d'une pente plus faible dans les sols peu perméables où la base du terre est beaucoup plus large que celle du sommet du lit de sable où sont appliquées les eaux usées.

Dans le cas d'un site plat, la largeur supplémentaire de la base par rapport à celle du sommet est répartie également de chaque côté ($C = E = D/2$). Dans le cas d'un site en pente ou présentant un gradient hydraulique important (pente de la nappe), cette largeur supplémentaire est appliquée uniquement du côté aval du terre ($E = D$).

7. Espacement des sections.

Lorsqu'un système est constitué de plusieurs sections, la distance minimale entre les sections (D) devrait être au moins égale à la largeur supplémentaire de la base par rapport à celle du sommet. On pourrait avoir besoin d'une distance plus grande en fonction des calculs de remontée de la nappe.

8. Système de distribution des eaux usées.

²² Le D_{10} est le diamètre des particules au point sur la courbe granulométrique où le pourcentage passant est de 10 %. Le D_{60} est celui où passent 60 % des particules. C_U est le rapport D_{60}/D_{10} .

La distribution des eaux usées à la surface d'un tertre à sable hors sol devrait se faire au moyen d'un système de distribution sous faible pression. Ses caractéristiques sont présentées à la section 6.3.3.

9. Préparation du sol.

Lors de la préparation du sol, la végétation devrait tout d'abord être coupée au ras du sol. En présence de beaucoup d'arbustes, on devrait enlever l'excès de litière. Le sol devrait ensuite être scarifié perpendiculairement à la pente du terrain. L'utilisation d'un rotoculteur n'est pas recommandée. La zone scarifiée devrait être rapidement recouverte de sable pour ne pas être exposée à la pluie. Le guide *Wisconsin Mound Soil Absorption System Siting, Design and Construction Manual* de Converse et Tyler (2000) contient d'autres recommandations sur la construction des tertres à sable hors sol.

10. Recouvrement.

Le sommet du tertre à sable hors sol (au-dessus du lit de gravier ou de pierre concassée) devrait être recouvert d'une couche de sol de 600 mm au centre et de 450 mm sur son pourtour. Le sol devrait être suffisamment peu perméable pour favoriser la croissance de la végétation et être exempt de débris, de déchets, de matériaux de démolition et de roches ou d'autres fragments de 76 mm de diamètre et plus. La dernière couche de 150 mm en surface, incluant les talus, devrait être constituée de terre végétale. Le tertre devrait être stabilisé au moyen d'un ensemencement.

11. Localisation.

Les distances à respecter par rapport à un élément épurateur, spécifiées à la section 6.3.11.1, devraient être calculées par rapport au pied des talus du tertre à sable.

12. Autres caractéristiques.

Les caractéristiques de la couche de gravier ou de pierre concassée et de la couche anticontaminante sont les mêmes que celles spécifiées pour les tranchées d'infiltration.

13. Résumé des critères de dimensionnement

Tableau 6.3.7-1 – Résumé des critères de dimensionnement (voir Figure 6.3.7-1)

| | Taux de charge hydraulique maximum | Calcul de la superficie d'application des eaux usées | |
|-----------------------|---|--|--------------------------------------|
| | | Site en pente (D = E) | Site plat (C = E = D/2) |
| Lit de sable filtrant | 40 L.m ⁻² .d ⁻¹ (note1) | A x B x nombre de sections | |
| Sol naturel | Tableau 6.3.2-1 | B x (A + D) x nombre de sections | B x (A + 2C) x nombre de sections |

Note 1 : Peut nécessiter d'être révisé à la baisse pour respecter le taux de charge organique maximum de 8 g DBO₅.m⁻².d⁻¹

6.3.8 Éléments épurateurs à la surface du sol

Un élément épurateur construit à la surface du sol est une solution intermédiaire entre un élément épurateur traditionnel (de type tranchées ou lits d'infiltration) et un tertre à sable hors sol. Il s'agit en fait d'un cas particulier où le niveau de la couche limitante (nappe d'eau, roc ou couche imperméable) est trop près de la surface du sol pour permettre l'aménagement d'un élément épurateur avec excavation dans le sol, mais tout de même assez loin de la surface pour ne pas nécessiter un tertre à sable hors sol.

Les limites d'application et les taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables sont les mêmes que pour les éléments épurateurs de type lits d'infiltration (voir section 6.3.1 et Tableau 6.3.2-1). Étant donné le risque d'écoulement horizontal à la surface du sol, la largeur maximale d'une section d'élément épurateur à la surface du sol devrait être calculée selon le taux de charge hydraulique linéaire recommandé pour le tertre à sable hors sol à la section 6.3.7.2. Il est donc préférable de favoriser les systèmes longs et étroits, surtout sur les terrains en pente et les sols peu perméables.

La pente du terrain devrait être inférieure ou égale à 10 %.

La préparation du site se fait de la même façon que pour le tertre à sable hors sol, mais la pierre est placée directement sur le sol scarifié sans l'ajout d'un lit de sable filtrant.

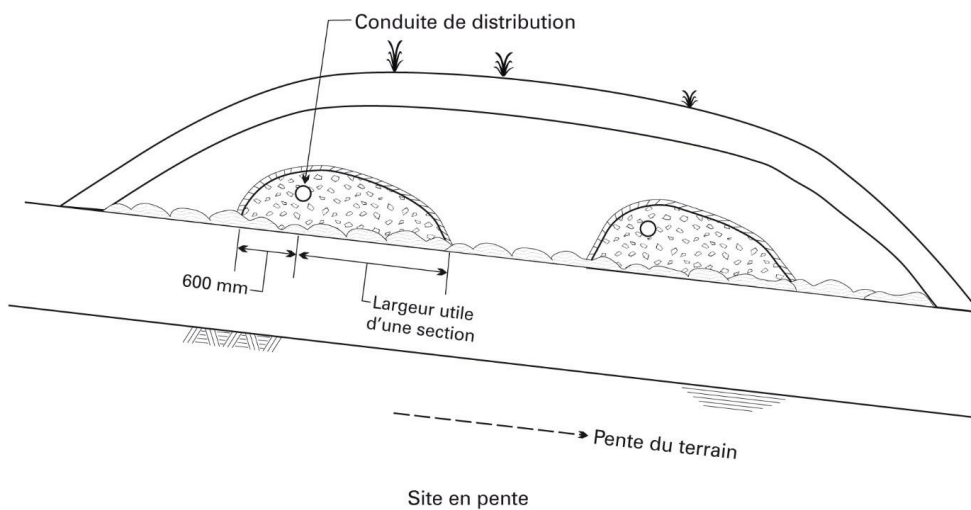
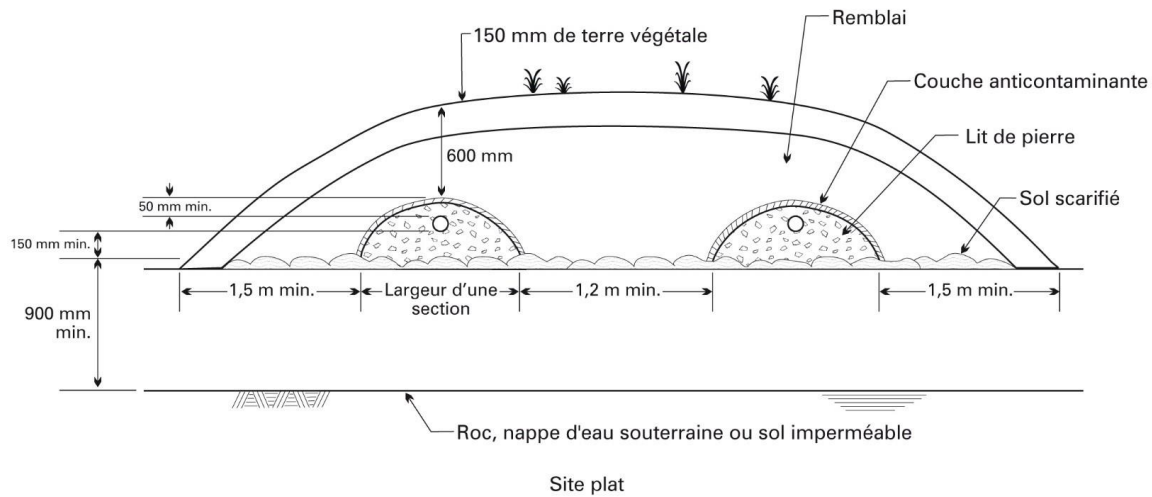
Sur un terrain plat, les conduites de distribution sont centrées à l'intérieur de la pierre, et la largeur totale du lit de pierre au niveau du sol est considérée dans le calcul de la superficie d'infiltration. Sur un terrain en pente, les conduites de distribution devraient se situer sur le côté haut (amont) du lit de pierre. Ce dernier devrait se prolonger sur une distance de 0,6 m au niveau du sol vers le côté amont pour enrober adéquatement la conduite et tenir compte de l'angle de repos de la pierre. Cette largeur n'est toutefois pas considérée dans le calcul de la superficie d'infiltration ; seule celle comprise entre la conduite et le côté bas (aval) du lit de pierre est prise en compte.

La distribution des eaux usées à la surface du sol devrait se faire à l'aide d'un système de distribution sous faible pression. Si la largeur du lit de pierre dépasse 1,2 m, il faut y installer plus d'une conduite de distribution. La distance maximale entre deux conduites de distribution est de 1,2 m.

Toute la superficie du lit de pierre qui n'est pas en contact avec le sol sous-jacent, c'est-à-dire le dessus, les côtés et les bouts, devrait être recouverte d'une membrane géosynthétique anticontaminante perméable.

Les paragraphes 10) à 12) de la section 6.3.7.3 sur l'aménagement des tertres à sable s'appliquent aussi dans le cas d'un élément épurateur à la surface du sol. Le recouvrement devrait se prolonger au-delà du lit de pierre au moyen de pentes qui s'étendent jusqu'à une distance d'au moins 1,5 m.

Ce type d'élément épurateur est traité plus en détail dans le guide *Wisconsin At-Grade Soil Absorption System Siting, Design and Construction Manual* de Converse et collab., 1990.



Note : Les caractéristiques non précisées sur le schéma du site en pente sont les mêmes que pour le site plat.

Figure 6.3.8-1 – Élément épurateur à la surface du sol

6.3.9 Piézomètres

Lorsqu'il y a de l'infiltration d'eaux usées dans le sol, on utilise des piézomètres pour vérifier les problèmes d'accumulation d'eau à la surface d'application causés par un début de colmatage de même que la remontée de la nappe et le maintien de l'épaisseur de sol non saturé sous la surface d'application (Figure 6.3.10-1). On devrait installer les piézomètres dans les tranchées ou les lits d'infiltration, et non pas à l'extérieur de ceux-ci ou entre ceux-ci.

La vérification des problèmes d'accumulation d'eau à la surface d'application se fait au moyen de piézomètres courts, dont la base est placée à l'interface entre la pierre et le sol récepteur. La vérification de la remontée de la nappe et du maintien de l'épaisseur de sol non saturé s'effectue avec des piézomètres longs, dont la base est fixée dans le sol naturel à plus de 0,9 m sous la surface d'application et, si possible, jusqu'au niveau initial de la nappe (avant remontée). On devrait installer au moins deux piézomètres courts et deux piézomètres longs dans un élément épurateur de 300 m² ou moins. On doit prévoir un piézomètre court et un long supplémentaires pour chaque tranche de superficie de 300 m² supplémentaire.

Les piézomètres ont un diamètre d'au moins 100 mm. Ils se prolongent jusqu'au-dessus de la surface du sol et sont munis d'un bouchon. Ils devraient être fixés pour éviter tout déplacement vertical.

6.3.10 Événements

Il a été démontré que la présence de conditions aérobies dans un élément épurateur est importante tant pour assurer la qualité des eaux après filtration dans le sol que pour maintenir la capacité hydraulique du sol.

Mahuta et Boyle (1991) ont étudié le comportement de l'oxygène dans le sol soumis à une infiltration d'eaux usées et concluent qu'au-delà d'une certaine largeur de lits d'infiltration (3,7 m dans le cas étudié), il risque de se former des conditions anaérobies. Dubé et Barabé (1991) recommandent de favoriser un apport d'oxygène en installant des événements d'un diamètre minimal de 100 mm.

Dans le cas d'un système de distribution gravitaire, les événements peuvent être directement raccordés au réseau de distribution alors que, dans un système de distribution sous faible pression, ils devraient être raccordés à des bouts de tuyaux indépendants du réseau de distribution et installés horizontalement (Figure 6.3.10-1).

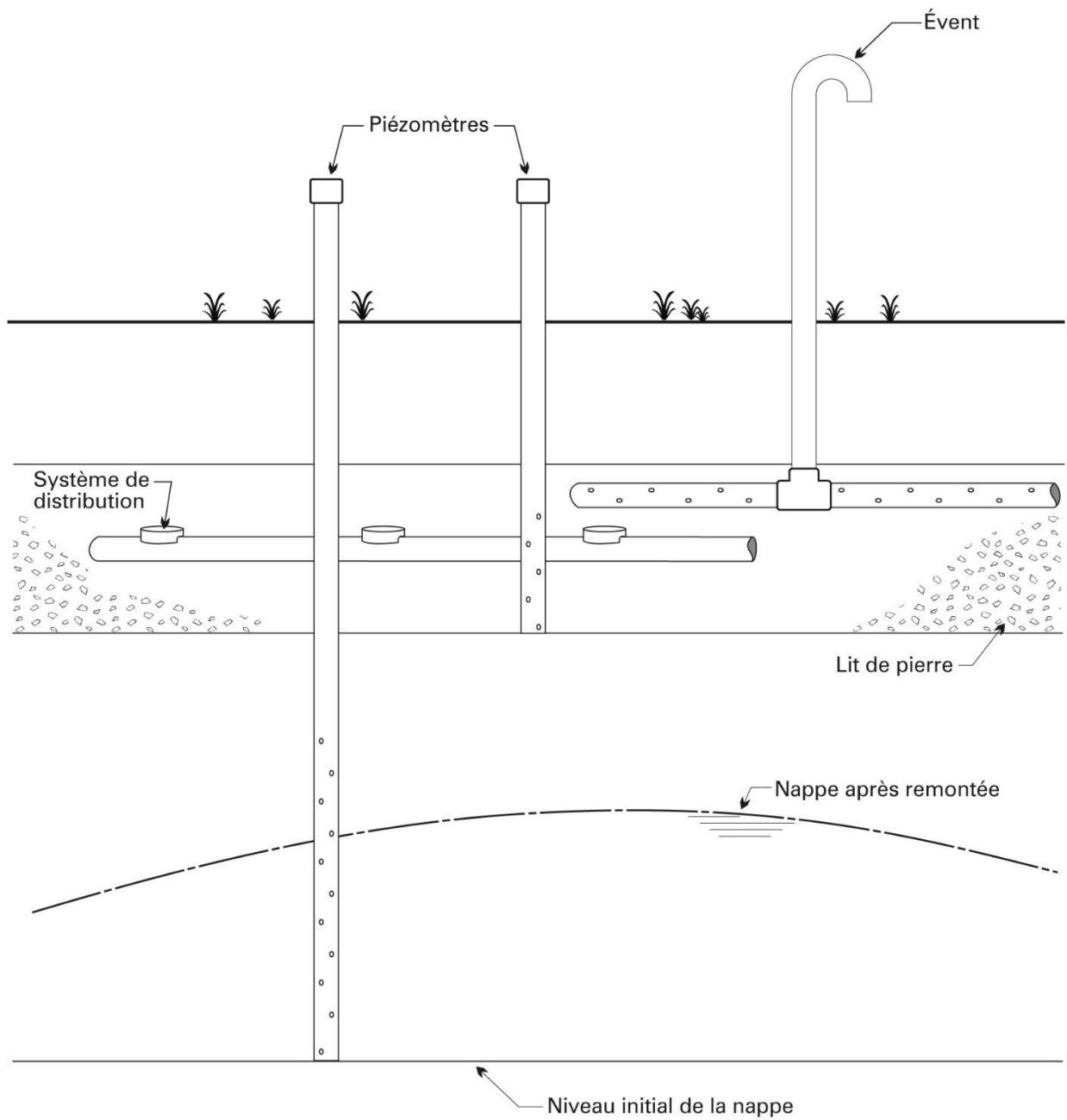


Figure 6.3.10-1 – Piézomètres et événements

6.3.11 Installation

6.3.11.1 Localisation de l'élément épurateur

En plus d'être localisée sur un site propice au traitement et à l'évacuation des eaux usées dans le sol (pente du terrain, nature du sol, conductivité hydraulique, niveau de la nappe [NMMES], du roc ou d'une couche imperméable), la zone d'infiltration devrait être située à un endroit exempt de circulation motorisée, non susceptible d'être submergé, accessible pour en effectuer l'entretien, et elle doit respecter les distances présentées au Tableau 6.3.11-1.

Tableau 6.3.11-1 – Localisation des éléments épurateurs

| Point de référence | Distance minimale (mètres) |
|---|----------------------------|
| Installation de prélèvement d'eau souterraine servant à l'alimentation en eau | (Voir section 6.2.2) |
| Milieus humides ou hydriques (lac, cours d'eau, etc.) | (Voir section 6.2.3) |
| Bâtiment | 5 |
| Conduite souterraine de drainage de sol ou tranchée drainante | 5 |
| Limite de propriété | 2 |
| Arbre | 2 |
| Haut d'un talus, escarpement ou falaise (autre que la rive d'un cours d'eau) | 3 ¹ |
| Fossé | 3 |
| Conduite d'eau de consommation | 2 |

Note 1 : Le concepteur devrait s'assurer que la mise en place et l'exploitation de l'élément épurateur ne risquent pas de déstabiliser le sol et qu'il n'y aura pas de résurgence d'eaux usées dans le talus, l'escarpement ou la falaise. Il a la responsabilité d'éloigner davantage l'élément épurateur si requis.

Il faut éviter de localiser l'élément épurateur dans une dépression, dans un site à pentes concaves ou en pied de talus. Voir les distances spécifiées à l'article 17 du RPEP.

6.3.11.2 Construction d'un élément épurateur

Une part importante des risques de mauvais fonctionnement d'un élément épurateur peut provenir d'une exécution inadéquate des travaux. Lors de l'élaboration des devis relatifs aux travaux, le concepteur devrait donner des instructions spécifiques concernant les aspects les plus vulnérables de la réalisation d'un élément épurateur.

Le contenu des devis dépasse le contexte du présent guide. Certaines précautions importantes mentionnées dans la littérature méritent toutefois d'y figurer.

L'exécution des travaux ne devrait en aucun temps entraîner le compactage ou le lissage de la surface destinée à l'infiltration des eaux usées, qu'il s'agisse du fond et des parois des tranchées ou des lits d'infiltration ou bien de la surface recevant le remblai d'un terte à sable hors sol. En effet, le compactage réduit la perméabilité du sol. Il peut être nécessaire de scarifier le fond et les parois de l'excavation au râteau sur une épaisseur d'environ 20 mm, en particulier en présence de sols cohésifs. Les excavations devraient rester ouvertes le moins longtemps possible pour prévenir tout risque de colmatage de la surface d'infiltration par l'entraînement de particules fines en raison du vent ou d'une pluie importante.

Il faut éviter toute circulation de machinerie lourde sur les surfaces qui serviront à l'infiltration des eaux usées. La machinerie devrait effectuer les travaux à partir de l'extérieur de cette zone. Si cela n'est pas possible, les travaux devraient être exécutés au moyen d'une machinerie légère en s'assurant qu'une couche de matériaux granulaires la sépare en tout temps de la surface d'infiltration. On doit également éviter la réalisation de travaux dans un sol détrempe.

On devrait vérifier rigoureusement les matériaux d'emprunt granulaires. En plus de vérifier les caractéristiques granulométriques des matériaux, il faut s'assurer que la pierre ne contient pas de particules fines susceptibles de migrer vers la surface d'application des eaux usées. On devrait prendre des précautions lors de la mise en place du lit de pierre pour éviter de compacter le sol. Il faut aussi veiller à ce que les tuyaux soient placés au bon niveau et qu'ils ne soient pas endommagés ou déplacés lors de l'installation du lit de pierre.

On devrait effectuer, le cas échéant, une calibration des pompes et des essais de rendement du système de distribution sous faible pression.

6.3.12 Exploitation

Malgré la grande simplicité du traitement des eaux usées au moyen d'une installation septique, une exploitation adéquate demeure tout de même capitale pour assurer son efficacité environnementale, son bon fonctionnement et sa pérennité.

L'inspection et l'entretien réguliers des ouvrages de prétraitement (fosse septique, piège à matières grasses, préfiltres) ainsi que du système de distribution (poste de pompage, regard de répartition, siphons doseurs et conduites) sont des tâches essentielles de l'exploitation d'une installation septique. Le suivi des volumes d'eaux usées traitées et du niveau d'eau dans les piézomètres peut permettre d'intervenir pour corriger une problématique avant d'atteindre un point de non-retour nécessitant le remplacement complet, à coût élevé, de l'élément épurateur.

Il est nécessaire de produire un manuel d'exploitation permettant à l'exploitant de bien comprendre le fonctionnement de l'installation. Le manuel devrait l'informer des tâches d'inspection et d'entretien préventif à réaliser sur les différents composants de l'installation, ainsi que de leur fréquence et les critères d'intervention.

On trouvera des recommandations détaillées sur l'entretien des installations septiques de même que sur la préparation du manuel d'exploitation dans la littérature (Dubé et collab., 1996 ; US EPA, 1980).

6.3.12.1 Colmatage

Le sol des éléments épurateurs se comporte comme un filtre et retient les matières en suspension. Bien que la matière organique puisse être dégradée par la biomasse présente dans le sol, la matière minérale ne fait que s'accumuler. L'élément épurateur subit donc un colmatage progressif tout au long de son exploitation. Le sol de l'élément épurateur peut être régénéré en mettant l'ouvrage au repos si le colmatage est dû à une accumulation de particules organiques. En revanche, aucune régénération n'est possible pour réduire ou éliminer le colmatage causé par la minéralisation.

Il est difficile de prédire le colmatage de l'ouvrage. Cependant, la durée de vie d'un élément épurateur varie en fonction de la qualité de l'installation, de son usage au fil du temps et de son entretien périodique.

Un colmatage excessif de l'élément épurateur peut survenir pour diverses raisons, dont les suivantes :

- Une mauvaise localisation ou conception ou construction de l'ouvrage.
- Un excès de MES dans l'affluent de l'élément épurateur, causé, par exemple, par une mauvaise décantation dans la fosse septique (vidange requise ou surcharge hydraulique).

- Un développement excessif du biofilm à la surface d'infiltration causé par un apport excessif de matière organique (University of Minnesota, 2017).
- Un déséquilibre entre la croissance du biofilm anaérobie et sa dégradation par la biomasse aérobie sous-jacente engendré par un manque d'oxygène dans la zone de sol non saturé (University of Minnesota, 2017). Ce manque d'oxygène peut survenir à la suite d'une période où le sol s'est retrouvé en conditions saturées (University of Minnesota, 2017). C'est pourquoi l'on recommande l'alimentation par doses, qui offre des périodes de réaération.

Par ailleurs, il est important de noter qu'une déphosphatation chimique effectuée dans une fosse septique risque d'entraîner une augmentation des particules minérales dans son effluent et de réduire la durée de vie de l'élément épurateur. Cela peut être un enjeu dans les secteurs où l'effluent avant infiltration dans le sol est soumis à une norme de rejet de phosphore (voir section 6.2.3). On pourrait devoir augmenter la taille de la fosse septique pour accumuler les boues supplémentaires ou l'ajout d'un ouvrage supplémentaire entre la fosse septique et l'élément épurateur.

6.3.12.2 Mise au repos

On devrait effectuer périodiquement la mise au repos total d'une section, c'est-à-dire couper tout apport d'effluent de fosse septique. Ces conditions favorisent l'activité d'organismes aérobies qui participent à la dégradation du biomat²³ (Noah, 2006 ; US EPA, 2002). Celle-ci peut être effectuée tous les 6 à 12 mois (US EPA, 2002). Pour un élément épurateur divisé en trois sections, la période de repos serait alors de 3 à 6 mois.

La mise au repos de l'élément épurateur commence lorsque l'interface avec le sol naturel est sèche et non dès que l'alimentation est arrêtée. C'est pourquoi il peut être pertinent de prévoir, dès la conception, un moyen pour assécher ladite interface située sous le lit de pierre.

6.3.13 Performances épuratoires

Les installations septiques sont capables d'éliminer presque complètement les solides en suspension, les composés organiques biodégradables et les coliformes fécaux si elles sont bien situées, bien conçues, adéquatement installées, bien exploitées et bien entretenues (US EPA, 2002). Le Tableau 6.3.13-1 présente des performances épuratoires rapportées pour un élément épurateur.

Malgré ce qui précède, il demeure toutefois difficile, dans certaines circonstances, de garantir une élimination suffisante des nutriments, des parasites pathogènes et des virus susceptibles de se retrouver dans les eaux usées, d'où l'importance d'adopter les mesures de protection présentées à la section 6.2.

²³ Le biomat est une couche hétérogène principalement composée de microorganismes et de leurs sécrétions (notamment des exo polysaccharides), ainsi que des MES captées par le milieu filtrant.

Tableau 6.3.13-1 – Performances épuratoires d'un élément épurateur**(Adapté de Hausel et Marchmeier, 1980)**

| Paramètres | Unité | Prélèvements effectués sous l'épandage | |
|------------------------------|------------|--|-------------|
| | | à 0,30 m | à 0,90 m |
| DBO ₅ | mg/l | 0 | 0 |
| MES | mg/l | 0 | 0 |
| Coliformes fécaux | UFC/100 ml | 0 - 10 ² | 0 * |
| Virus | PFU/ml | 0 - 10 ³ | 0 * |
| AAT | mg N/l | traces - 60 | traces |
| NO ₃ ⁻ | mg N/l | traces - 40 | traces - 20 |
| P _{tot} | mg P/l | traces - 10 | traces - 1 |

* Dépend de la nature et des conditions du sol.

6.4 Autres ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol

L'utilisation du sol comme milieu de traitement et d'évacuation des eaux usées se fait généralement au moyen d'une installation septique traditionnelle composée d'une fosse septique et d'un élément épurateur (section 6.3). D'autres approches ont toutefois été élaborées; elles consistent à effectuer un traitement plus poussé des eaux usées avant de les infiltrer dans le sol. Ces approches se distinguent en fonction de la catégorie de performance du traitement préalable réalisé avant l'infiltration.

Au cours des années 1990, la littérature a fait état de différents cas d'infiltration à haut taux de charge hydraulique d'effluents provenant de systèmes qualifiés de secondaires avancés (filtres granulaires intermittents ou autres) qui assurent un enlèvement important de matière organique et de matières en suspension. Ces ouvrages d'infiltration sont désignés comme des champs de polissage (voir la section 6.4.2).

L'infiltration dans le sol d'un effluent de qualité intermédiaire, représentant un traitement secondaire de base, est toutefois moins documentée. Bien que le degré de colmatage soit moindre que pour un effluent de fosse septique, la charge organique et les matières en suspension résiduelles de ce type d'effluent demeurent susceptibles de créer une couche colmatante dans le sol. Ainsi, on utilise l'expression « élément épurateur à superficie réduite » pour désigner un ouvrage permettant l'infiltration dans le sol d'un effluent de système de traitement secondaire à un taux de charge hydraulique plus élevé que pour un effluent de fosse septique.

6.4.1 Élément épurateur à superficie réduite

6.4.1.1 Caractéristiques d'un effluent secondaire

La qualité de l'effluent d'un système de traitement secondaire peut différer selon le type de technologie et les critères de conception utilisés. Des concentrations en DBO_5C et en MES inférieures ou égales à 25 mg/l sont considérées comme typiques d'un effluent secondaire en vue de son infiltration dans le sol. L'effluent peut provenir d'une technologie « conventionnelle » décrite dans les chapitres du présent guide, d'une nouvelle technologie ayant fait l'objet d'une fiche d'information technique ou d'une technologie certifiée NQ 3680-910 ou CAN/BNQ 3680-600.

6.4.1.2 Taux de charge hydraulique

Il est généralement admis qu'une réduction de la charge organique et des matières en suspension d'un effluent permet d'augmenter à long terme le taux de charge hydraulique applicable à son infiltration dans le sol. Différentes méthodes empiriques ont été considérées pour établir ces taux de charge hydraulique (Laak, 1970; Siegrist et Boyle, 1987; Jenssen et Siegrist, 1991). L'expérience à l'appui de ces méthodes demeure toutefois limitée et difficile à généraliser pour les différents types de sols.

Par ailleurs, la qualité de l'effluent peut varier dans le temps, surtout en présence de petits systèmes de traitement secondaire où les débits et charges à l'affluent fluctuent considérablement et dont les conditions d'exploitation et de surveillance sont minimales. Bien que la classe de performance des technologies ait été démontrée, aucune installation n'est à l'abri d'une augmentation des concentrations à l'effluent ou de pertes occasionnelles ou sporadiques de biomasse entre deux périodes d'échantillonnage. Il y a donc lieu d'adopter des taux de charge hydraulique conservateurs.

Les réductions de superficie spécifiées dans les règlements des États américains ou les documents techniques, par exemple pour des installations aérées, ne sont pas uniformes. Elles peuvent être de 0 %, 25 %, 33 % ou 50 %.

Sur la base des renseignements disponibles, le Ministère considère acceptable de réduire la superficie des éléments épurateurs de 33 % par rapport à celle calculée pour une installation septique selon les critères présentés à la section 6.3. Les taux de charge hydraulique acceptés pour un effluent de traitement

secondaire sont donc ceux spécifiés au Tableau 6.3.2-1, majorés de 50 %. Pour que de tels taux soient applicables, il faut s'assurer que l'eau à infiltrer puisse être évacuée sans entraîner une remontée excessive de la nappe sous l'élément épurateur. L'épaisseur minimale de sol non saturé prévue à la section 6.4.1.3 devrait être maintenue après remontée de la nappe.

Puisque la qualité de l'effluent d'un système de traitement secondaire permet de limiter les risques de colmatage de l'élément épurateur à superficie réduite, il n'est normalement pas nécessaire de prévoir un facteur de majoration de la superficie. L'ingénieur peut toutefois en prévoir un si les conditions particulières à son projet le requièrent.

Le calcul de la remontée de la nappe est requis pour tous les projets (section 6.1.4), sauf lorsqu'il est démontré que la remontée ne sera pas critique selon les faibles débits et les circonstances particulières du projet. Si la remontée de la nappe à long terme est telle qu'on ne peut pas assurer l'épaisseur de sol non saturé requis à la prochaine section, on devrait réduire le taux de charge hydraulique ou modifier la géométrie de l'élément épurateur à superficie réduite pour satisfaire ce critère. Par exemple, l'ouvrage peut être fragmenté en sections plus petites, allongées ou plus espacées.

6.4.1.3 Épaisseur de sol non saturé

Le traitement secondaire des eaux usées entraîne une réduction significative de la contamination bactérienne. En effet, on peut généralement atteindre un abattement des coliformes fécaux allant jusqu'à une ou deux unités logarithmiques. L'épaisseur minimale de sol non saturé entre la surface d'application des eaux usées (base du lit de pierre ou d'une chambre d'infiltration) et la nappe peut donc être réduite à 600 mm après remontée de la nappe (section 6.1.4).

6.4.1.4 Autres critères de conception

Les autres critères de conception des différents types d'éléments épurateurs fournis à la section 6.3 s'appliquent également à un élément épurateur à superficie réduite.

On doit aussi tenir compte des mesures de protection des eaux souterraines et de surface présentées à la section 6.2 lors de la conception d'un élément épurateur à superficie réduite.

6.4.2 Champs de polissage

L'expression « champ de polissage » est utilisée pour désigner un ouvrage permettant l'infiltration dans le sol de l'effluent d'un système de traitement secondaire avancé.

Lorsque l'effluent d'un système de traitement performant pour l'enlèvement des matières organiques et des matières en suspension est infiltré dans le sol, les mécanismes de colmatage biologique sont sensiblement réduits. Des taux de charge hydraulique encore plus élevés peuvent alors être appliqués. Dans ces circonstances, le sol est utilisé davantage comme un milieu d'évacuation des eaux usées que comme un milieu de traitement. Malgré un traitement plus poussé, l'effluent d'un système de traitement secondaire avancé demeure contaminé, en particulier du point de vue bactériologique, d'où la nécessité d'un certain polissage lors de son infiltration dans le sol.

6.4.2.1 Caractéristiques d'un effluent secondaire avancé

La classe de performance établie par le Ministère pour l'effluent d'un système de traitement secondaire avancé correspond à des concentrations de DBO₅C et de MES inférieures ou égales à 15 mg/l ainsi qu'en une concentration de coliformes fécaux inférieure ou égale à 50 000 UFC/100 ml. L'effluent peut provenir d'une technologie « conventionnelle » décrite dans les chapitres du présent guide (comme les filtres granulaires intermittents dans la mesure où ils respectent les critères de conception fixés), d'une nouvelle technologie qui a fait l'objet d'une fiche d'information technique ou d'une technologie certifiée NQ 3680-910 ou CAN/BNQ 3680-600.

6.4.2.2 Taux de charge hydraulique et organique

Malgré divers projets de démonstration et des articles scientifiques sur l'infiltration à haut taux de charge hydraulique d'un effluent de bonne qualité dans les sols, il est actuellement difficile d'extrapoler des règles générales.

Le RETEURI prescrit des superficies minimales d'absorption pour les champs de polissage recevant des effluents de systèmes de traitement secondaire avancé pour des applications de 3 240 litres/d. Ces superficies minimales correspondent à des limites maximales de taux de charge hydraulique pour les différentes perméabilités de sol du terrain récepteur. L'adaptation des critères du RETEURI en fonction des catégories de sols utilisées pour les éléments épurateurs à la section 6.3 est présentée au Tableau 6.4.2-1.

Puisque la qualité de l'effluent d'un système de traitement secondaire avancé permet de limiter les risques de colmatage d'un champ de polissage, il n'est normalement pas nécessaire de prévoir un facteur de majoration de la superficie si le système de traitement est entretenu de manière à maintenir les performances épuratoires attendues.

Tableau 6.4.2-1 – Taux de charge hydraulique et organique maximaux applicables aux champs de polissage

| Description exhaustive du sol ^A | Conductivité hydraulique (cm/s) | Taux de charge hydraulique (L.m ² .d ⁻¹) | Taux de charge organique (g-DBO ₅ .m ² .d ⁻¹) |
|--|---|---|---|
| Gravier ou sable graveleux grossier | > 5 x 10 ⁻² | 100 | 1,5 |
| Sable grossier, sable, sable limoneux grossier ou sable limoneux granulaire | 5 x 10 ⁻² - 4 x 10 ⁻³ | 100 | 1,5 |
| Sable fin, sable très fin, sable limoneux fin ou sable limoneux très fin granulaire | 4 x 10 ⁻³ - 4 x 10 ⁻⁴ | 50 | 0,75 |
| Limon sablonneux, limon ou silt-limon à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | | | |
| Limon sablonneux, limon, silt-limon à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade faible | 4 x 10 ⁻⁴ - 2 x 10 ⁻⁴ | 40 Note B | 0,6 |
| Argile sablonneuse-limon, argile-limon, argile silteuse-limon ou silt à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | | | |
| Argile sablonneuse-limon, argile-limon, argile silteuse-limon ou silt à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade faible | | | |
| Argile sablonneuse, argile silteuse ou argile à structure prismatique, polyédrique ou granulaire de grade modérée ou forte | 2 x 10 ⁻⁴ - 6 x 10 ⁻⁵ | 20 Note B | 0,3 |
| Argile sablonneuse, argile ou argile silteuse à structure faible | < 6 x 10 ⁻⁵ | Non recommandé | |
| Tous sols à consistance ferme ou cimentée ou à structure lamellaire ou massive | | | |

^A Selon le Système canadien de classification des sols (Groupe de travail sur la classification des sols, 2002), sauf en ce qui a trait à la texture. Celle-ci devrait être déterminée selon le système de classification de la United States Department of Agriculture, du National Resources Conservation Service (USDA NRCS).

^B Peut être considéré en l'absence d'argile expansive et sur recommandation d'un expert appuyé par une étude de site exhaustive.

Le calcul de la remontée de la nappe est requis pour tous les projets (section 6.1.4), sauf lorsqu'il est démontré que la remontée ne sera pas critique selon les faibles débits et les circonstances particulières du projet. Si la remontée de la nappe à long terme est telle que l'épaisseur de sol non saturé requis à la

prochaine section ne peut être assurée, on devrait réduire le taux de charge hydraulique ou modifier la géométrie du champ de polissage pour satisfaire ce critère. Par exemple, le champ de polissage peut être fragmenté en sections plus petites, allongées ou plus espacées.

6.4.2.3 Épaisseur de sol non saturé

Lorsque le sol est très perméable, c'est-à-dire qu'il a une conductivité hydraulique supérieure à 4×10^{-3} cm/s, ou que sa texture entre dans l'une des deux catégories du haut du Tableau 6.4.2-1²⁴, l'épaisseur de sol non saturé sous la surface d'application des eaux usées (base du lit de pierre ou d'une chambre d'infiltration) devrait être d'au moins 600 mm après remontée de la nappe (section 6.1.4).

Dans les autres cas, cette épaisseur minimale peut être réduite à 300 mm après remontée de la nappe.

6.4.2.4 Autres critères de conception

Les autres critères de conception des différents types d'éléments épurateurs décrits à la section 6.3 s'appliquent également à un champ de polissage.

Les mesures de protection des eaux souterraines et de surface présentées à la section 6.2 doivent aussi être pris en considération lors de la conception d'un champ de polissage.

²⁴ Gravier ou sable grossier et sable moyen à grossier ou sable limon à structure granulaire.

6.5 Résumé

| SOMMAIRE – TRAITEMENT AVEC INFILTRATION | |
|---|--|
| ÉLÉMENTS ÉPURATEURS TRAITANT UN EFFLUENT DE NIVEAU PRIMAIRE | |
| Conditions de conception | |
| Concentration de l'affluent (effluent de la fosse septique) | DBO ₅ ≤ 225 mg/l MES ≤ 150 mg/l |
| Pour un restaurant ou d'autres eaux usées d'origine domestique à concentration élevée | Prévoir un traitement supplémentaire entre la fosse septique et l'élément épurateur. Réduire le taux de charge hydraulique en fonction du taux de charge organique. |
| Critères de conception généraux | |
| Taux de charge hydraulique maximal (sol naturel) | Tableau 6.3.2-1 (à valider avec le calcul de la remontée de la nappe) |
| Taux de charge organique maximal | Tableau 6.3.2-1 |
| Facteur de majoration de superficie | 1,5 sauf si saisonnier |
| Épaisseur de sol non saturé (après remontée) | 900 mm minimum |
| Tranchées d'infiltration | |
| Pente maximale du terrain | 30 % |
| Autres caractéristiques | Figure 6.3.4-1 |
| Lits d'infiltration | |
| Pente maximale du terrain | 10 % |
| Autres caractéristiques | Figure 6.3.5-1 et même profil que les tranchées |
| Tertres à sable hors sol | |
| Taux de charge hydraulique maximal (sable filtrant) | ≤ 40 L.m ⁻² .d ⁻¹ |
| Taux de charge organique maximal (sable filtrant) | ≤ 9 g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ |
| Taux de charge hydraulique linéaire maximal | 35 - 50 L.m ⁻¹ .d ⁻¹ si écoulement horizontal 95 - 125 L.m ⁻¹ .d ⁻¹ si écoulement vertical À valider en regard du calcul de la remontée de la nappe. |
| Pente maximale du terrain | 10 % |
| Épaisseur de sable filtrant non saturé | 300 à 600 mm |
| Épaisseur de sol naturel non saturé | 300 mm minimum, de préférence 600 mm |
| Épaisseur totale minimale de filtration | 900 mm après remontée de la nappe |
| Sable filtrant | 0,25 mm < D ₁₀ < 1,0 mm, typique 0,35 mm C _u < 4, de préférence < 3,5 |
| Autres caractéristiques | Figure 6.3.7-1 |
| Éléments épurateurs à la surface du sol | |
| Pente maximale du terrain | 10 % (risque de résurgence si ≥ 5 %) |
| Caractéristiques | Figure 6.3.8-1 |

ÉLÉMENTS ÉPURATEURS À SUPERFICIE RÉDUITE TRAITANT UN EFFLUENT DE NIVEAU SECONDAIRE

| | |
|--|--|
| Concentration de l'affluent | DBO ₅ ≤ 25 mg/l MES ≤ 25 mg/l |
| Superficie | Réduction de 33 % p/r à un élément épurateur |
| Taux de charge hydraulique maximal | Augmentation de 50 % pour le même type de sol p/r à un élément épurateur |
| Taux de charge organique maximal | Augmentation de 50 % pour le même type de sol p/r à un élément épurateur |
| Taux de charge hydraulique linéaire maximal | 35 - 50 L.m ⁻¹ .d ⁻¹ si écoulement horizontal 95 - 125 L.m ⁻¹ .d ⁻¹ si écoulement vertical À valider en regard du calcul de la remontée de la nappe. |
| Épaisseur de sol non saturé (après remontée) | 600 mm minimum |

CHAMPS DE POLISSAGE TRAITANT UN EFFLUENT DE NIVEAU SECONDAIRE AVANCÉ

| | |
|--|--|
| Concentration de l'affluent | DBO ₅ ≤ 15 mg/l MES ≤ 15 mg/l C.F. ≤ 50 000 UFC/100 ml |
| Taux de charge hydraulique maximal | Tableau 6.4.2-1 |
| Taux de charge organique maximal | Tableau 6.4.2-1 |
| Épaisseur de sol non saturé (après remontée) | 600 mm minimum pour des sols très perméables ($k > 4 \cdot 10^{-3}$ cm/s). 300 mm pour les autres types de sols. |

SYSTÈME DE DISTRIBUTION

| | |
|------------------|----------------------------------|
| Caractéristiques | Tableau sommaire section 6.3.3.4 |
|------------------|----------------------------------|

PIÉZOMÈTRES

| | |
|--|--|
| Court : interface entre la pierre et le sol récepteur | 2 pour 300 m ² ou moins + 1 par 300 m ² supplémentaires |
| Long : > 0,9 m sous la surface d'application (au niveau initial de la nappe de préférence) | Idem |
| Diamètre | ≥ 100 mm |

ÉVÉNEMENTS

| | |
|-------------------|----------|
| Distance maximale | 3,7 m |
| Diamètre | ≥ 100 mm |

LOCALISATION

| | |
|-------------------|------------------|
| Distance minimale | Tableau 6.3.11-1 |
|-------------------|------------------|

6.6 Références bibliographiques

- AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA (2012). *Études pédologiques pour le Québec*. <https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/pq/index.html>
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) (1994). *Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field Using Double-Ring Infiltrometer, D53385-94*, 8 p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) (1997a). *Standards Related to On-site Septic Systems*, West Conshohocken, PA, États-Unis, ASTM International, 176 p.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) (1997b). *Standard Guide for comparison of field methods for determining hydraulic conductivity in vadose zone, D 5126-90*, réapprouvé en 2004. 11 p.
- AMEVET, A. F., et J. LESAVRE (1993). *Épandage souterrain collectif : état de la pratique*, Agence de l'eau Seine-Normandie, France.
- CARTER, M. R., et E. G. GREGORICH (2008). *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2^e édition, Canadian Society of Soil Science, Boca Raton, Floride, CRC Press, 1 224 p.
- CHAPUIS, R. P. (2007). *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*, Service de l'aménagement et des eaux souterraines, MDDEP, Québec, 156 p.
- CHAPUIS R. P. et M. AUBERTIN (2003), « On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils », *Canadian Geotechnical Journal*, vol. 40, n° 3, p. 616-628.
- COMITÉ D'EXPERTS SUR LA PROSPECTION PÉDOLOGIQUE (1983). *Système d'informatique des sols au Canada (SISCan) : manuel de description des sols sur le terrain*, Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, 196 p.
- CONVERSE, J. C., et E. J. TYLER (2000). *Wisconsin Mound Soil Absorption System Siting, Design and Construction Manual*, Small Scale Waste Management Project, Scholl of Natural Ressources, College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin, Madison, n° 15.24.
- CONVERSE, J. C., E. J. TYLER. et J. O. PETERSON (1990). *Wisconsin At-grade Soil Absorption System Siting, Design and Construction Manual*, Small Scale Waste Management Project, School of Natural Ressources, College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin, Madison, n° 15.21.
- CRITES, R. W., E. J. MIDDLEBROOKS, R. K. BASTIAN et S. C. REED (2014). *Natural Wastewater Treatment Systems*, 2^e édition, IWA Publishing, Boca Raton, Floride, CRC Press, 552 p.
- DILLON, P. J., et RIGLER, F. H. (1975). « Simple method for predicting capacity of a lake for development based on lake trophic status », *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 32, n° 9, p.1519-1531.
- DILLON, P. J., K. H. NICHOLLS, W. A. SCHEIDER, N. D. YAN et D. S. JEFFRIES (1986). *Lakeshore capacity study: Trophic status*, Toronto, Ontario, Queen's Printer for Ontario.
- DILLON, P. J., W. A. SCHEIDER, R. A. REID et D. S. JEFFRIES (1994). « Lakeshore capacity study : Part I-Test of effects of shoreline development on the trophic status of lakes », *Lake And Reservoir Management*, vol. 8, n° 2, p. 121-129.

DRIESCHER, E., et J. GELBRECHT (1993). « Assessing the Diffuse Phosphorus Input from Subsurface to Surface Waters in the Catchment Area of the Lower River Spree (Germany) », *Water Science & Technology*, vol. 28, n° 3-5, p. 337-347.

DUBÉ, J.-P., et Y. BARABÉ (1991). *Guide technique sur la conception des installations septiques communautaires (petites agglomérations)*, révisé, janvier 1991, Québec, SQAÉ et EAT environnement inc.

DUBÉ, J.-P., C. ROY et S. ROULEAU (1996). *Les épandages souterrains et les filtres intermittents dans les installations septiques communautaires*, révisé, juin 1996, Québec, SQAÉ, MEF et EAT environnement inc., 107 p.

FALARDEAU, J., et V. GERARDIN (1994). *Évaluation de la capacité des milieux naturels à épurer les eaux usées des résidences isolées : démonstration et étude de cas à partir du cadre écologique de référence*, Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune.

FINNEMORE, E. J., M. ASCE et N. N. HANTZSCHE (1983). « Ground water mounding due to on site sewage disposal », *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 109, n° 2, p. 199-210.

GARTNER LEE LIMITED (2005). *Recreational water quality management in Muskoka*, Bracebridge, Ontario, préparé pour le Department of Planning and Economic Development, District Municipality of Muskoka, 145 p.

GERRITSE, R. G., J. A. ADENEY, G. M. DIMMOCK et Y. M. OLIVER (1995). « Retention of Nitrate and Phosphate in Soils of the Darling Plateau in Western Australia: Implications for Domestic Septic Tank Systems », *Australian Journal of Soil Research*, vol. 33, n° 2, p. 353-367.

GRUPE DE TRAVAIL SUR LA CLASSIFICATION DES SOLS (2002). *Le Système canadien de classification des sols*, 3^e édition, Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et de Agro-Alimentaire Canada, publication 1646, 196 p.

GUO, P. H. M., D. THIUMURTI et B. E. JANK (1981). « Evaluation of Extended Aeration Sludge Package Plants », *Journal (Water Pollution Control Federation)*, vol. 53, n° 1, p. 33-42.

HANG, L. (1997). *Recherche sur les coefficients d'exportation du phosphore à partir des installations septiques vers les lacs*, Montréal, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.

HAUSEL, M. J., et R. E. MACHMEIER, (1980). « On-Site Wastewater Treatment on Problem Soils », *Journal (Water Pollution Control Federation)*, vol. 52, n° 3, p. 548-558.

HANTUSH, M.S (1967). « Growth and decay of groundwater mounds in response to uniform percolation », *Water Resources Research*, vol. 3, n° 1, p.227-234.

HE, Z. A. (1999). « Vadose zone process and chemical transport : Sorption-Desorption and solution concentration of phosphorus in fertilised sandy soil », *Journal of Environmental Quality*, vol. 28, n° 6, p. 1804-1810.

HÉBERT, J., H. LAPOINTE, M. MORISSETTE et C. VÉZINA (2012). « Profil de compétences relatif aux installations septiques – Une référence absolument indispensable ! », *Revue PLAN*, Ordre des ingénieurs du Québec, mars, p. 48-50.

HUTCHINSON, N. J. (2002). « Limnology, plumbing and planning: Evaluation of nutrient-based limits to shoreline development in Precambrian Shield watersheds », *Handbook of Water sensitive planning and design*, R. L. France (éd.), Boca Raton, Florida, CRC Press, p. 647-680.

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT (IRDA) (2022). *Études pédologiques*. <https://www.irda.qc.ca/fr/services/protection-ressources/sante-sols/information-sols/etudes-pedologiques/>

JENSSEN, P. D. et R. L. SIEGRIST (1991). « Integrated Loading Rate Determination for Wastewater Infiltration System Sizing », *Proceedings of the 6th National Symposium on Onsite Waste-Water Treatment*, St. Joseph, MI, décembre 16-17, *ASAE Publication*, 10-91, p. 182-191.

LAACK, R. (1970). « Influence of Domestic Wastewater Pretreatment on Soil Clogging », *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 42, n° 8, p. 1495-1500.

LOMBARDO, P. (2006). *Phosphorus geochemistry in septic tanks, soil absorption systems, and groundwater*, Newton, MA, Lombardo Associates, inc., 87 p.

LUSK, M. G., G. S. Toor, Y. Y. Yang, S. Mechtensimer, M. De et T. A. Obreza (2017). « A review of the fate and transport of nitrogen, phosphorus, pathogens, and trace organic chemicals in septic systems », *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 7, p. 455-541.

MAHUTA, F., et W. C. BOYLE (1991). « Gas Transport in the Unsaturated Zone of Soil Absorption Systems », *ASAE Publication*, 10-91, p. 233-242.

McCRAE, J. E., S. L. KIRKLAND, R. L. SIEGRIST et G. D. THYNE, (2005). « Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients », *Ground Water*, vol. 43, n° 4, p. 628-639.

McCRAE, J. E., M. GEZA, K. E. MURRAY, E. P. POETER et D. MORGAN, (2009). *Modeling onsite wastewater systems at the watershed scale: A user's guide*, Alexandria, VA, Water Environment Research Foundation (WERF), IWA Publishing, 242 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2006). *Fiche d'information : application de l'article 4.1 du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*, révisé en mars 2021, 24 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC) (2009). *Guide d'interprétation et d'application – Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r.8) – Partie B*, révisé en mars 2015, Direction générale des politiques de l'eau, Direction des eaux municipales, Québec, Canada, 55 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MDDELCC) (2015). *Fiche d'information : application des normes de localisation des différents ouvrages d'épuration par infiltration dans le sol*, 5 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2007). *Guide des essais de pompage et leurs interprétations*, Service de l'aménagement et des eaux souterraines, 157 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MELCCFP) (2023). *Établissement de la stratigraphie du sol dans le cadre de l'application du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*, Direction générale des politiques de l'eau, Direction des eaux usées municipales, 115 p.

MICHAUD, A. R., M. GIROUX, I. BEAUDIN, G. DESJARDINS, G. GAGNÉ, M. DUCHEMIN, J. DESLANDES, C. LANDRY, P. BEAUDET et J. LAGACÉ (2008). *ODEP : un outil de diagnostic des exportations de phosphore*, Québec, Canada, Institut de recherche et de développement en

agroenvironnement inc. (IRDA) et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).

NILSSON, P. (1990). « Above-ground Small-scale Sewage Treatment Plants », *Septic Systems and Groundwater Conference*, Toronto, Ontario, 15 octobre.

NOAH, M. (2006). « Investigating drain field rehabilitation for septic systems - Optimizing the performance of onsite wastewater systems », *Water & Wastes Digest*, [En ligne] [<https://www.wwdmag.com/wastewater-treatment/onsite-wastewater-systems/article/10918528/investigating-drain-field-rehabilitation-for-septic-systems>] (consulté le 10 mai 2022).

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES et ONTARIO MINISTRY OF MUNICIPAL AFFAIRS AND HOUSING (2010) *Lakeshore Capacity assessment Handbook: Protecting Water Quality in Inland Lakes on Ontario's Precambrian Shield*, Gouvernement de l'Ontario, Queen's Printer for Ontario, 106 p.

OTIS, R. J. (1981). *Small Scale Waste Management Project - Design of Pressure Distribution Networks for Septic Tank-soil Absorption Systems*, University of Wisconsin - Madison, n° 9.6, 48 p.

OTIS, R. J. (1984). « Soil Clogging: Mechanism and Control », *Proceedings of the 4th National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, décembre 10-11, ASAE Publication, 07-85, p. 238-250.

PATERSON, A. M., P. J. DILLON, N. J. HUTCHINSON, M. N. FUTTER, B. J. CLARK, R. B. MILLS, R. A. REID et W. A. SCHEIDER (2006). « A review of the components, coefficients and technical assumptions of Ontario's lakeshore capacity model », *Lake and Reservoir Management*, vol. 22, n° 1, p. 7-18.

PTACEK, C. J., A. S. CROWE et L. DURHAM (1997). « Groundwater Transport of Wastewater Nutrients at a Coastal Barrier Bar, Marsh Complex, Point Pelee, Ontario, Canada », *Proceedings Waterloo Centre for Groundwater Research Annual Septic System Conference*, 5 mai, Waterloo, Ontario, 21 p.

RECKHOW, K. H., M. N. BEAULAC et J. T. SIMPSON, (1980). *Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty - A manual and compilation of export coefficients*, EPA 440/5-80-011, Washington DC, U.S. Environmental Protection Agency, 214 p.

ROBERTSON, W. D., J. A. CHERRY et E. A. SUDICKY, (1991). « Groundwater contamination from two small septic systems on sand aquifers », *Ground Water*, vol. 29, n° 1, p. 82-92.

ROBERTSON, W. D. (1995). « Development of steady-state phosphate concentrations in septic system plumes », *Journal Of Contaminant Hydrology*, vol. 19, n° 4, p. 289-305.

ROBERTSON, W. D., S. L. SCHIFF et C. J. PTACEK, (1998). « Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes », *Ground Water*, vol. 36, n° 6, p. 1 000-1 010.

ROBERTSON, W. D. et HARMAN, J. (1999). « Phosphate Plume Persistence at Two Decommissioned Septic System Sites », *Ground Water*, vol. 37, n° 2, p. 228-236.

ROBERTSON, W. D. (2003). « Enhanced Attenuation of Septic System Phosphate in Noncalcareous Sediments », *Ground Water*, vol. 41, n° 1, p. 48-56.

ROBERTSON, W. D. (2008). « Irreversible phosphorus sorption in septic system plumes? », *Ground Water*, vol. 46, n° 1, p. 51-60.

ROBERTSON, W. D. (2012). « Phosphorus Retention in a 20-Year-Old Septic System Filter Bed », *Journal Of Environmental Quality*, vol. 41, n° 5 p. 1 437-1 444.

SACK W. A., N. S. WARMATE, L.A. FRICH et S. P. DIX (1991). « Comparison of a Septic Tank – RSF System and an Extended Aeration – ISF System with Respect to Performance and Operational Problems », *ASAE Publication*, 10-91, p. 125-132.

SCHOENEBERGER, P. J., D. A. WYSOCKI et E. C. BENHAM (USDA NRCS) (2012). *Field book for describing and sampling soils*, version 3.0, Lincoln, NE, National Soil Survey Center, Natural Resources Conservation Service, U.S. Department of Agriculture, 298 p.

SIEGRIST, R. L., E. J. TYLER et P. D. JENSSEN (2000). *Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems*, St. Louis, MI, National Research Needs Conference, Risk-Based Decision Making for Onsite Wastewater Treatment, 51 p.

SIEGRIST, R. L., D. L. ANDERSON et J. C. CONVERSE (1985). « Commercial Wastewater On-site Treatment and Disposal », *ASAE Publication*, 7-85, p. 210-219.

SIEGRIST, R. L. et W. C. BOYLE (1987). « Wastewater-induced Soil Clogging Development », *Journal of Environmental Engineering*, ASCE, vol. 113, n° 3, p. 550-566.

SIKORA, L. J. et R. B. COREY (1976). « Fate of nitrogen and phosphorus in soils under septic tank waste-disposal fields », *Transactions of the ASAE*, vol. 19, n° 5, p. 866-870.

SMITH, D. L. et R. V. DAIGH R. V. (1981). « Survey of Treatment Plant Design and Operation Deficiencies », *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 53, n° 8, p. 1 272-1 282.

TYLER, E. J. (2001). « Hydraulic wastewater loading rates to soil », *On-site Wastewater Treatment, Proceedings of the Ninth International Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, St. Joseph, MI, ASAE, p. 80-86.

TYLER, E. J., E. M. DROZD et J. O. PETERSON (1991). « Estimating Wastewater Loading Rates Using Soil Morphological Descriptions », *On-site Wastewater Treatment, Proceedings of the Sixth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems*, St. Joseph, MI, ASAE, p. 192-200.

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR – BUREAU OF RECLAMATION (USDI – BR) (1991). *Drainage manual – A water resources technical publication*, 3^e édition, révisé en 1993, 340 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1980). *Design manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal*, EPA 625/1-80/012, Washington DC, Office of Water Program Operations, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory, 391 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*, EPA 625/1-81-013, Cincinnati, OH, U.S. Army Corps of Engineers, U.S. Department of Interior, U.S. Department of Agriculture, U.S. EPA Center for Environmental Research Information.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1989). *Analysis of Performance Limiting Factors (PLFs) at Small Sewage Treatment Plants*, OMPC 10-89, Washington DC, Office of Municipal Pollution Control, Office of Water, 25 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2002). *Onsite wastewater treatment systems manual*, EPA/625/R-00/008, Washington DC, Office of Water, Office of Research and Development, 369 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2006). *Process design manual – Land treatment of municipal wastewater effluents*, EPA/625/R-06/016, Cincinnati, OH, Land Remediation

and Pollution Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, 193 p.

UNIVERSITY OF MINNESOTA – ONSITE SEWAGE TREATMENT PROGRAM (2017). *Manual for Septic System Professionals in Minnesota*, 2^e édition, St. Paul, MN, [s. é.].

ZANINI, L., ROBERTSON, W. D., PTACEK, C. J., SCHIFF, S. L. et MAYER, T. (1998). « Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada », *Journal Of Contaminant Hydrology*, vol. 33, n° 3-4, p. 405-429.

PRÉLIMINAIRE



**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec 