



HAL
open science

Synthèse bibliographique : Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols

Julia Le Roy, Vivien Dubois, Julien Tournebize, Claire Lauvernet, Rémi
Clément

► To cite this version:

Julia Le Roy, Vivien Dubois, Julien Tournebize, Claire Lauvernet, Rémi Clément. Synthèse bibliographique : Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols. [Rapport de recherche] INRAE UR-Reversaal. 2020. hal-03155946

HAL Id: hal-03155946

<https://hal.science/hal-03155946>

Submitted on 2 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



INRAE

Synthèse bibliographique : Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols

Julia LE ROY, Vivien DUBOIS, Claire LAUVERNET, Julien TOURNEBIZE et Rémi CLEMENT

Janvier 2020

Résumé – mots-clés

La raréfaction de l'eau dans le monde conduit à l'émergence de nouveaux usages de l'eau permettant de faire face à cette pénurie. Ainsi, la réutilisation des eaux usées traitées fait partie des modes d'approvisionnement alternatifs, pour l'irrigation en agriculture par exemple. Cependant, en sortie de station d'épuration, ces eaux peuvent encore contenir un certain nombre de polluants, et notamment des microorganismes pathogènes et des micropolluants minéraux et organiques. La qualité de l'eau n'est donc parfois pas optimale, et son emploi pourrait occasionner des impacts environnementaux et sanitaires. Afin de remédier à cela la mise en place de traitement tertiaire peut-être envisagée au sein de grosses stations d'épuration (taille supérieure à 100 000 EH) mais l'est rarement sur les plus petites.

Or, le sol assure, en conditions naturelles, un ensemble de mécanismes capables d'apporter une épuration supplémentaire aux eaux usées traitées grâce à ses propriétés physiques (filtration, adsorption...), hydrodynamiques (rétention, transport...), chimiques (précipitation, dissolution...) et à sa biodiversité (phyto-remédiation, activité biologique...). L'objectif de cette synthèse est d'aller plus loin, en essayant d'évaluer la possibilité d'utiliser/piloter le sol comme un bioréacteur de traitement sans pour autant que l'infiltration des eaux usées traitées ait un impact sur le sol. Cet objectif sera donc le résultat d'un compromis entre les caractéristiques des sols en place et la qualité/quantité d'eau à infiltrer. A titre d'exemple, bien que les mécanismes permettent d'abattre de manière efficace les teneurs résiduelles en MES (86%), DCO (87%), DBO₅ (95%), azote (95% du NH₄, NGL variables) et phosphore (95%). Ces résultats dépendent du type de sol utilisé, et semblent être les meilleurs pour un sol limoneux. En revanche, l'élimination des micropolluants organiques dépend du type de polluants. Généralement, leur élimination est supérieure à 70% pour un sol argileux. Les micropolluants minéraux sont éliminés par la phyto-remédiation des plantes mais les flux éliminés restent faibles, ils auront donc tendance à ce stocker au niveau des sols. En ce qui concerne les pathogènes, les bactéries sont éliminées à plus de 99%, mais les virus sont plus ou moins bien éliminés selon les études réalisées. De plus, peu de données existent concernant les protozoaires et les helminthes. Il semble toutefois raisonnable de supposer que de bonnes performances d'épuration dues à la filtration peuvent être atteintes pour ces organismes pathogènes.

En contrepartie, leur ajout génère parfois des phénomènes de colmatage, de lessivage et d'excès d'eau, pouvant avoir un fort impact négatif sur les propriétés du sol. Le sol étant un milieu complexe, ses différentes propriétés sont étroitement liées et une modification de l'une aura une incidence sur les autres. Par exemple, l'ajout d'eau affecte la texture et la structure du sol, et donc sa porosité, sa teneur en oxygène, et enfin sa biodiversité. La synthèse des impacts observés reste difficile car les études diffèrent et se contredisent souvent. Toutefois, de manière générale, le sol, et notamment sa biodiversité, semble avoir une bonne capacité d'adaptation, et parfois même profiter des nutriments présents dans les eaux usées traitées. Il ressort de ceci que l'évolution temporelle des sols soumis à l'infiltration d'EUT soit impérative de manière à déceler une dégradation avant qu'elle ne soit irrémédiable.

Mots-clés : eaux usées traitées, infiltration dans le sol, mécanismes d'épuration, micropolluants

Abstract – keywords

The increasing scarcity of water in the world is leading to the emergence of new uses of water to cope with this scarcity. Thus, the reuse of treated wastewater is one of the alternative modes of supply, for example for irrigation in agriculture. However, at the outlet of treatment plants, this water may still contain a certain number of pollutants, in particular pathogenic microorganisms and mineral and organic micropollutants. The quality of the water is therefore sometimes not optimal, and its use could cause environmental and health impacts. In order to remedy this, the installation of tertiary treatment may be envisaged in large treatment plants (size greater than 100 000 p.e.) but is rarely considered in smaller ones.

Under natural conditions, the soil provides a set of mechanisms capable of providing additional treatment for treated wastewater thanks to its physical (filtration, adsorption, etc.), hydrodynamic (retention, transport, etc.) and chemical (precipitation, dissolution, etc.) properties and its biodiversity (phytoremediation, biological activity, etc.). The aim of this synthesis is to go further, by trying to assess the possibility of using/managing the soil as a treatment bioreactor without the infiltration of treated wastewater having an impact on the soil. This objective will therefore be the result of a compromise between the characteristics of the soils in place and the quality/quantity of water to be infiltrated. As an example, although the mechanisms allow the residual contents of TSS (86%), COD (87%), BOD₅ (95%), nitrogen (95% of NH₄, variable NGL) and phosphorus (95%) to be effectively reduced. These results depend on the type of soil used, and seem to be best for loamy soil. On the other hand, the elimination of organic micropollutants depends on the type of pollutants. Generally, their elimination is higher than 70% for a clay soil. Mineral micropollutants are eliminated by plant phytoremediation, but the fluxes eliminated remain low, so they tend to be stored in the soil. As far as pathogens are concerned, bacteria are eliminated to more than 99%, but viruses are more or less well eliminated according to the studies carried out. In addition, little data exists on protozoa and helminths. However, it seems reasonable to assume that good purification performance due to filtration can be achieved for these pathogenic organisms.

On the other hand, their addition sometimes generates clogging, leaching and excess water, which can have a strong negative impact on soil properties. As soil is a complex medium, its different properties are closely linked and a change in one will affect the others. For example, the addition of water affects the texture and structure of the soil, and thus its porosity, oxygen content and, finally, its biodiversity. Synthesizing the observed impacts remains difficult because studies differ and often contradict each other. However, generally speaking, the soil, and particularly its biodiversity, seems to have a good capacity to adapt and sometimes even to benefit from the nutrients present in treated wastewater. This shows that the temporal evolution of soils subject to treated wastewater infiltration is imperative in order to detect degradation before it is irremediable.

Keywords: treated wastewater, soil infiltration, treatment mechanisms, micropollutants

Avant-propos

La synthèse bibliographique présentée dans ce document fait suite à la commande de l'office français de la biodiversité (OFB), elle répond à la question de l'utilisation du sol comme un bioréacteur d'affinage des eaux usées traitées (EUT). Ces dernières années, au travers de nombreux projets avec l'OFB, INRAE (ex-Irstea) a travaillé à comprendre l'impact des EUT sur le sol et notamment sur les questions :

- ❖ De caractérisation et de dimensionnement hydraulique des sites dans un objectif d'infiltration ;
- ❖ De limitation d'apparition précoce (avant la dixième année) du colmatage de ces sites ;
- ❖ De suivi de l'évolution de la qualité des eaux dans le sol (avant la nappe) et des eaux de surface.

L'objectif de cette synthèse est d'aller plus loin, en essayant d'évaluer la possibilité d'utiliser/piloter le sol comme un bioréacteur de traitement, en dégradant le moins possible le milieu (sol) et en assurant un maintien de sa biodiversité. On entend ici par « sols » les horizons de surface compris entre 0 et 5 mètres de profondeur. Cette synthèse regroupe un ensemble d'informations qui a pour but d'être le plus exhaustif possible, toutefois la totalité des informations sur ce sujet n'a pu être abordée et nous sommes ainsi prêt à faire évoluer le document en ce sens, si des personnes souhaitent apporter des modifications au documents.

Les sols sont étudiés dans de nombreuses disciplines et pour de nombreuses applications, en particulier l'agriculture. Un élément marquant dans cette synthèse est le nombre important d'articles relatifs à l'infiltration d'eaux usées brutes (EUB), et, à l'opposé, le faible nombre relatif à l'infiltration d'EUT. Pourtant la question est majeure en Europe aujourd'hui, dans un contexte de changement climatique avéré (pénurie de la ressource en eau) et de valorisation des nutriments contenus dans ces eaux, notamment le phosphore. En effet, l'utilisation d'EUT pour l'irrigation agricole permettrait aux agriculteurs de moins prélever directement dans les ressources naturelles et d'éviter l'apport massif d'engrais de synthèse préservant ainsi les stocks à l'échelle mondiale de phosphore notamment.

Pour mener à bien cette étude, nous avons rencontré des acteurs du domaine académique qui nous ont guidés et orientés dans la réalisation de ce document. Nous tenons à remercier toutes ces personnes pour leur aide efficace et constructive : Isabelle COUSIN, Maud SEGER et Marine LACOSTE (UR sols, INRAE Orléans), Lionel RANJARD (UMR Agroécologie, INRAE Dijon), Dominique Patureau (UR LBE, INRAE Montpellier), Isabelle LAMY et Sabine HOUOT (UR Ecosys, INRAE Grignon), Agnès RICHAUME et Sylvie NAZARET (UMR écologie microbienne Lyon1), Jean MARTINS, Laurent OXARANGO et Céline DUWIG (IGE Grenoble), Lauric CECILLON (ECODIV EA 1293 / URA – Université de Rouen Normandie – INRAE), Laurent LASSABATERE (ENTPE Lyon), Marie PETENATTI (BRGM Orléans), Marina LE GUEDARD (UMR LEB, CNRS/université de Bordeaux), Claire-Sophie HAUDIN (UFR Biophysicochimie des Sols et des Eaux, Agroparistech).

La liste est non-exhaustive, elle représente des acteurs identifiés par nos soins, mais bien entendu pas tous les acteurs du domaine. Nous nous excusons d'avance auprès des personnes non listées, présentes dans ce domaine scientifique et qui auraient pu contribuer à ce travail.

Nous tenons également à remercier Julien TOURNEBIZE et Hocine HENINE (UR HYCAR, INRAE Antony), Claire LAUVERNET (UR RIVERLY, INRAE Lyon), ainsi que nos nombreux collègues de l'UR REVERSAAL d'INRAE Lyon pour leur relecture assidue de ce document.

Sommaire

Résumé – mots-clés	1
Abstract – keywords	2
Avant-propos	3
Sommaire	4
Liste des figures	6
Liste des tableaux	8
Notations et abréviations	9
Introduction	11
I. Caractérisation des eaux usées traitées	20
I.1 Processus de traitement des eaux usées	21
I.1.1 Eaux usées brutes	21
I.1.2 Traitement secondaire	22
I.1.2.1 Synthèse des différents procédés existants	22
I.1.2.2 Efficacité des procédés secondaires	24
I.1.3 Traitement tertiaire	29
I.2 Caractéristiques physiques et chimiques des EUT.....	29
I.3 Conclusion.....	31
II. Caractérisation des sols	33
II.1 Notions de base	33
II.2 Physique du sol	35
II.2.1 Notions de texture et de structure.....	35
II.2.2 Les argiles et le complexe argilo-humique.....	37
II.3 Hydrodynamique des sols.....	39
II.3.1 Eau dans le sol et forces s'y appliquant.....	39
II.3.2 Conductivité hydraulique.....	41
II.3.3 Étude et modélisation des écoulements	45
II.4 Chimie des sols	46
II.4.1 Cycle du carbone	46
II.4.2 Cycle de l'azote	47
II.4.3 Cycle du phosphore	48
II.5 Biodiversité des sols	49
II.5.1 Plantes et sol.....	50
II.5.2 Biomasse du sol.....	50
II.5.3 Rôle de la biodiversité dans les sols.....	51
II.6 Conclusion.....	52
III. Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols	55
III.1 Phénomènes observés	55
III.1.1 Colmatage.....	55
III.1.2 Lessivage	56
III.1.3 Engorgement et excès d'eau	56
III.2 Impacts sur les différentes propriétés du sol	57
III.2.1 Sur la physique et l'hydrodynamique du sol	57
III.2.2 Sur la chimie du sol.....	59
III.2.2.1 pH.....	59
III.2.2.2 Conductivité électrique et salinité	59

III.2.2.3 Teneur en matière organique	60
III.2.3 Sur la biologie du sol.....	60
III.2.3.1 Végétaux.....	61
III.2.3.2 Macrofaune	61
III.2.3.3 Microflore	62
III.3 Autres impacts.....	64
III.3.1 Sur les ressources en eau	64
III.3.2 Sur la santé humaine	65
III.4 Conclusion.....	66
IV. Utilisation du sol comme bioréacteur pour les eaux usées traitées	69
IV.1 Synthèse des processus observés	69
IV.1.1 Filtration	70
IV.1.2 Adsorption et désorption.....	70
IV.1.3 Activité biologique.....	71
IV.1.4 Précipitation et dissolution.....	72
IV.1.5 Complexation	72
IV.2 Capacités de traitement du sol	73
IV.2.1 Matières organiques	73
IV.2.2 Azote.....	74
IV.2.3 Phosphore	75
IV.2.4 Micropolluants.....	76
IV.2.4.1 Micropolluants organiques.....	76
IV.2.4.2 Micropolluants minéraux.....	78
IV.2.5 Pathogènes.....	79
IV.3 Conclusion	81
V. Synthèse	83
VI. Perspectives	86
Bibliographie.....	88
Annexe 1.....	97

Liste des figures

Figure 1 : Représentation des différentes fonctions assurées par les sols (Alterre Bourgogne, 2012)	12
Figure 2 : Illustration des principales caractéristiques et processus de transport et de traitement des eaux au sein du sol (McKinley and Siegrist, 2011)	13
Figure 3 : Résultats des requêtes sous Scopus en nombre de publications par pays : au-dessus avec les mots-clés "Soil & Wastewater" et en-dessous avec les mots-clés "Soil & Wastewater & Reuse" ..	14
Figure 4 : Résultats des requêtes sous Scopus en nombre de publications par affiliation (au-dessus) et par auteur (en-dessous) avec les mots-clés "Soil & Wastewater & Reuse"	15
Figure 5 : Volume moyen journalier d'eaux recyclées dans quelques pays du monde (Boutin, Héduit and Helmer, 2009)	16
Figure 6 : Ratio du volume moyen journalier d'eau recyclée par km ²	16
Figure 7 : Domaine d'application en EH pour certain procédé dans le cas des petites collectivités (inférieures à 3000 EH)(Alexandre et al., 1997)	20
Figure 8 : Fréquence de quantification (%) et concentration (µg/L) dans les eaux usées brutes (Coquery et al., 2011)	22
Figure 9 : Représentation des différents horizons composant un sol (Epnac, 2012)	34
Figure 10 : La complexité externe et interne du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010)	34
Figure 11 : Exemple de triangle des textures d'un sol (Gis Sol, 2011)	35
Figure 12 : Exemple d'évolution du taux d'argile en fonction de la profondeur pour quatre sols différents (Gis Sol, 2011)	36
Figure 13 : Représentation schématique de l'horizon du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques : l'horizon, la pédostructure, les agrégats et les particules minérales (Braudeau, Frangi and Mohtar, 2004)	37
Figure 14 : Les différents types d'eau dans le sol	39
Figure 15 : Part des volumes de solide, d'eau et de macroporosité pour quatre sols d'un mètre d'épaisseur de texture différente (Gis Sol, 2011)	40
Figure 16 : Courbes de rétention typiques de sols argileux, limoneux et sableux (Bourrié et al., 2018)	41
Figure 17 : Schéma de la composition (en volume) d'un sol de texture médiane. Les flèches indiquent que l'air et l'eau sont reliés de manière à ce que l'augmentation de l'un conduise à une diminution de l'autre (Hillel, 2004)	42
Figure 18 : Allure générale de la variation de la conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel de l'eau pour deux types de sol différents et variation de cette grandeur observée sur un sol en place (Calvet, 2003b)	43
Figure 19 : Le cycle du carbone d'après (Bot and Benites, 2005)	47
Figure 20 : Cycle de l'azote dans le sol (Le Pimpec et al., 2011)	48
Figure 21 : Cycle du phosphore dans les sols (Le Pimpec et al., 2011)	49
Figure 22 : Diagramme de Riverside (Morvannou and Forquet, 2019)	58
Figure 23 : Représentation schématique des processus influençant le devenir des polluants dans les sols (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007)	69
Figure 24 : Devenir des pesticides dans le sol (Alterre Bourgogne, 2012)	77
Figure 25 : Boues activées (Berland, Boutin, Molle, & Cooper, 2001)	97
Figure 26 : Bioréacteurs à membranes externes (Source : Suez)	98
Figure 27 : Bioréacteurs à membranes immergées (Source : Suez)	98
Figure 28 : Lits bactériens (Berland et al., 2001)	98

<i>Figure 29 : Disques biologiques (Berland et al., 2001)</i>	99
<i>Figure 30 : Filtre planté de roseaux à écoulement vertical (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2005)</i>	99
<i>Figure 31 : Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2005)</i>	100
<i>Figure 32 : Lagunage naturel (Berland et al., 2001)</i>	100

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Composition d'une eau résiduaire urbaine (Boutin, Héduit and Helmer, 2009; Mercoiret, 2010)</i>	<i>21</i>
<i>Tableau 2 : Synthèse des différents avantages et inconvénients de chaque procédé (Alexandre et al., 1997; Berland et al., 2001; Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2007; Boutin, Héduit and Helmer, 2009; ARPE, 2017).....</i>	<i>23</i>
<i>Tableau 3 : Concentration maximale attendue en sortie d'ouvrage (mg/L) ou rendement à atteindre (%) et comparaison avec les valeurs réglementaires (Alexandre et al., 1997; Faby, 1998; Epnac, 2006; Boutin, Héduit and Helmer, 2009).....</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 4 : Classe de qualité des EUT établies par l'arrêté du 25 juin 2014 (Bourbon et al., 2015) ...</i>	<i>24</i>
<i>Tableau 5 : Classement des procédés selon leurs performances de traitement (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2007).....</i>	<i>25</i>
<i>Tableau 6 : Rendement d'élimination / dégradation pour le procédé des boues activées pour des molécules quantifiées à plus de 100 ng/L dans les EUB (Choubert et al., 2011).....</i>	<i>25</i>
<i>Tableau 7 : Niveau de concentrations des substances détectées et quantifiées en sortie de traitement secondaire de type boues activées (ANSES, 2012)</i>	<i>27</i>
<i>Tableau 8 : Classes de qualité de l'eau d'irrigation par rapport à sa salinité (Faby, 1998)</i>	<i>30</i>
<i>Tableau 9 : Evolution de la viscosité dynamique de l'eau en fonction de sa température (Nasri, 2014)</i>	<i>31</i>
<i>Tableau 10 : Part des volumes de particules dans différents types de sol (Gis Sol, 2011).....</i>	<i>39</i>
<i>Tableau 11 : Forces s'exerçant sur l'eau du sol. F, S et P sont respectivement les forces de rétention, de succion et de gravitation (Gobat, Aragno and Matthey, 2010).....</i>	<i>40</i>
<i>Tableau 12 : Synthèse des conditions favorables au développement de l'activité microbienne du sol (Huber and Schaub, 2011; UNIFA, 2012).....</i>	<i>51</i>
<i>Tableau 13 : Nombre d'individus par gramme de sol (Blanchart, Peigné and Vian, no date)</i>	<i>51</i>
<i>Tableau 14 : Fonctions épuratrices de différents microorganismes du sol (Ranjard, 2017).....</i>	<i>52</i>
<i>Tableau 15 : Classification d'éléments chimiques minéraux en fonction de leur intérêt et de leur toxicité potentielle (Boutin, Héduit and Helmer, 2009).....</i>	<i>63</i>
<i>Tableau 16 : Résumé d'expériences traitant de la capacité de traitement de différents sols pour les matières organiques et en suspension présentes dans les eaux usées (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018).....</i>	<i>73</i>
<i>Tableau 17 : Temps de survie typiques de certains organismes pathogènes dans les eaux douces et usées ainsi que dans un profil de sol non saturé à une température de 20 à 30°C (US-EPA, 2002) ..</i>	<i>81</i>

Notations et abréviations

Symbole	Signification	Unité
I	Force ionique	mol/L
pH	Potentiel hydrogène	(-)
μ/η	Viscosité dynamique	Pa.s
σ	Conductivité électrique	S/m
T	Température	°C
h	Potentiel matriciel	m
θ	Teneur en eau volumique	m ³ /m ³
K	Conductivité hydraulique	m/s
Q	Débit volumique ou vitesse de Darcy	m/s
H	Charge hydraulique	m

Sigle/abréviation	Signification
BA	Boues activées
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
BRM	Bioréacteurs à membranes
C	Carbone
CE	Conductivité électrique
CEC	Capacité d'échange cationique
COD	Carbone organique dissous
DB	Disques biologiques
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCE	Directive cadre sur l'eau
DCO	Demande chimique en oxygène
EH	Equivalent habitant
ETM	Eléments traces métalliques

EUB	Eaux usées brutes
EUT	Eaux usées traitées
FPR	Filtre planté de roseaux
GES	Gaz à effet de serre
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
LB	Lit bactérien
LN	Lagunage naturel
MES	Matières en suspension
MO	Matières organiques
N	Azote
NGL	Azote global
NK	Azote Kjeldahl
N-NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal
P	Phosphore
PCB	Polychlorobiphényles
POP	Polluants organiques persistants
Pt	Phosphore total
SAR	Taux d'absorption du sodium
ZRV	Zone de rejet végétalisée

Introduction

En lien avec l'article 7 des assises de l'eau, le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES) préconise de tripler les volumes d'eau non conventionnelles réutilisées d'ici 2025 en facilitant leurs usages. Les différentes agences de l'eau ont également ciblé des objectifs communs pour leur 11^{ème} programme d'actions 2019-2024 (Programme « Eau et Climat » de l'agence de l'eau Seine-Normandie, programme « Sauvons l'eau » de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse), à savoir :

- ❖ L'atteinte des objectifs de bon état des masses d'eau (qualité de l'eau et des milieux aquatiques) ;
- ❖ L'adaptation au changement climatique (l'équilibre quantitatif en améliorant le partage de la ressource en eau en anticipant l'avenir) ;
- ❖ La reconquête de la biodiversité (actions relatives à la morphologie, au décloisonnement des milieux aquatiques dont les zones humides) ;
- ❖ La mobilisation des acteurs et la solidarité entre les territoires ;
- ❖ La protection de la santé publique.

Ces grands objectifs sont complétés par des actions transversales, notamment dans le domaine de la lutte contre les micropolluants et l'adaptation des territoires face au changement climatique. En lien avec ces différents objectifs, le traitement de l'eau est un enjeu important à l'échelle du territoire français. A l'heure actuelle, les procédés de traitement se déclinent pour toutes les tailles de ville (mégapoles ou petites collectivités) avec le plus souvent une qualité de traitement à la hauteur des seuils admis pour le rejet des effluents traités au milieu naturel. Toutefois, et ce malgré d'immenses progrès technologiques, la présence de polluants émergents, la modification de la charge ionique de ces effluents et la biomasse présente sous forme de matières en suspension (MES) peuvent contaminer ou impacter d'un point de vue environnemental et/ou sanitaire le milieu récepteur hydraulique superficiel.

Le sol est un milieu complexe (Faybishenko *et al.*, 2016) qui constitue le support de la majorité des activités humaines et de la vie biologique terrestre (Figure 1). A l'interface avec les autres compartiments de l'environnement que sont l'eau, l'air et la biosphère, c'est un milieu méconnu (bien qu'il soit énormément étudié depuis les années 60), au fonctionnement complexe. Les sols assurent en conditions naturelles un ensemble de fonctions environnementales, notamment les services de régulation hydrique et de traitement vis-à-vis des pollutions. C'est sur ce dernier aspect que nous allons nous focaliser lors de cette synthèse, car la problématique du document présenté est de déterminer s'il est possible, de par les connaissances actuelles sur le sol, au sens large, de mieux les utiliser pour améliorer la qualité de l'eau restituée au milieu naturel (les nappes ou les rivières).

Pour améliorer la qualité de l'eau rejetée, il est proposé dans certain cas d'infiltrer ces eaux usées dans le sol, c'est notamment le cas (de manière partielle) des zones de rejets végétalisées (ZRV) (Boutin *et al.*, 2019). Dans le cadre du projet ZRV (Boutin *et al.*, 2019), il a été montré que celles-ci peuvent apporter un plus dans la qualité de l'eau restituée au milieu sous certaines conditions de conception et d'exploitation. Un parallèle avec les dispositifs d'infiltration, c'est-à-dire lorsque les eaux usées traitées (EUT) sont en totalité et tout au long de l'année rejetées dans le sol, peut être conduit. Ainsi, le projet a mis en avant la difficulté de dimensionnement des ZRV, particulièrement pour celles ayant un objectif d'infiltration. En effet le sol et ses composantes représentent un milieu complexe et pour lequel les impacts réciproques du sol sur la qualité de l'eau et de l'eau usée traitée sur le sol sont mal connus.



Figure 1 : Représentation des différentes fonctions assurées par les sols (Alterre Bourgogne, 2012)

Pour comprendre quels sont les services offerts par les sols en matière de dépollution, il est indispensable de comprendre comment fonctionne l'écosystème sol (McKinley and Siegrist, 2011). Il s'agit probablement d'un des milieux de l'environnement le plus difficile à connaître, et qui nécessite des connaissances pluridisciplinaires (Musy and Soutter, 1991; Gobat, Aragno and Matthey, 2010; Mishra *et al.*, 2019; Perevochtchikova *et al.*, 2019). Il s'agit d'un milieu vivant et difficilement observable. Cette ressource peut être altérée, dégradée, d'autant plus que, lors de l'injection d'EUT, tout l'enjeu serait de pouvoir les infiltrer en limitant leur impact sans pour autant dégrader les fonctions du sol pour un usage pérenne de celui-ci incluant sa biodiversité.

En résumé, dans ce rapport bibliographique, nous nous limiterons par choix aux fonctions écosystémiques et environnementales assurées par les sols du fait de notre thématique de recherche qui concerne l'infiltration des EUT. L'objectif à terme serait de bénéficier de la capacité de traitement des sols (Figure 2) sans pour autant les dégrader de manière irréversible afin qu'ils conservent leurs fonctions.

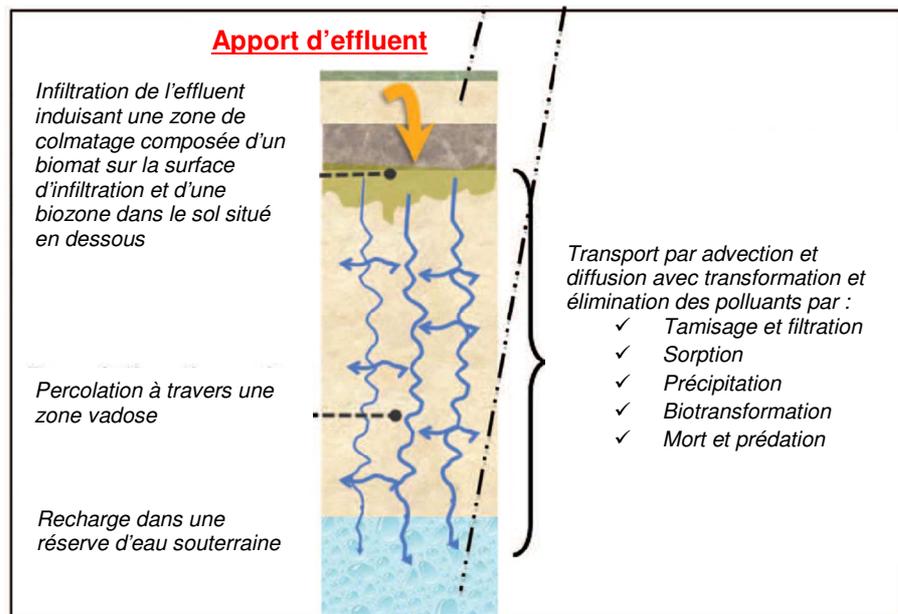


Figure 2 : Illustration des principales caractéristiques et processus de transport et de traitement des eaux au sein du sol (McKinley and Siegrist, 2011)

Une synthèse bibliographique sur le sol pour comprendre son fonctionnement n'est pas simple, et fait appel à un grand nombre de disciplines (géologie, pédologie, géochimie, microbiologie, génie des procédés, etc) et de processus mis en jeu (adsorption, absorption, précipitation, biodégradation, phytoremédiation, etc). Une première recherche bibliométrique a permis de cerner les axes de recherche de ces dernières décennies en lien avec la thématique et d'identifier les principaux auteurs. Ce travail fournira également les sujets les plus abordés et ceux en manque d'étude, ce qui servira à identifier les axes de recherche novateurs.

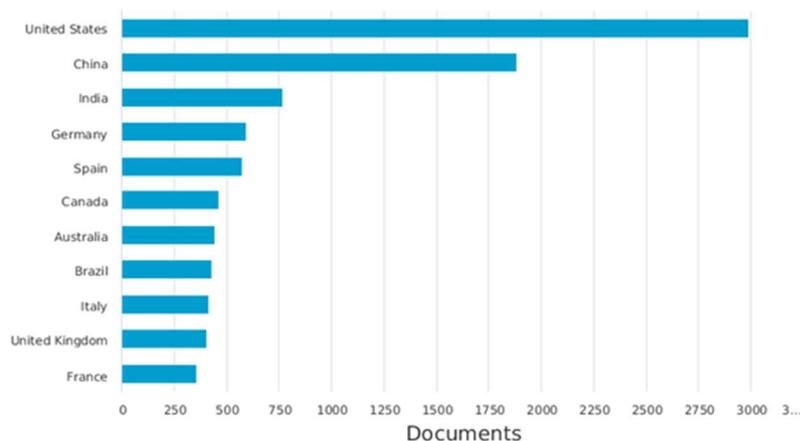
En réalisant une recherche bibliométrique sous Scopus (base de données de publications scientifiques détenu par l'éditeur Elsevier) avec comme mots-clés « soil » et « wastewater », la requête a fourni plus de 7000 résultats (interrogation faite en janvier 2019). Les principaux pays contributeurs sont les Etats-Unis et la Chine. En Europe, la France arrive en 5^{ème} position derrière l'Allemagne, l'Espagne, l'Italie et le Royaume-Uni (Figure 3, source Scopus).

En affinant notre recherche en ajoutant le mot « Reuse » à la requête, on obtient une limitation à 1423 documents. Le terme anglais « Reuse », traduit en français par REUT pour Réutilisation de Eaux Usées Traitées, est souvent associé à l'irrigation agricole par les EUT ou non, en fonction des réglementations propres aux différents pays. Les Etats-Unis sont de loin le principal contributeur, suivis par le Brésil pour lequel la bibliographie est beaucoup moins importante.

Documents by country or territory

Compare the document counts for up to 15 countries/territories

Scopus



Documents by country or territory

Compare the document counts for up to 15 countries/territories.

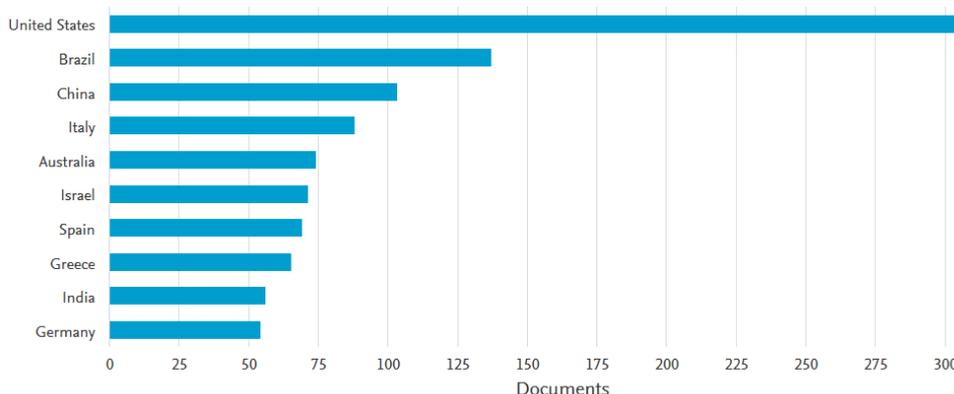


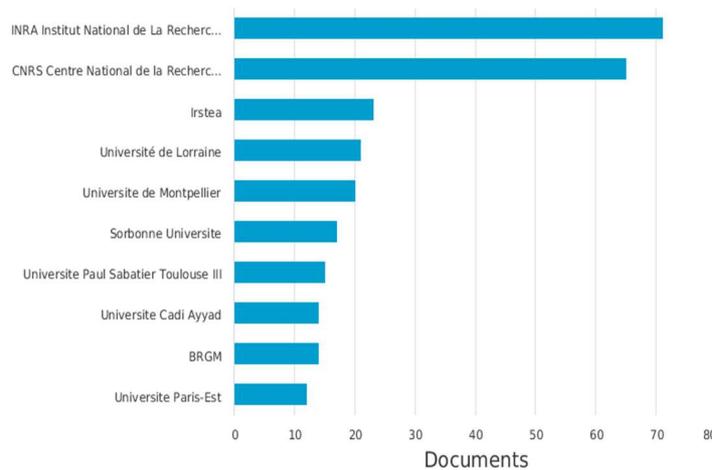
Figure 3 : Résultats des requêtes sous Scopus en nombre de publications par pays : au-dessus avec les mots-clés "Soil & Wastewater" et en-dessous avec les mots-clés "Soil & Wastewater & Reuse"

Le premier constat de cette rapide analyse bibliométrique est que les articles relatifs à la REUT, à l'eau usée et au sol sont 5 fois moins nombreux que lorsqu'il s'agit uniquement de sol et d'eau usée. Cet écart trouve son explication dans le fait que la REUT est un domaine scientifique relativement récent. D'un point de vue bibliométrique, il est difficile de faire le tri dans les articles qui parlent d'eaux usées traitées ou d'eaux usées brutes. Au niveau des mécanismes mis en jeu pour la dégradation des polluants, aucune distinction n'est à faire car ils sont similaires qu'ils s'agissent d'EUB ou d'EUT. C'est la raison pour laquelle nous avons identifié (Figure 4), avec une requête utilisant les mots-clés « wastewater & soil », les organismes et contributeurs français afin d'échanger si possible avec eux. Si l'on regarde plus en détails la liste des auteurs, ceux publiant le plus sont issus de l'INRA (Versailles et Centre Loire) et leurs travaux portent sur l'ancien site d'épandage d'Achères et sur le devenir des métaux traces qui s'y sont accumulés. D'après cette analyse bibliométrique, les sols sont donc des milieux largement étudiés, mais plutôt comme un milieu récepteur pollué que comme un bioréacteur d'affinage de la qualité des eaux.

Documents by affiliation

Compare the document counts for up to 15 affiliations

Scopus



Documents by author

Compare the document counts for up to 15 authors

Scopus

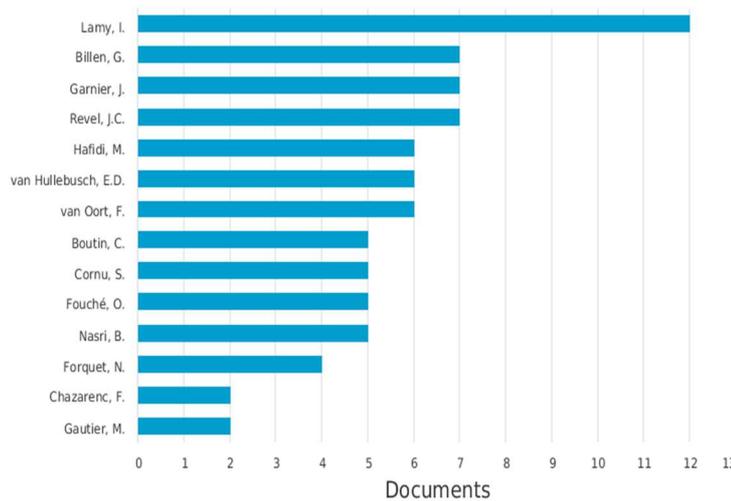


Figure 4 : Résultats des requêtes sous Scopus en nombre de publications par affiliation (au-dessus) et par auteur (en-dessous) avec les mots-clés "Soil & Wastewater & Reuse"

De nos jours, en réponse au changement climatique, de nombreux dispositifs de réutilisation des EUT sont mis en place partout dans le monde. Elles sont utilisées pour l'irrigation de cultures en région arides ou semi-arides connaissant des périodes de sécheresse prolongée, ou dans des zones de faible disponibilité des ressources en eau. Dans d'autres cas, elles sont employées pour l'arrosage d'espaces verts, de golfs et le nettoyage des voiries. Comparée à beaucoup de pays, la France connaît un retard en matière de réutilisation des EUT (quel qu'en soit l'usage), puisqu'elle ne les utilise que très peu (moins de 1% de réutilisation en 2018) par rapport à des pays comme les Etats-Unis ou la Chine (Figure 5) (Boutin, Héduit and Helmer, 2009). Cependant, une fois ramené à un ratio par km², on observe que Israël et Chypre sont les pays réutilisant le plus leurs EUT (Figure 6).

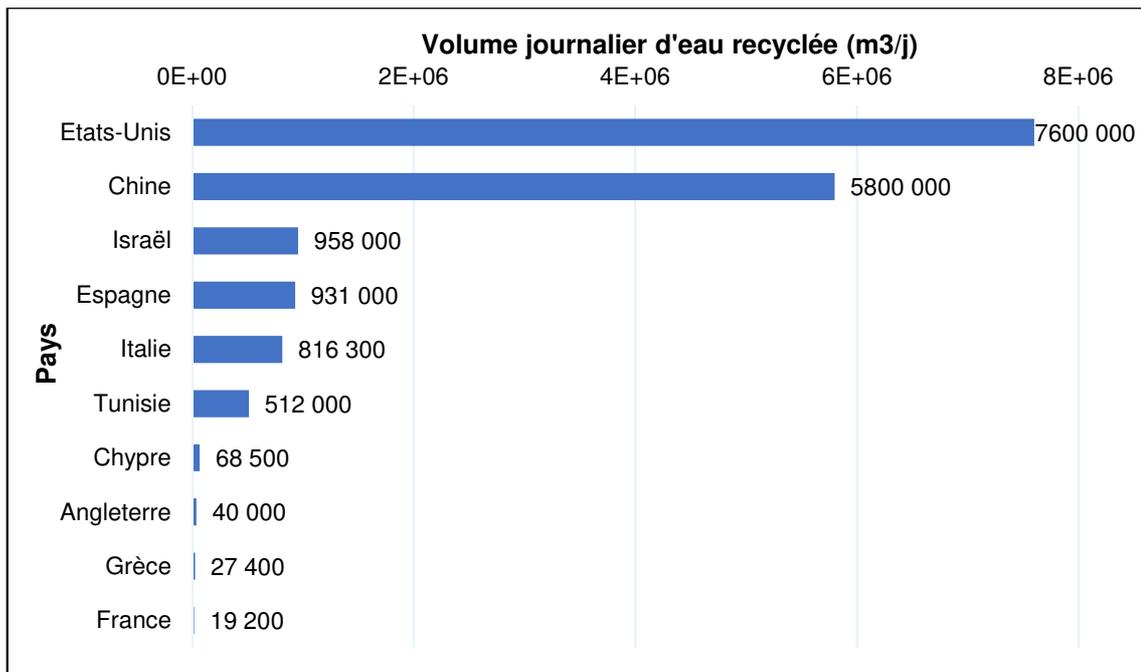


Figure 5 : Volume moyen journalier d'eaux recyclées dans quelques pays du monde (Boutin, Hédit and Helmer, 2009)

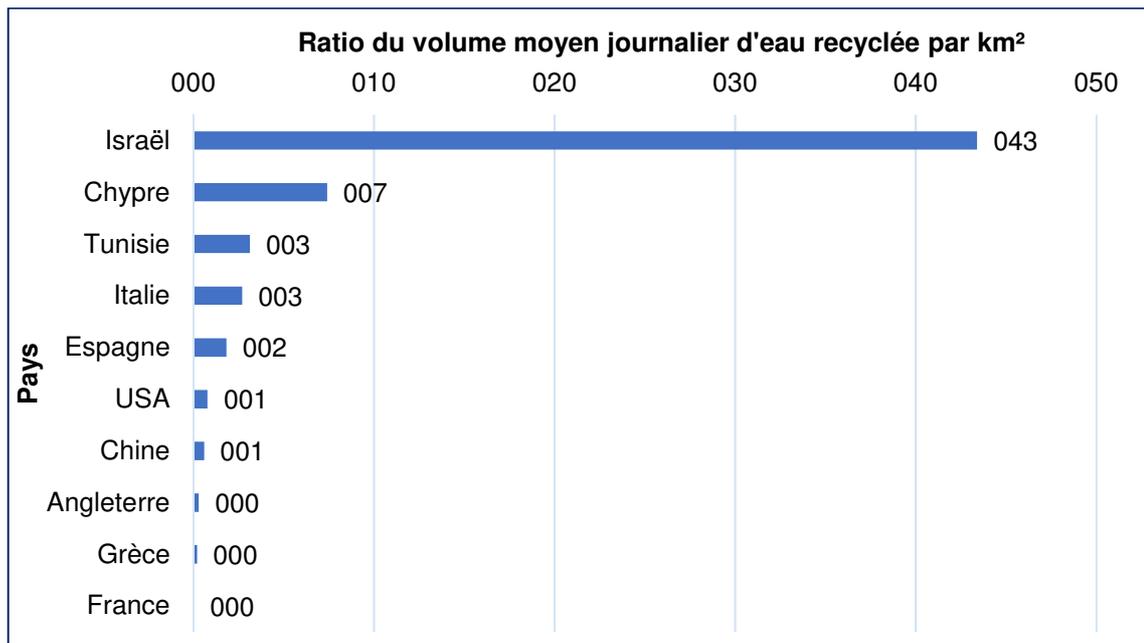


Figure 6 : Ratio du volume moyen journalier d'eau recyclée par km²

En France, entre 1981 et 1997, les difficultés d'approvisionnement en eau pour l'irrigation agricole et le souci de protéger les environnements sensibles ont été à l'origine d'une vague d'installation de dispositifs de réutilisation des eaux usées urbaines traitées. Les exemples les plus connus sont situés sur les îles de Noirmoutier, Ré, Oléron, Porquerolles et à Pornic (Loire Atlantique), correspondant à des situations de pénuries locales des ressources en eau. Pour répondre à un objectif de protection du milieu marin, des dispositifs sont installés au Mont Saint Michel et à Saint Armel (Morbihan) ; ainsi que pour l'irrigation agricole de grandes cultures au Mesnil en Vallée (Maine et Loire) et à Clermont Ferrand (Puy-de-Dôme). Ces constructions sont guidées par la nécessité de protection des cours d'eau de l'eutrophisation et la valorisation des nutriments contenus dans les EUT. Cependant, le nombre de ces opérations se limitait à une vingtaine de site à la fin des années 90. En 2007, seuls quelques terrains de golf supplémentaires avaient été équipés pour être arrosés avec des EUT (Lazarova and Brissaud,

2007), résultat, entre autre, d'une réglementation contraignante.

Il apparaît que la réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen ou encore le Sud des Etats-Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud (Boutin, Héduit and Helmer, 2009). La majorité de la réutilisation des EUT dans le monde se fait donc dans l'irrigation agricole, ce qui revient par la suite à une infiltration des eaux dans le sol mais qui peut se transformer en ruissellement de surface qui se déverse dans une rivière en cas d'apport d'eau mal maîtrisé sur des sols peu perméables.

Notre ambition au travers de cette synthèse est d'évaluer la possibilité de faire du sol un véritable bioréacteur d'affinage des EUT afin d'améliorer la qualité de ces dernières, soit en vue de leur utilisation, soit pour les délivrer au milieu sensible. Ce nouvel angle d'approche est novateur car, bien qu'il s'inspire largement de ce qui a été réalisé par le passé, des dimensions supplémentaires ont été ajoutées, à savoir i) la préservation de ce réacteur biologique naturel en terme de fonctionnalités (hydraulique, physique et biologique) et ii) la prise en compte de sa biodiversité, qui est un objectif majeur fixé par le MTES et par l'OFB.

Pour répondre aux objectifs fixés ci-dessus, et en fonction de la discipline impliquée, nous nous sommes posés un certain nombre de questions regroupées en 4 grandes catégories : les deux premières sont en lien avec les polluants à éliminer/dégrader et les conditions nécessaires pour le faire. Les deux dernières se rapportent davantage aux impacts que pourrait occasionner l'infiltration d'EUT.

- **Le sol est-il l'outil miracle pour l'affinage des EUT ?** Comment dimensionner des ouvrages de sols ? Faut-il privilégier des sols naturels ou remaniés ? Et comment peut-on généraliser les performances à tous les sols ? Concernant les performances, nous considérerons uniquement les polluants récalcitrants ou subsistant après le passage en station de traitement des eaux usées (STEU), à savoir i) les MES et leurs impacts au niveau colmatage et pathogénicité, ii) les substances dissoutes comme les nitrates, les chlorures, les phosphates, et iii) les différents micropolluants (Gill *et al.*, no date; Withers, Jarvie and Stoate, 2011; Eweborn *et al.*, 2014; Brunsch *et al.*, 2018).
- **Comment maintenir les conditions aérobies** dans les sols, qui sont généralement nécessaires à l'obtention de bonnes performances de traitement ? Il faudra envisager une orientation hydrodynamique analysant par exemple l'influence des écoulements (Petitjean, Forquet and Boutin, 2016). Faut-il maintenir un couvert végétal avec un réseau racinaire qui contribue, de manière indirecte, à l'aération des premiers centimètres du sol ? Est-ce que la macrofaune maintient des conditions d'oxygénation du massif ? L'infiltration d'EUT génère-t-elle des émissions de gaz à effet de serre (GES) en cas de saturation des sols (exemple des tourbières)?
- **Peut-on caractériser les sols pour estimer leur aptitude au traitement des eaux avant, pendant et après leur sollicitation ?** Cette caractérisation pourra s'appuyer sur les bactéries du sol, la macrofaune ou les plantes (Ruppelt *et al.*, 2019).
- **Quel sera l'avenir des sols utilisés pour l'infiltration des EUT**, les sols sont-ils résilients ou vont-ils suivre une trajectoire pédogénétique différente ? Peut-on arrêter d'infiltrer des EUT une fois que l'on a commencé? Quelle est la durée de vie de tels ouvrages ? Ne va-t-on pas créer une véritable bombe à retardement en terme de stockage de polluants (Dère *et al.*, 2006) ou de bactéries antibio-résistantes (Siggins *et al.*, 2016; Sharma and Kennedy, 2017; Lloyd, Nazaret and Barkay, 2018) ? Peut-on envisager de récupérer les polluants stockés en vue de régénérer ces sols soumis aux EUT ?

Cette synthèse est constituée de quatre grands chapitres. Nous abordons dans un premier temps la caractérisation des EUT. Ensuite, nous caractérisons le milieu recevant ces eaux : le sol (caractérisations physique, hydraulique, chimique et biologique). Le troisième chapitre est consacré aux impacts induits par l'infiltration d'EUT au sein du sol. Enfin, le dernier chapitre aborde le bioréacteur sol avec une synthèse des processus observés et les capacités d'affinage constatées. Une conclusion, sous forme de perspectives, établit les grandes lignes d'actions pour le montage de futurs projets scientifiques sur la base des réponses trouvées à notre question fondamentale : comment les sols peuvent-ils améliorer la qualité d'une EUT infiltrée ? Le but est soit de protéger encore plus les nappes et cours d'eau, soit d'utiliser ces eaux sans exposer les futurs utilisateurs à des conséquences environnementales et sanitaires, le tout en minimisant les impacts générés par l'infiltration d'EUT et en maintenant le plus possible les fonctionnalités des sols.

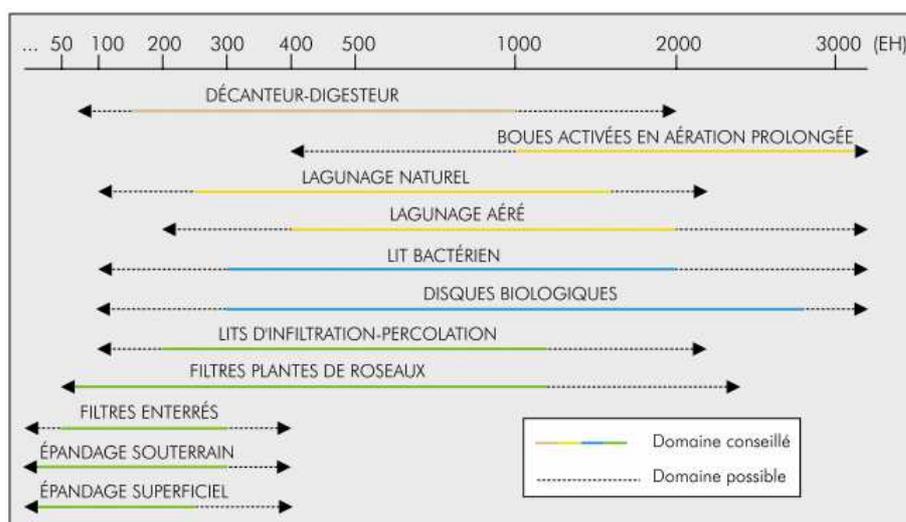
I Caractérisation des eaux usées traitées

I. Caractérisation des eaux usées traitées

L'objectif de cette synthèse bibliographique est d'étudier l'impact négatif que les EUT peuvent avoir sur le sol, notamment en termes de dégradation, lessivage, contamination, réduction de la biodiversité. A l'inverse, il s'agit aussi d'évaluer l'impact positif qu'un sol pourrait avoir sur une EUT en termes d'amélioration de la qualité des eaux rejetées dans le milieu. Il y a un équilibre à trouver entre ces deux aspects pour l'usage d'un sol comme bioréacteur d'affinage des EUT. Pour bien comprendre cet antagonisme (impact négatif sur les sols *versus* traitement par le sol), il est essentiel de commencer cette synthèse bibliographique par bien appréhender ce qu'est une EUT, c'est-à-dire :

- Quels sont leurs processus d'obtention ?
- Qu'est-ce qui conditionne sa composition en sortie de STEU ?
- Quels sont ses composants majeurs et les micropolluants présents ?
- Quelles sont ses caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques ?
- Existe-il un lien régional dans sa composition et ses caractéristiques ?

Nous verrons dans ce document qu'il existe différents processus de traitement des EUB, on peut donc se demander s'il existe différents types d'EUT. Le processus de traitement des EUB est généralement composé de trois étapes : le traitement primaire, secondaire, puis tertiaire (Le Pimpec *et al.*, 2011). Le traitement primaire est physique, avec éventuellement des adjuvants chimiques : il permet de récupérer une majorité de particules en suspension par décantation ou flottation, mais traite peu la pollution dissoute (Boutin, Héduit and Helmer, 2009). Celle-ci (et notamment les polluants majeurs : azote, phosphore, DBO¹, DCO²), est traitée lors du traitement secondaire (biologique), et éventuellement lors du traitement tertiaire de type physico-chimique (s'il est présent). Cette troisième étape permet d'apporter un traitement supplémentaire que ce soit pour les nutriments et/ou les micropolluants et/ou les pathogènes. A chaque procédé est associé une gamme de capacité de traitement des EUB dont l'unité est l'Equivalent-Habitant (EH³) (Figure 7).



NB : en marron : traitement primaire, en jaune : traitement secondaire cultures libres, en bleu : traitement secondaire cultures fixées sur supports grossiers, en vert : traitement secondaire cultures fixées sur supports fins

Figure 7 : Domaine d'application en EH pour certain procédé dans le cas des petites collectivités (inférieures à 3000 EH)(Alexandre *et al.*, 1997)

¹ Demande Biologique en Oxygène

² Demande Chimique en Oxygène

³ La directive européenne du 21 mai 1991 établit la valeur d'un EH à la charge organique biodégradable évaluée en DBO₅ à 60 grammes d'oxygène par jour.

Cet exemple illustre l'existence d'un panel de technologies disponibles. Même si les technologies ont évolué, leur multiplicité reste d'actualité. La capacité de traitement à mettre en œuvre, en fonction du nombre d'habitants présents dans la zone concernée par la collecte des EUB (petite, moyenne ou grande collectivité), conditionne donc le type de procédé présent dans chaque station d'épuration. Chacune d'entre elle est relativement unique en fonction du choix qui a été fait concernant la présence et le type de traitement primaire, secondaire et éventuellement tertiaire. Ce choix a été fait en fonction de nombreux paramètres, comme l'état du milieu récepteur, sa sensibilité, sa capacité auto-épuratoire, le taux de dilution des EUT, etc. Ces paramètres étant très différents selon les milieux, ils induisent une grande variabilité de processus de traitement, et la composition des EUT en sortie de station devrait donc varier également.

I.1 Processus de traitement des eaux usées

I.1.1 Eaux usées brutes

Avant de détailler les différents processus de traitement et les caractéristiques des EUT, il est important d'avoir connaissance des caractéristiques des EUB, pour pouvoir prendre la pleine mesure de l'efficacité des procédés de traitement mis en œuvre.

Le

Tableau 1 présente différentes caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques d'un effluent urbain, composé majoritairement d'EUB domestiques et d'une faible part d'EUB industrielles. La *Figure 8* présente la fréquence de quantification et la concentration dans les eaux usées brutes des 45 substances prioritaires établies par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

Tableau 1 : Composition d'une eau résiduaire urbaine (Boutin, Héduit and Helmer, 2009; Mercoiret, 2010)

Paramètre		Valeur
pH		8
Conductivité (µS/cm)		1100
Température (°C)		12 à 20
DCO (mg/L)	Moyenne	650
	Borne supérieure	1340
	Borne inférieure	120
DBO ₅ (mg/L)	Moyenne	265
	Borne supérieure	570
	Borne inférieure	40
MES (mg/L)	Moyenne	290
	Borne supérieure	700
	Borne inférieure	50
NK (mg/L)	Moyenne	70
	Borne supérieure	120
	Borne inférieure	10
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Moyenne	50
	Borne supérieure	100
	Borne inférieure	10
NGL (mg/L)	Moyenne	70
	Borne supérieure	120
	Borne inférieure	20
Pt (mg/L)	Moyenne	10
	Borne supérieure	20
	Borne inférieure	2

Coliformes totaux	10 ⁹ UFC/100 mL
Kystes de protozoaires	10 ⁵ /L

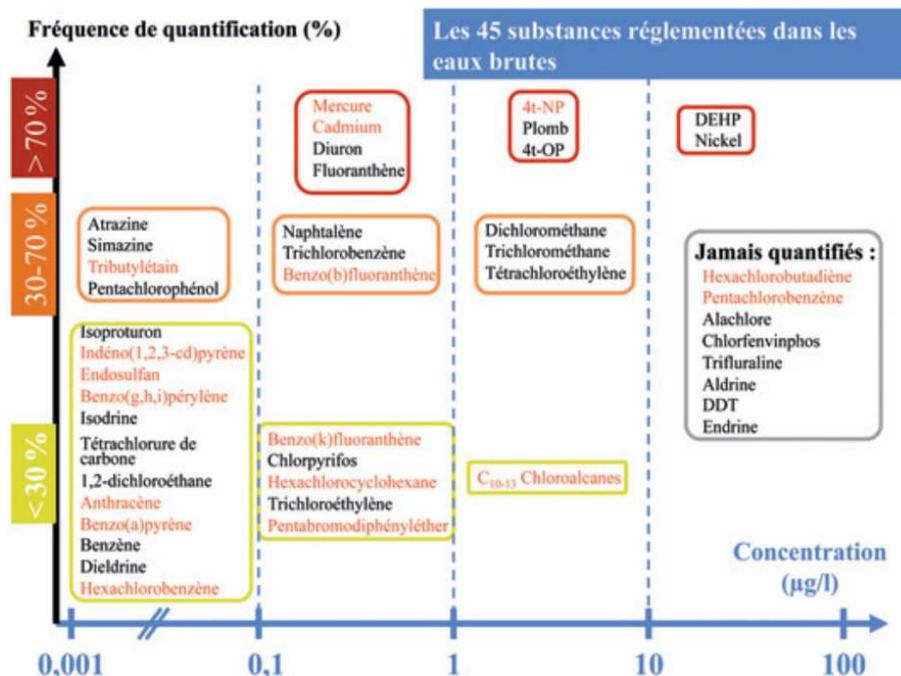


Figure 8 : Fréquence de quantification (%) et concentration (µg/L) dans les eaux usées brutes (Coquery et al., 2011)

Il faut noter la forte valeur de la conductivité électrique des EUB de 1100 µS/cm, car une telle valeur contribuera à une forte salinisation des sols. D'autre part, la concentration en MES ainsi que la charge bactériologique des EUB étant non négligeables, il existe des risques de colmatage et de contamination des eaux souterraines en cas de dysfonctionnement au sein de la station d'épuration ou lors d'épisodes de by-pass à titre d'exemple. Il sera donc important de s'assurer que ces trois paramètres ont diminué au cours du traitement en station d'épuration⁴ au risque de dégrader fortement les fonctions du sol. D'autre part, un nombre important de substances prioritaires se retrouvent régulièrement dans les EUB en grande quantité et peuvent donc potentiellement se retrouver dans les EUT si elles ne sont pas éliminées par les stations d'épuration et indirectement contaminer les sols.

1.1.2 Traitement secondaire

1.1.2.1 Synthèse des différents procédés existants

La deuxième étape de traitement est particulièrement intéressante, étant à la fois l'étape de traitement la plus importante et la plus répandue. En 2010, 92% des STEU françaises assurent un traitement secondaire, dont seulement 47% ont également un traitement tertiaire (Beaupoil et al., 2010). Les eaux usées y sont majoritairement traitées par des processus biologiques, qui reproduisent les mécanismes d'autoépuration présents dans le milieu naturel (Miquel, 2003).

Les procédés détaillés dans le *Tableau 2* sont parmi les plus utilisés pour le traitement secondaire. Leur fonctionnement est expliqué en détail dans l'Annexe 1. Le *Tableau 2* reprend les différents avantages et inconvénients de chacun de ces procédés de traitement.

⁴ Respect, par temps sec, des prescriptions réglementaires de l'arrêté du 21 juillet 2020.

Tableau 2 : Synthèse des différents avantages et inconvénients de chaque procédé (Alexandre *et al.*, 1997; Berland *et al.*, 2001; Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2007; Boutin, Héduit and Helmer, 2009; ARPE, 2017)

Procédé	Avantages		Inconvénients	
	Capacités de traitement	Autres	Limites du traitement	Autre
BA	<ul style="list-style-type: none"> - Bonnes performances sur tous les paramètres (MES, DCO, DBO₅, N) - Mise en œuvre déphosphatation simultanée possible 	<ul style="list-style-type: none"> - Capacité de traitement adaptée à toutes les collectivités >1000 EH 	<ul style="list-style-type: none"> - Risque de départs de boues (rejet de MES au milieu récepteur) 	<ul style="list-style-type: none"> - Coûts d'exploitation et d'investissement élevés - Consommation énergétique importante - Sensible aux surcharges hydrauliques - Requiert une formation du personnel d'exploitation
BRM	<ul style="list-style-type: none"> - Bonnes performances (DCO, DBO₅, MES et NK) - Désinfection efficace - Élimination des pathogènes 	<ul style="list-style-type: none"> - Facilité d'exploitation - Consommation énergétique inexistante si dénivelé favorable - Supporte de grandes variations de charges hydrauliques 	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement de l'azote global (NGL) difficile à réaliser 	<ul style="list-style-type: none"> - Consommation énergétique importante - Coût des membranes élevé - Durée de vie faible - Exploitation : coût élevé et contraignante - Risque de colmatage
LB	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement MES et pollution carbonée 	<ul style="list-style-type: none"> - Consommation énergétique faible - Exploitation simple 	<ul style="list-style-type: none"> - Abattement limité de l'azote et du phosphore 	<ul style="list-style-type: none"> - Sensible au colmatage - Coûts d'investissement élevés
DB	<ul style="list-style-type: none"> - Traitement MES et pollution carbonée 	<ul style="list-style-type: none"> - Supporte relativement bien les variations de charges hydrauliques et organiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Abattement limité de l'azote 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiert du personnel d'exploitation très qualifié - Coûts d'investissement élevés
FPR	<ul style="list-style-type: none"> - Bonnes performances pour les paramètres particuliers, carbonés et azotés 	<ul style="list-style-type: none"> - Facilité et faible coût d'exploitation - Coût d'investissement faible - Possibilité de traiter les EUB 	<ul style="list-style-type: none"> - Faible abattement pour le traitement de l'azote global (absence de dénitrification) et du phosphore 	<ul style="list-style-type: none"> - Exploitation de faible durée - Grande emprise au sol - Accepte des surcharges hydrauliques ponctuelles mais globalement peu adapté
LN	<ul style="list-style-type: none"> - Bonne élimination de l'azote et du phosphore - Bonne élimination des germes pathogènes en été 	<ul style="list-style-type: none"> - Facilité d'exploitation - Consommation énergétique inexistante si dénivelé favorable - Supporte de grandes variations de charges hydrauliques 	<ul style="list-style-type: none"> - Élimination moyenne de la matière organique - Qualité du rejet dépend des saisons 	<ul style="list-style-type: none"> - Grande emprise au sol - Maîtrise limitée de l'équilibre biologique et des processus de traitement

NB : BA : boues activées ; BRM : bioréacteurs à membranes ; LB : lit bactérien ; DB : disques biologiques ; FPR : filtre planté de roseaux ; LN : lagunage naturel

La variabilité des caractéristiques des procédés secondaires nécessite de choisir le procédé le plus approprié selon le point de rejet qui a été défini et la qualité à atteindre en fonction de ce dernier. En effet, du fait de leurs performances de traitement variables, chacun de ces procédés rejette une eau de

qualité relativement variable également. Cela est notamment dû à des critères techniques différents, tels que le temps de séjour, les temps d'oxygénation, la nature des boues, ce qui implique une différence de composition dans les eaux en sortie.

1.1.2 Efficacité des procédés secondaires

Les concentrations en sortie des polluants majeurs sont réglementées par l'arrêté du 21 juillet 2015. Le

Tableau 3 présente les concentrations en polluants majeurs dans les rejets de différents procédés.

Tableau 3 : Concentration maximale attendue en sortie d'ouvrage (mg/L) ou rendement à atteindre (%) et comparaison avec les valeurs réglementaires (Alexandre et al., 1997; Faby, 1998; Epnac, 2006; Boutin, Héduit and Helmer, 2009)

Procédé	Concentration attendue						Valeur réglementaire	
	BA	DB	LB	BRM	FPR	LN	Charge < 120 kg/j DBO ₅	Charge ≥ 120 kg/j DBO ₅
DBO ₅	15 mg/L 98 %	35 mg/L	35 mg/L	5 mg/L	25 mg/L	Non pertinent	35 mg/L 60 %	25 mg/L 80 %
DCO	60 mg/L 95 %	125 mg/L	125 mg/L	30 mg/L	90 mg/L	125 mg/L	200 mg/L 60 %	125 mg/L 75 %
MES	15 mg/L 95 %	30 mg/L	30 mg/L	2 mg/L	25 mg/L	150 mg/L	50 %	35 mg/L 90 %
NK	10 mg/L	40 %	30 %	5 mg/L	10 mg/L	70 %	-	-
							600 < charge ≤ 6000 kg/j DBO ₅	Charge > 6000 kg/j DBO ₅
NGL	80 %	25 %	25 %	10 mg/L	25-30 %	70 %	15 mg/L	10 mg/L
Pt	20 %	20 %	20 %	5 mg/L	25-30 %	60-70 %	2 mg/L	1 mg/L

NB : les réglementations pour l'azote global et le phosphore total sont valables uniquement dans le cas d'un rejet en zone sensible. Dans le cas contraire, le rejet n'est pas réglementé.

En ce qui concerne les pathogènes, ils sont réglementés par l'arrêté du 25 juin 2014, où des niveaux de qualité sanitaire ont été établis en fonction des concentrations de chaque élément (Tableau 4).

Tableau 4 : Classe de qualité des EUT établies par l'arrêté du 25 juin 2014 (Bourbon et al., 2015)

Paramètres	Niveau de qualité sanitaire des EUT			
	A	B	C	D
MES (mg/L)	< 15	Conforme à la réglementation des rejets d'EUT pour l'exutoire de la station hors période d'irrigation		
DCO (mg/L)	< 60			
Escherichia coli (UFC/100 mL)	≤ 250	≤ 10 000	≤ 100 000	-
Entérocoques fécaux (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Phages ARN F-spécifiques (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2
Spoires de bactéries anaérobies sulfito-réductrices (abattement en log)	≥ 4	≥ 3	≥ 2	≥ 2

L'Agence de l'eau Rhin-Meuse a mené en 2007 une étude sur 116 STEU de moins de 2000 EH, afin d'établir un état des lieux des différentes techniques de traitement présentes sur son territoire et de leur

efficacité. Elle a ainsi pu établir un classement des différents procédés selon leurs performances (Tableau 5). On y retrouve sensiblement le même ordre que celui que l'on aurait pu obtenir à partir du

Tableau 3.

Tableau 5 : Classement des procédés selon leurs performances de traitement (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 2007)

	DBO ₅ - DCO	MEST	NK	NGL	Pt	Bactériologie
1	BA	BA	BA	BA	BA	LA
2	FPRv	FPRv	FPRv	LN	LN	LN
3	LN	LB	LN	LB	LA	FRPv
4	LA	LN	LB	LA	LB	BA
5	LB	LA	LA	FPRv	FPRv	LB
6	DB	DB	DB	DB	DB	DB

NB : LA : lagunage aéré

Le procédé « boues activées » est, d'après cette étude, le plus efficace concernant tous les paramètres sauf pour la bactériologie. Il est donc intéressant d'analyser l'efficacité de ce traitement vis-à-vis des micropolluants minéraux et organiques. Dans le cadre du projet Ampères (2009) réalisé par le Cemagref (maintenant INRAE), les concentrations et les flux de micropolluants générés par les rejets de 21 stations d'épuration domestiques ont été mesurés. Au total, plus d'une centaine de substances (composés organiques volatils (COV), pesticides, métaux, pharmaceutiques...) a été étudiée. Parmi ces stations, 6 utilisent les boues activées, et il fut donc possible de calculer la moyenne des rendements d'élimination pour chaque catégorie de substances (

Tableau 6) (Choubert *et al.*, 2011a).

L'étude a montré que plus de la moitié de la centaine de substances quantifiées en entrée du système est éliminée (et/ou dégradée) de la phase dissoute avec un rendement de plus de 70%. Cependant, certaines d'entre elles, et notamment des substances figurant dans la DCE comme prioritaires ou prioritaires dangereuses, ne sont pas ou peu affectées par un traitement type « boues activées » (rendement inférieur à 30 % ou compris entre 30 et 70 %). De plus, l'étude n'a montré aucune différence notable pour l'efficacité d'élimination/dégradation des micropolluants entre procédés biologiques à cultures libres (boues activées) et à cultures fixées (disques biologiques, filtre planté) (Choubert *et al.*, 2011b).

Tableau 6 : Rendement d'élimination / dégradation pour le procédé des boues activées pour des molécules quantifiées à plus de 100 ng/L dans les EUB (Choubert *et al.*, 2011)

Rendement d'élimination / dégradation	Famille	Substance
> 70 %	Additifs	C10-13 Chloroalcanes , tributylphosphates, benzothiazoles
	Alkylphénols	4-tert-butylphenol, nonylphénols , octylphénols , NP1EO, NP2EO
	Analgésiques	Ibuprofène, paracétamol, ketoprofène, naproxène, aspirine
	Antidépresseurs	Imipramine, bromazepam
	Métaux	Al, Cr, Fe, Cu, Ag, Sn, Hg , Ti, Pb
	Bétabloquants	Nadolol, acébutolol, bisoprolol, betaxolol
	Biocide	Triclosan
	Bronchodilatateurs	<i>Clenbuterol</i>
	COVs	Di-, tri- chlorométhane, tri-, tétra- chloroéthylène

	HAP « lourds »	Fluoranthène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène
	Hormones	Estrone, estriol, <i>estradiol</i> (Ea2, Eb2)
	Hypolipémiants	Gemfibrozil
	PBDEs	Tri-, tétra-, penta- , <i>hexa-</i> , deca- bromodiphénylether
	Phtalates	DEHP
30 – 70 %	Additifs	Trichlorobenzène
	Additifs	Bisphénol A
	Antibiotiques	Sulfaméthoxazole, roxithromicine
	Antidépresseurs	Amitriptyline, fluoxétine
	Bétabloquants	Metoprolol, <i>timolol</i> , aténolol
	Chlorophénols	Mono-, di- chlorophénols
	HAP « légers »	Naphtalène
	Métaux	Ni , Zn, Se, Cd , Ba, U, Mo
	Pesticides	Chlorpyrifos
< 30 %	Alkylphénols	Alkylphénol carboxylates
	Analgésiques	Diclofenac
	Antidépresseurs	Carbamazépine, <i>diazepam</i> , <i>nordiazepam</i> , <i>doxepine</i>
	Bétabloquants	<i>Oxprenolol</i> , propranolol, sotalol
	Bronchodilatateurs	<i>Salbutamol</i> , <i>terbutaline</i>
	Métaux	Li, B, V, Co, As, Rb, Sb
	Pesticides	Glyphosate, AMPA, diuron , <i>isoproturon</i> , <i>atrazine</i> , <i>simazine</i>

NB : en gras : substances prioritaires de la DCE ; en italique : substances < 100 ng/L dans les EUB ; HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

En conclusion, le

Tableau 7 présente les niveaux de concentration de substances détectées et quantifiées en sortie de

traitement secondaire de type boues activées. On peut voir que pour les substances prioritaires de la DCE dont le rendement est inférieur à 70%, la concentration en sortie reste inférieure à la concentration maximale admissible de la réglementation établie par la DCE. Par exemple, la concentration en diuron est comprise entre 0,1 et 1 µg/L en sortie, pour une concentration maximale admissible de 1,8 µg/L (Annexe II de la Directive n° 2013/39/UE du 12/08/13). Un rendement inférieur à 30%, faible au premier abord, est donc suffisant pour respecter la réglementation.

Tableau 7 : Niveau de concentrations des substances détectées et quantifiées en sortie de traitement secondaire de type boues activées (ANSES, 2012)

	Concentration comprise entre 0,001 et 0,01 µg/L	Concentration comprise entre 0,01 et 0,1 µg/L	Concentration comprise entre 0,1 et 1 µg/L	Concentration comprise entre 1 µg/L et 10 µg/L	Concentration supérieure à 10 µg/L
COV		Dichlorométhane Trichloroéthylène	Trichlorométhane	Tétrachloroéthylène	
Pesticides	Simazine	Hexachlorocyclohexane Dieldrine Chlorpyrifos Atrazine Monobutylétain	Glyphosate Diuron	AMPA	
Composés organochlorés		Trichlorobenzène			
HAP		Fluoranthène Naphthalène			
Phtalates				DEHP	
Chlorophénols		Pentachlorophénol Tétrachlorophénol 2-bromophénol	Dichlorophénol Trichlorophénol 2,4-dibromophénol 2,4,6-tribromophénol		
Alkylphénols		4-tert-butylphénol 4-t-OP (octylphénols)	4-NP (nonylphénols) 4-NP1EO (nonylphénols polyéthoxylates)	4-NP2EO (nonylphénols polyéthoxylates) 4-NP1EC (acides alkylphénol-polyéthoxy-phénoxyacétiques)	
Métaux		Mercurie Cadmium	Cobalt Argent Etain Antimoine	Vanadium Chrome Nickel Arsenic Sélénium Molybdène Plomb Uranium	Lithium Bore Aluminium Titane Fer Cuivre Zinc Rubidium Baryum
Hormones	17β-estradiol Ethinylestradiol	Estrone			
Bétabloquants	Timolol Bétaxolol	Oxprenolol Métoprolol Nadolol Bisoprolol	Propranolol Acébutolol Aténolol Sotalol		
Antibiotiques		Roxithromycine	Sulfaméthoxazole		
Antidépresseurs	Doxépine Imipramine	Diazépam Nordiazépam Amitriptyline Alprazolam Bromazépam Fluoxétine	Carbamazépine		
Analgésiques		Naproxène	Paracétamol Kétoprofène Aspirine Diclofénac	Ibuprofène	
Bronchodilatateurs	Terbutaline	Salbutamol			
Autres		Benzothiazole	Caféine Théophylline Tributylphosphate		

En fonction du procédé secondaire choisi, la qualité de l'effluent n'est donc pas la même. Celle-ci dépend également de la présence ou non d'un traitement tertiaire, capable d'apporter un affinage supplémentaire en ce qui concerne notamment l'azote et le phosphore et permettant d'éliminer et/ou dégrader d'autres éléments pas ou peu impactés lors des précédentes étapes, comme les perturbateurs endocriniens (Ruel and Coquery, 2009).

Il apparaît clairement que si l'on utilise les EUT après un traitement secondaire, les eaux contiennent de la matière organique (MO), des MES et certains micropolluants en quantité mesurable qui se retrouveront dans le sol. Or, la MO et les MES peuvent avoir des conséquences irréversibles sur l'hydrodynamique d'un sol (colmatage) (McKinley and Siegrist, 2011; Morvannou and Forquet, 2019), et les micropolluants sur la biodiversité du sol (Lejon *et al.*, 2008; Mkhinini *et al.*, 2019). Ces phénomènes seront accentués en cas de dysfonctionnement au sein de la station d'épuration (par ex: départ de boues). Tout l'enjeu est donc de savoir si des concentrations (ou des masses) pour lesquelles ces conséquences seraient acceptables à une échelle de temps à définir ont déjà été identifiées.

I.1.3 Traitement tertiaire

La présence ou non, ainsi que le type de traitement tertiaire, dépendent de l'usage final prévu pour ces EUT. A leur sortie, ces eaux peuvent être soit rejetées dans le milieu naturel, soit réutilisées.

Dans le premier cas, un traitement tertiaire est parfois nécessaire si le rejet a lieu en zone sensible. Par exemple, dans le cas d'une zone sensible à l'eutrophisation, l'arrêté du 21 juillet 2015 réglemente les performances minimales de traitement attendues pour les paramètres azoté et/ou phosphoré. Pour atteindre ce niveau de performances, il est parfois indispensable de mettre en place un traitement tertiaire capable d'éliminer ou de valoriser l'azote et le phosphore. Par analogie, un rejet ayant lieu près d'une zone de baignade ou de loisirs devra respecter des concentrations plus strictes en ce qui concerne les indicateurs de contamination fécale (pathogènes). Ce raisonnement, c'est-à-dire la définition de la qualité des eaux selon l'usage ultérieur, est valable également pour une réutilisation : il convient de choisir le ou les procédés de traitement correspondant à la qualité d'effluent désirée selon la réutilisation qui en sera faite. Par exemple, dans le cas d'une réutilisation des EUT en irrigation agricole, il est préférable d'éliminer les pathogènes en gardant les éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore, tandis que ces derniers doivent être minimisés dans le cas d'un rejet dans les eaux de surface afin d'éviter tout phénomène d'eutrophisation. Dans la plupart des cas, une qualité A est nécessaire pour une réutilisation des EUT (*Tableau 4*) (Bourbon *et al.*, 2015).

Il existe ainsi différents types de traitement tertiaire, permettant d'éliminer les teneurs résiduelles en polluants majeurs des EUT, principalement les MES (contenant les fractions particulaires de l'azote et du phosphore) et les pathogènes (Boutin, Héduit and Helmer, 2009). Les premières peuvent être traitées par différents processus de filtration (microfiltration, ultrafiltration, osmose inverse ou filtration sur milieu granulaire), atteignant un rendement supérieur à 70%. Pour les seconds, une étape de désinfection est nécessaire pour l'élimination / dégradation des pathogènes et des micropolluants, par processus chimiques (chloration, ozonation) ou physiques (rayonnement UV) (Bourbon *et al.*, 2015).

Ces procédés sont variables en termes de contrainte d'exploitation, d'efficacité et de coût d'acquisition et de maintenance. Par exemple, la chloration est peu coûteuse, mais demande une maintenance difficile, tandis que l'ozonation est un procédé cher, demandant une bonne élimination préalable des MES, mais très efficace (Rotbardt, 2011). La mise en place d'un traitement tertiaire n'est donc pas forcément accessible à toutes les collectivités. C'est pourquoi il est intéressant d'étudier le sol comme moyen de substitution au traitement tertiaire (sauf si l'on veut récupérer l'eau pour un usage donné), à condition de pouvoir assurer un bon rapport entre le traitement du polluant souhaité et le coût d'investissement et d'exploitation. L'utilisation du sol est cependant également dépendante des propriétés physiques et chimiques des EUT, conditionnant l'infiltration, mais pourrait être une solution abordable en milieu rural notamment.

I.2 Caractéristiques physiques et chimiques des EUT

La problématique de l'infiltration des EUT dans le sol est au cœur de cette synthèse. Or, la pérennité de ce filtre « sol » dépend des paramètres caractérisant ces deux éléments : le fluide et le milieu poreux. En ce qui concerne le fluide, les paramètres à étudier sont notamment son pH, sa force ionique, sa viscosité et sa température (Abbar, 2018). Ces caractéristiques physiques et chimiques sont étroitement liées aux caractéristiques de l'eau potable distribuée. Or, ces dernières dépendent de l'origine de cette eau et de la nature géologique du terrain.

Le pH d'une eau permet de caractériser son degré d'acidité ou de basicité, et donne une indication sur la qualité de l'eau. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 5,5 pour les régions granitiques à plus de 8,5 dans les eaux closes ou les bras morts du fait de la photosynthèse très active génératrice de carbonates alcalins (Le Pimpec *et al.*, 2011). L'eau entrant dans une STEU est donc susceptible d'avoir un pH dans cette gamme. Or, la réglementation impose un pH compris entre 6 et 8,5 pour les EUT rejetées (Arrêté du 21 juillet 2015, art 22). Il n'existe donc pas de différence importante entre le pH d'une eau naturelle et celui d'une eau usée traitée. Cependant, cette gamme de valeurs reste assez large pour que l'eau soit susceptible d'avoir un impact sur le sol lors de l'infiltration (dissolution/précipitation).

La force ionique, notée I , est une mesure de la concentration des espèces chargées électriquement en solution et dans le sol (Arnaut, Sebastiao and Burrows, 2006). Elle peut être calculée à partir de la conductivité électrique de cette solution. Celle-ci caractérise l'aptitude d'un fluide à conduire le courant électrique. Tout comme le pH, la conductivité électrique de l'eau naturelle dépend de la nature du terrain, et notamment de la quantité de minéraux qui y sont présents. En effet, l'intervalle s'étend de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour une eau peu minéralisée, caractéristique de terrains de type granitiques ou schisteux, à 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans le cas d'une eau fortement minéralisée venant de sites gypseux ou à proximité de la mer (Le Pimpec *et al.*, 2011). La conductivité est ainsi liée à la salinité, c'est-à-dire à la concentration totale en sels solubles dans l'eau. Celle-ci est un bon indicateur de la qualité dans l'eau, et il est donc possible d'établir une échelle de qualité des eaux d'irrigation en fonction de leur salinité évaluée par leur conductivité électrique (*Tableau 8*) (Faby, 1998). Ces deux derniers paramètres sont à mettre en relation avec la capacité d'échange cationique (CEC) du sol qui est bon indicateur de la qualité de ce dernier. Cette notion de CEC sera abordée dans la partie II.2.2 de cette synthèse.

Tableau 8 : Classes de qualité de l'eau d'irrigation par rapport à sa salinité (Faby, 1998)

Qualité de l'eau	Conductivité de l'eau ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sels solubles correspondants estimés en NaCl (mg/L)
I. Excellente	250	< 160
II. Faible salinité	250-750	160-500
III. Forte salinité	750-2250	500-1500
IV. Très forte salinité	2250-5000	1500-3600

Très peu de rendements de cultures sont affectés par une salinité en-dessous de 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$; entre 800 et 5 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, le maintien des rendements est encore possible avec des pratiques culturales adéquates. A titre purement indicatif, l'eau de mer possède une conductivité voisine de 55 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui équivaut à une concentration en chlorure de sodium (NaCl) de l'ordre de 35 000 mg/L, soit une eau environ 10 fois plus salée que celle de qualité IV. En ce qui concerne les EUB, la conductivité est nettement plus faible puisque voisine de 1 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui correspond à une qualité de niveau III, en théorie acceptable pour de l'irrigation (Boutin, Héduit and Helmer, 2009).

La viscosité dynamique d'un fluide (notée μ ou η) caractérise l'aptitude d'un fluide ou d'une phase organique à l'écoulement, à l'infiltration et à la circulation dans le sous-sol. Ce paramètre influe donc sur la vitesse et la portée du déplacement du contaminant : plus la viscosité est élevée, plus le déplacement sera lent et plus la portée du déplacement sera réduite (Lemière *et al.*, 2001). La viscosité des eaux en sortie des STEU n'est pas réglementée. Toutefois, la viscosité dynamique d'un fluide dépend de sa température. Or, cette dernière est réglementée par l'arrêté du 21 juillet 2015 : le seuil de 25°C est fixé pour les EUT. Sachant que la température des eaux usées en entrée est comprise entre 12 et 20°C (

Tableau 1), on peut donc supposer que la viscosité d'une eau usée traitée est comprise entre 0.9 et 1.3 mPa.s (entre 10 et 25°C) (*Tableau 9*), ce qui correspond à la fluidité de l'eau naturelle (Lemière *et al.*,

2001).

Tableau 9 : Evolution de la viscosité dynamique de l'eau en fonction de sa température (Nasri, 2014)

T (°C)	μ (mPa.s)
0	1,7865
5	1,5138
10	1,3037
15	1,1369
20	1,0019
25	0,8909
30	0,7982
40	0,6540

Ces paramètres sont ainsi influencés par de nombreux autres, parfois difficiles à identifier ou à évaluer. Cependant, cette première analyse a permis d'identifier certaines caractéristiques (le pH et la viscosité) qui ne devraient pas avoir d'impact sur les caractéristiques physiques et chimiques du sol car elles sont proches de celles des eaux naturelles, et donc qui n'auront pas nécessairement besoin d'être étudiées dans les eaux usées de sortie de station.

I.3 Conclusion

Dans cette première partie, nous avons rappelé les caractéristiques principales des EUT selon les différents procédés de traitement.

La variabilité des procédés existants, tant au niveau du traitement secondaire que tertiaire, implique des rejets de qualité différente et adaptée à chaque procédé. Toutefois, un certain nombre de paramètres de rejets (DBO₅, DCO, MES) sont réglementés par l'Europe (DCE), les concentrations en sortie seront donc plus ou moins semblables. L'azote et le phosphore ne sont réglementés que dans certains cas, leurs concentrations peuvent donc sensiblement varier d'une station à l'autre, tout comme les germes témoins de contamination fécales et les micropolluants non réglementés (hors substances de la DCE et contraintes locales). Dans la mesure où les STEU ne sont généralement pas conçues pour réduire le niveau de contamination microbiologique des eaux usées, sauf si elles sont dotées d'un étage de désinfection, les microorganismes présents en entrée sont susceptibles de se retrouver en sortie dans les effluents traités (Anses, 2012). Ce dernier point soulève des questions sanitaires fortes dans le cas de la REUT ou de l'infiltration d'EUT (possible contamination de nappe).

La différence entre les différentes EUT dépendra essentiellement des procédés de traitement employés et de la composition des EUB. Dans presque tous les cas de figures, ces EUT contiendront encore des MES, de la MO, de l'azote, du phosphore, des micropolluants et des microorganismes pathogènes. Mais c'est la quantité de ces polluants qui variera en fonction des procédés de traitement. Il apparaît clairement que si l'on infiltre des EUT, il faudra donc par la suite regarder le devenir de ces polluants dans le sol.

En ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques des EUT, certaines d'entre elles ne sont pas réglementées (conductivité électrique, viscosité). Ainsi, elles ne sont pas systématiquement mesurées et des valeurs de référence sont aujourd'hui manquantes. Il est donc nécessaire d'émettre des hypothèses concernant leur valeur, tant qu'une étude n'a pas été menée pour les identifier. La force ionique est notamment à surveiller, car sa valeur peut avoir un impact sur les mécanismes (notamment l'adsorption) ayant lieu dans le sol, et également sur les phénomènes pouvant nuire à la pérennité des

propriétés d'infiltration (colmatage) (Martins, 2008).

II Caractérisation des sols

II. Caractérisation des sols

Dans notre étude, deux éléments sont en interaction : les EUT et les sols. Les premières ayant été caractérisées dans la partie précédente, il est maintenant nécessaire de décrire les seconds, et notamment de répondre aux questions suivantes :

- ❖ Qu'est-ce qu'un sol ?
- ❖ Quelle est sa composition ?
- ❖ Quelles sont ses fonctions ?
- ❖ Quels rôles tiennent les argiles ?
- ❖ Quelles sont ses caractéristiques chimiques et hydrodynamiques ?
- ❖ Quelles sont en particulier les caractéristiques pouvant avoir une influence sur les écoulements ?
- ❖ Quel est le rôle de la biodiversité du sol ?

Pour répondre à ces questions, il est nécessaire de s'interroger sur ce qu'est un sol au sens large, puis dans un second nous tenterons de faire le lien avec la problématique de l'infiltration des EUTs.

II.1 Notions de base

Le sol revêt plusieurs définitions, selon l'usage qui en est fait et le point de vue duquel on l'observe. En agronomie, par exemple, le sol constitue un support pour la végétation et les cultures, tandis qu'en écologie il est considéré comme le milieu faisant le lien entre la biosphère et la lithosphère (Camuzard, 2004). D'après le glossaire établi par le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), le sol se définit de la manière suivante : « La couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes ». Au sens pédologique, un sol est la résultante de l'action combinée de facteurs climatiques (précipitations, températures,...) et de l'activité biologique (animaux, végétaux, micro-organismes) sur un matériau initial (Baize and Jabiol, 1995). Or, ce dernier est lui-même composé de minéraux variés, pouvant évoluer de manière différente selon la nature du matériau "mère". Par exemple, les minéraux au sein du granite peuvent devenir du quartz, du mica ou des feldspaths selon l'altération subie (Legros, 2012). Il existe donc une infinité de sols, autant que de conditions d'évolution différentes (Schwartz, 2013).

Le sol est généralement constitué de différentes couches horizontales successives, appelées horizons (*Figure 9*). Chaque horizon est considéré comme une structure homogène et est défini par des propriétés spécifiques. L'ensemble de ces horizons est formé lors de processus pédogénétiques élémentaires (dissolution, altération *in situ*, lixiviation, argilluviation...) qui ont concouru à former les sols tels qu'ils sont observés aujourd'hui (Baize and Jabiol, 1995). Mais il faut garder à l'esprit que le sol est donc une structure constamment en évolution et fragile. Cette structure abrite différents constituants : des matières solides minérales, organiques, des organismes vivants, des solutions et des gaz, éléments qui sont tous en interaction plus ou moins forte (Girard *et al.*, 2011).

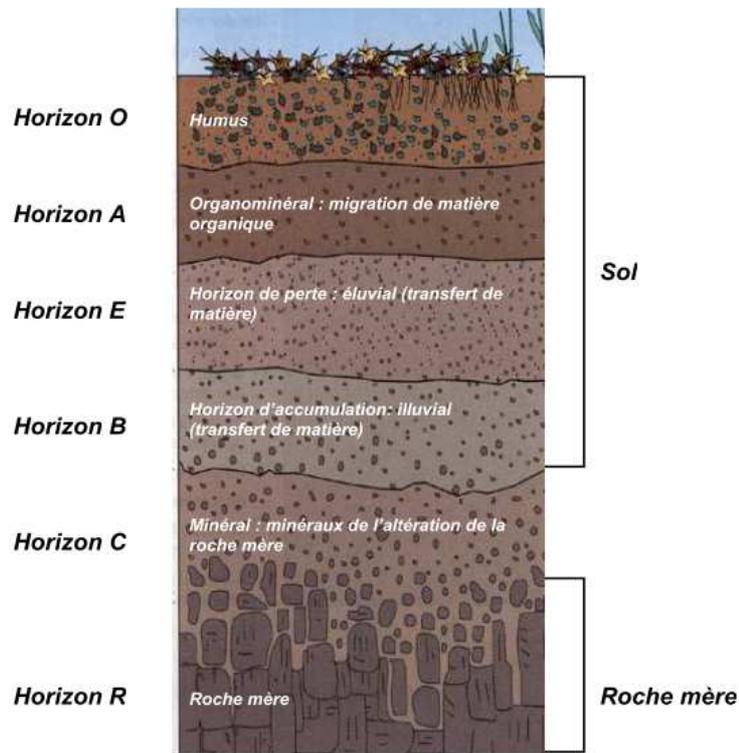


Figure 9 : Représentation des différents horizons composant un sol (Baize and Jabiol, 1995)

Grace à cette constitution, les sols sont de grands réservoirs de biodiversité, mais ont également une grande capacité de traitement de l'eau et de régulation des gaz à effet de serre GES (Gis Sol, 2011). La réalisation de ces fonctions est possible car le sol est un carrefour complexe entre l'atmosphère, l'hydrosphère, la lithosphère et la biosphère (Figure 10), avec lesquelles il est en constante interaction.

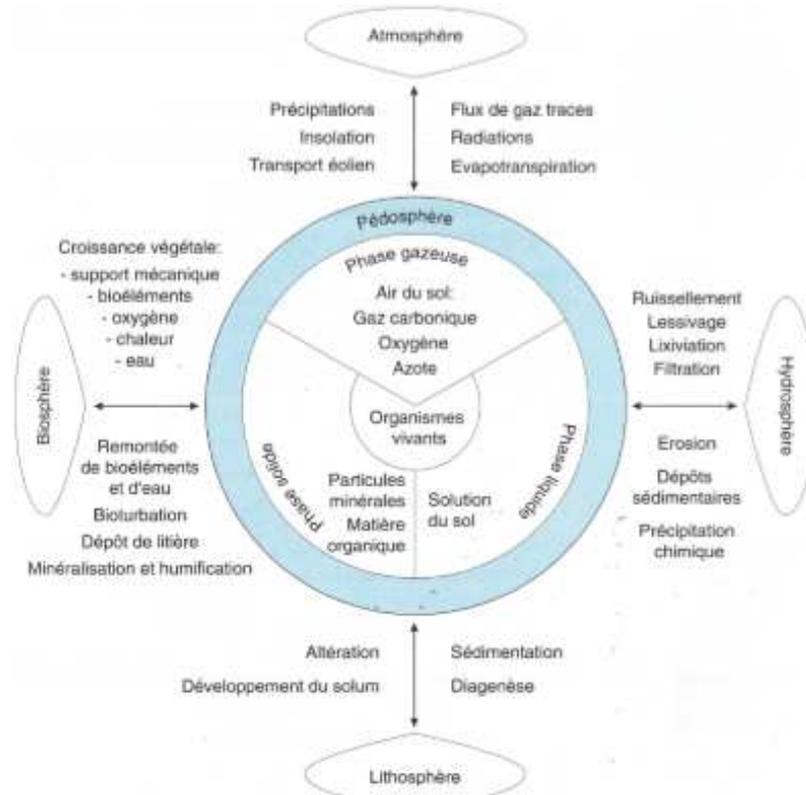


Figure 10 : La complexité externe et interne du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010)

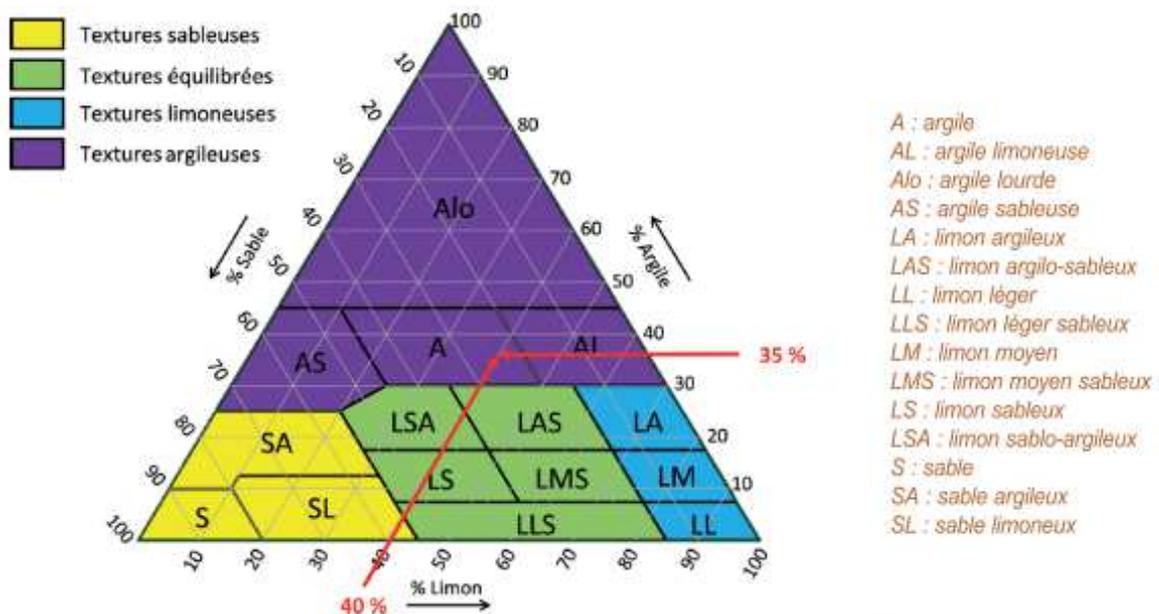
La proportion des différents constituants des sols, leur variabilité spatio-temporelle, la vitesse des flux qui les relient influencent le fonctionnement du système (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). La composition d'un sol est un paramètre important à étudier pour pouvoir bien appréhender le système « sol » dans son ensemble.

II.2 Physique du sol

II.2.1 Notions de texture et de structure

Toutes les propriétés des sols, et en particulier leurs propriétés physiques, mécaniques et hydriques, dépendent de leur composition granulométrique de façon plus ou moins directe. A des compositions granulométriques différentes correspondent des propriétés différentes. Cette observation est à la base du concept de texture qui est une qualification globale des propriétés des matériaux constituant le sol ou les horizons d'où ils sont issus (Calvet, 2003a).

Des classes texturales ont été établies par les pédologues, au nombre de 3, correspondant aux trois principales fractions granulométriques : sables, limons et argiles (Baize and Jabiol, 1995). Les premiers contiennent des particules d'un diamètre compris entre 50 et 2000 μm (correspondant à la macroporosité), les seconds d'un diamètre de 2 à 50 μm (mésoporosité), et les dernières celles d'un diamètre inférieur à 2 μm (microporosité) (Baize, 2004). La texture repose ainsi sur l'appréciation du mélange de ces différentes particules minérales de tailles variables. Celle-ci est représentée à l'aide d'un outil appelé le triangle des textures (Figure 11), dont chaque côté correspond à l'une des trois fractions. Des classes sont définies en fonction des proportions de chaque fraction dans l'échantillon (Gis Sol, 2011).



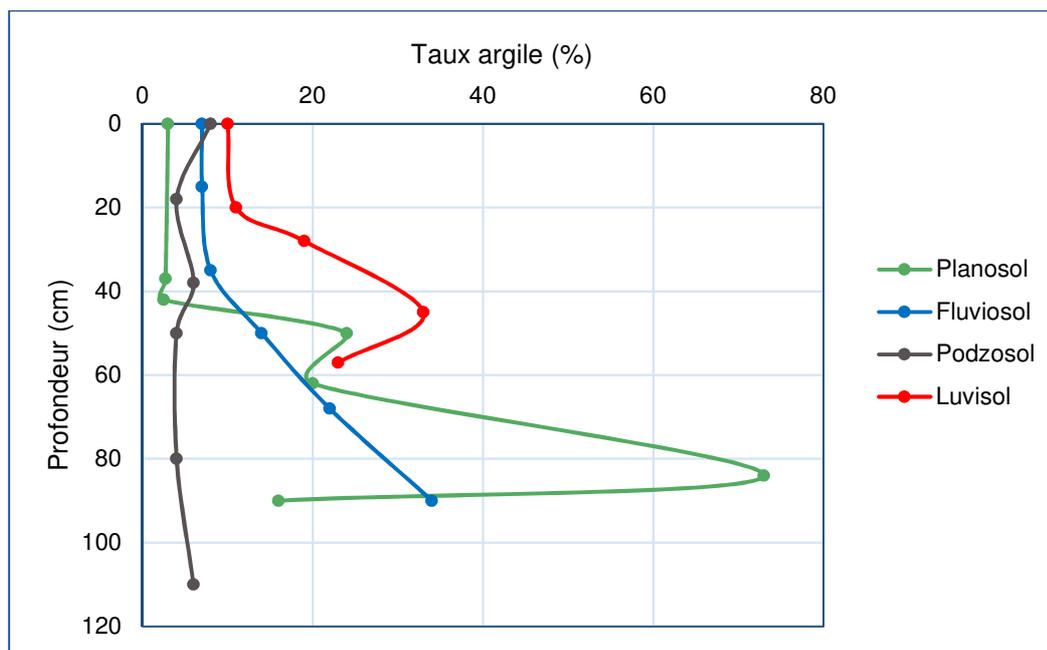
Source : d'après Jamagne M., 1967, Bases et techniques d'une cartographie des sols. Annales Agronomiques, Volume 18, N° hors série, 142 pages.

Note : En rouge, la position dans le triangle d'un échantillon de sol ayant 40 % de limon et 35 % d'argile. La somme argile + limon + sable fait toujours 100 %.

Figure 11 : Exemple de triangle des textures d'un sol (Gis Sol, 2011)

La texture d'un sol est également étroitement liée à sa structure. En effet, celle-ci correspond à la manière dont les différents composants (sable, limon, argile et matières organiques) y sont arrangés. Il s'agit plus exactement de la manière dont ils s'organisent ou non en agrégats, c'est-à-dire en agglomérats de particules dont la cohésion interne est assurée par les argiles, le fer, les matières organiques et/ou l'eau (Massenet, 2013c). Cet arrangement influe sur la porosité du sol, qui correspond au volume relatif de vides (pores) dans un matériau, et plus précisément sur la forme, la distribution et la taille des vides laissés. La structure conditionne ainsi les flux d'air, d'eau et de matières organiques pouvant prendre place dans le sol (Boutin *et al.*, 2019). De la même manière que la texture est liée à la granulométrie, la structure de chaque horizon dépend largement de sa teneur en eau. En effet, à titre d'exemple, un fort taux d'humidité du sol aura un impact en présence d'argiles dites "gonflantes", qui se mettront à gonfler, et influenceront sur la structure. Celle-ci varie donc en fonction des saisons et des conditions météorologiques (Baize and Jabiol, 1995), mais également suite à l'action d'organismes vivants, responsables du remaniement du sol, comme les vers bioturbateurs (Legros, 2012).

La texture d'un sol influence sa structure, et à travers elle sa porosité et sa teneur en eau. Elle agit particulièrement sur la dynamique des écoulements, et conditionne la présence d'air dans le sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). Elle permet ainsi la respiration de la faune et de la flore qui y évoluent. Par la granulométrie des différents minéraux, elle influe également sur la capacité de rétention en eau d'un sol : plus la granulométrie du sol est grossière, moins le sol retient l'eau. De plus, selon le type de sol, la texture peut évoluer en fonction de la profondeur (Figure 12). Par exemple, dans le cas d'un podzolosol, la quantité d'argile reste globalement stable, tandis que pour un planosol, le taux d'argiles varie fortement selon les horizons (Gis Sol, 2011). L'aptitude d'un sol à l'infiltration est à analyser sur une profondeur suffisante pour tenir compte de la diversité des situations.



NB : Planosol : présence d'un horizon plus riche en argiles ; Fluviosol : sol alluvial ; Podzosol : sol sableux ; Luvisol : sol lessivé

Figure 12 : Exemple d'évolution du taux d'argile en fonction de la profondeur pour quatre sols différents (Gis Sol, 2011)

Braudeau et al. (2004) ont proposé une représentation schématique du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques : l'horizon, la pédostructure, les agrégats et les particules minérales. A chaque échelle, l'assemblage des éléments crée un réseau poreux (Figure 13) (Ugarte Nano, 2015).

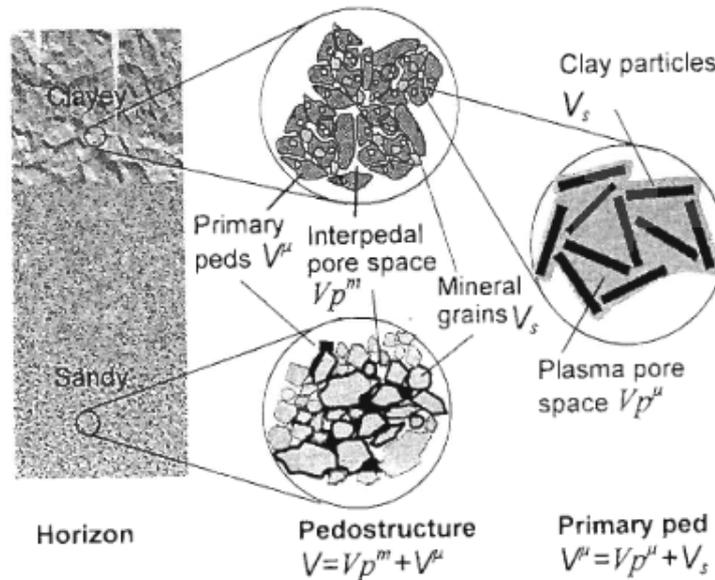


Figure 13 : Représentation schématique de l'horizon du sol en prenant en compte 4 niveaux hiérarchiques : l'horizon, la pédosstructure, les agrégats et les particules minérales (Braudeau, Frangi and Mohtar, 2004)

La structure du sol peut donc se décrire à plusieurs échelles. Son influence sur les processus hydriques, tels que la rétention de l'eau, l'infiltration et le transfert préférentiel, dépend de l'échelle considérée (Ugarte Nano, 2015). Par ailleurs, les propriétés spécifiques des éléments granulométriques, et en particulier leurs caractéristiques minéralogiques, jouent un rôle déterminant dans le cadre des processus d'échanges entre la matrice solide et la phase liquide. La texture exerce de ce fait également une action indirecte sur les modalités de l'organisation de la phase solide. Or, son influence sur les qualités physiques du sol provient essentiellement des propriétés colloïdales des minéraux argileux (phénomène d'attraction ou de répulsion des ions dû aux charges négatives des particules d'argile) (Musy and Soutter, 1991).

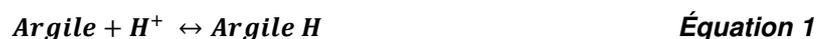
II.2.2 Les argiles et le complexe argilo-humique

D'un point de vue minéralogique, le terme argile désigne les minéraux de la famille des phyllosilicates, du Grec « phyllon » qui signifie « feuille ». Il s'agit de silicates hydratés sous forme de feuillets contenant de l'eau ou des hydroxydes. Ces minéraux sont généralement de petite taille. Par extension, le terme argile désigne également les minéraux de taille inférieure à 2 μm , quelle que soit leur nature minéralogique. Un sol est considéré comme argileux lorsque la proportion de ces particules sera supérieure à 35% (Ugarte Nano, 2015).

L'argile a un effet sur les propriétés physiques et chimiques du sol. D'une part, il a des caractéristiques hydrophiles, c'est-à-dire la capacité à absorber l'eau. Cela conduit à trois autres de ses propriétés : sa plasticité, caractérisant son aptitude à être modelée, son adhésivité, qui traduit sa faculté à coller, et sa faculté de gonflement et de retrait, qui correspond à sa capacité à changer de volume selon l'humidité (Massenet, 2010). Cette dernière aptitude est susceptible de changer la masse volumique apparente du sol, la porosité et la distribution de taille des pores (impermeabilité des argiles) (Nasri, 2014).

D'autre part, sa structure cristalline présente des sites de charges négatives (et parfois positives). En conséquence, les minéraux argileux exercent une attraction sur les molécules d'eau, pour lesquelles ils présentent une forte affinité, ainsi que pour les cations (et anions) (Musy and Soutter, 1991). Les argiles sembleraient ainsi pouvoir jouer un rôle important dans le pouvoir de traitement du sol. Leurs propriétés de surface génère des mécanismes de rétention (principalement adsorption) des polluants ou micropolluants dans le sol, qui permettent aux mécanismes de dégradation (tels que l'activité biologique) de disposer d'un temps d'action prolongé (Nasri, 2014).

On peut trouver l'argile du sol sous deux états : dispersé ou floclé. Une argile dispersée perd son aptitude à souder solidement les agrégats, et, sous l'effet des pluies, sa structure se dégrade alors peu à peu, devenant compacte et asphyxiante pour les racines. Au contraire, à l'état floclé, l'argile forme des agrégats en soudant les différents éléments du sol. La structure de surface résiste à la dégradation par la pluie : le sol reste perméable à l'eau et à l'air, meuble, entretenant la vie des racines et de la microflore du sol. L'argile peut passer d'un état à l'autre sous l'action des acides et des bases, selon l'équation suivante :



S'il y a apport d'acides, libérant des ions H^+ , l'équilibre se déplace vers la droite : il y a flocculation. S'il y a ajout de bases, il y a libération d' OH^- . Ces derniers se combinent aux H^+ pour former des molécules d' H_2O . Suite à la diminution de la concentration en H^+ , l'équilibre va se déplacer vers la gauche : il y aura dispersion (Massenet, 2010). D'un point de vue purement pratique, les argiles présentent ainsi deux phénomènes antagonistes : d'un côté, elles permettent la rétention de polluants grâce à un temps de contact plus grand, mais de l'autre, elles ralentissent l'écoulement par leur caractère imperméable, ce qui est moins favorable à traiter des grandes quantités d'eau. En effet, les argiles ont peu de pores de grande taille, et l'eau circule donc plus lentement par les pores de petite taille.

D'autre part dans le sol, les argiles sont souvent liées à la MO sous la forme d'un complexe argilo-humique. Un cation, généralement le calcium ou le fer (dans le cas de sols décalcifiés), assure la liaison des argiles et des molécules organiques humifiées, toutes les deux étant électronégatives. Le calcium donne des liaisons solides, très stables, qui empêchent une minéralisation trop rapide de la MO humifiée et qui s'opposent à la dispersion des argiles, évitant ainsi le colmatage et la dispersion du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). La stabilité du complexe argilo-humique dépend en partie de la présence de certaines argiles, notamment les smectites. En effet, leurs couches ne sont pas étroitement liées, de sorte que l'eau, les ions et même les composés organiques peuvent entrer entre elles, ce qui en fait des adsorbants puissants (Hillel, 2004).

L'une des propriétés importantes du complexe argilo-humique est sa capacité d'échange cationique (CEC), correspondant à la quantité maximale de cation qu'un sol peut adsorber. En effet, la MO retient des forces ioniques très élevées qui peuvent augmenter la capacité d'échange ionique d'un sol. De même, la quantité et le type d'argile présents dans le sol ont également un impact sur la CEC : en particulier, les smectites ont généralement des niveaux de CEC plus élevés que les autres types d'argile (Carroll *et al.*, 2006). La CEC augmente progressivement au cours des processus d'humification, ce qui en fait un bon indice de l'état de décomposition et donc de la qualité du sol (Massenet, 2013a).

La présence de nombreux complexes argilo-humiques dans le sol permet donc de favoriser les échanges ioniques. Cependant, de grandes quantités de matières organiques peuvent provoquer une imperméabilisation du sol et donc réduire l'infiltration. De même, la smectite est une argile gonflante à fort retrait, qui peut entraver l'infiltration de l'eau, en particulier si un pourcentage élevé est présent dans le sol. Les complexes argilo-humiques peuvent donc avoir plus ou moins d'influence sur la perméabilité des sols. Cependant, il ne s'agit pas du seul facteur ayant une influence sur cette dernière. C'est ce que nous verrons dans la partie suivante.

II.3 Hydrodynamique des sols

Le transport d'un polluant étant indissociable de l'écoulement du fluide qui le véhicule (eau pour une pollution miscible et phase non aqueuse pour une pollution immiscible), le devenir d'une pollution dans un sol donné est donc nécessairement sous la dépendance des lois et des paramètres descriptifs de l'écoulement de la phase fluide dans le milieu (Lemière *et al.*, 2001). Dans notre cas, il s'agit de l'étude de l'écoulement de l'eau dans le sol, et donc des propriétés hydrodynamiques de ce dernier.

II.3.1 Eau dans le sol et forces s'y appliquant

On distingue trois états de l'eau dans le sol, qui sont caractérisés par la force avec laquelle il la retient et sa disponibilité pour les plantes : l'eau de gravité, l'eau utile ou capillaire et l'eau liée (*Figure 14*). La part que chacune d'elle prend dans la teneur en eau totale dépend majoritairement de la texture (porosité, agencement poral, ...) et dans une moindre mesure, du taux de MO.

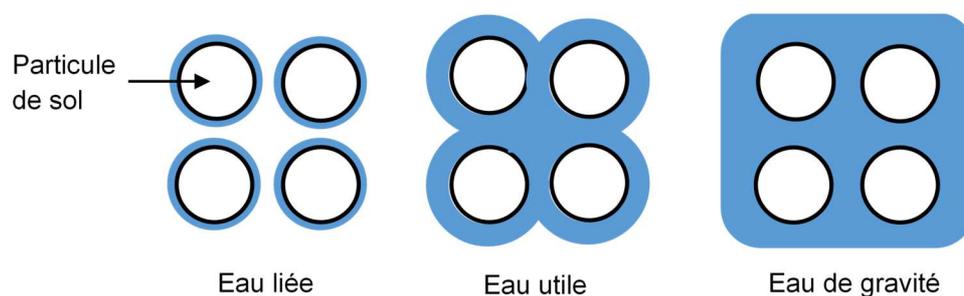


Figure 14 : Les différents types d'eau dans le sol

L'eau de gravité, aussi appelée eau libre, est la plus mobile. Cette eau n'existe dans le sol que dans les heures ou les jours qui suivent une précipitation ou en cas de nappe phréatique permanente. Elle remplit la macroporosité et s'écoule par gravité, jusqu'à atteindre le point de ressuyage, moment où les forces dues à la gravité et la force de rétention du sol s'équilibrent. On atteint alors la borne supérieure de la réserve en eau utile du sol, appelée la capacité au champ. L'eau utile est mieux retenue que l'eau de gravité. Elle remplit les pores de diamètre compris entre 0.2 et 50 μm ou forme des films de 5 à 10 nm à la surface des particules. Il s'agit de l'eau qui est facilement mobilisable par les racines des plantes, jusqu'à atteindre le point de flétrissement permanent, où la force de rétention de l'eau par le sol est égale à la force de succion maximale exercée par les plantes. Enfin, l'eau liée est contenue dans les pores les plus fins ou fortement retenue sous forme de films très minces, inférieurs à 5 nm, à la surface des particules. Les plantes ne peuvent l'absorber, et seule une évaporation intense permet de l'éliminer du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010).

La quantité d'eau totale que le sol peut retenir ainsi que la quantité d'eau utile varient selon la texture et le niveau de compaction du sol. Les sols constitués de particules fines ont des porosités élevées alors que les sols riches en sable ont une porosité moindre. Donc plus les particules sont fines et plus la part des pores fins est élevée. A contrario, la macroporosité occupe une part plus importante dans les sols sableux que dans les sols limoneux et argileux (*Tableau 10*).

Tableau 10 : Part des volumes de particules dans différents types de sol (Gis Sol, 2011)

Type de sol	Sable	Limon	Argile
Porosité totale	35 %	40-45 %	40-45 %
Microporosité (< 2 μm)	5 %	10 %	30 %
Mésoporosité (entre 2 et 50 μm)	5 %	20-25 %	5-10 %
Macroporosité (entre 50 et 2000 μm)	25 %	10 %	5 %

En conséquence, la capacité à retenir l'eau peut aller du simple au triple voire au quadruple selon la texture du sol. Même si les sols sableux stockent majoritairement de l'eau utile, leur réserve en eau utile reste faible. Les sols limoneux sont ceux qui fournissent le plus d'eau utile. Bien qu'ayant la plus forte capacité à retenir l'eau, les sols argileux fournissent proportionnellement le moins d'eau utile (*Figure 15*) (Gis Sol, 2011).

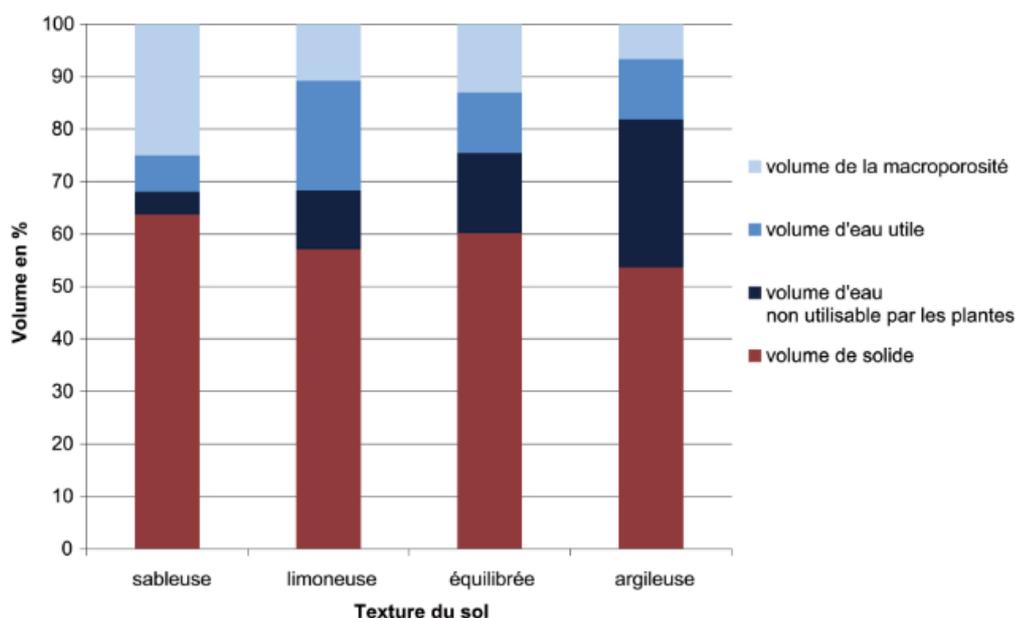


Figure 15 : Part des volumes de solide, d'eau et de macroporosité pour quatre sols d'un mètre d'épaisseur de texture différente (Gis Sol, 2011)

L'eau utile est générée par les différentes forces agissant sur l'eau du sol : la force de gravitation découlant de l'attraction terrestre P , la force de rétention par les solides F et la force de succion des plantes S . Leurs différentes valeurs ainsi que les relations qu'elles ont entre elles définissent l'état de l'eau présente dans le sol (*Tableau 11*).

Tableau 11 : Forces s'exerçant sur l'eau du sol. F , S et P sont respectivement les forces de rétention, de succion et de gravitation (Gobat, Aragno and Matthey, 2010)

$F > S$	$F = S$	$P < F < S$	$F = P$	$S = 0$ $F < P$
Eau inutilisable	Point de flétrissement permanent	Eau utile	Point de ressuyage	Eau de gravité
Pores $< 0.2 \mu\text{m}$		Pores de 0.2 à $50 \mu\text{m}$		Pores $> 50 \mu\text{m}$

Dans le cadre de notre étude, la force de rétention F (aussi appelée potentiel matriciel, ou capillaire) a un intérêt majeur, car il faut qu'elle soit suffisamment forte pour retenir l'eau le temps nécessaire au traitement par le sol mais relativement faible pour que la gravité fasse effet afin d'éviter une stagnation des eaux (l'augmentation de la teneur en eau fait baisser le taux d'oxygène nécessaire à l'épuration des eaux).

Les phénomènes de rétention dans un milieu poreux sont liés aux phénomènes de tension qui coexistent entre le solide, le liquide et l'air. Ils sont liés à la structure du milieu poreux et plus précisément à la distribution des tailles de pores. La courbe caractéristique des phénomènes de rétention d'un milieu poreux s'appelle la courbe de rétention et correspond à la résultante de l'ensemble des effets capillaires. Cette courbe met en relation le potentiel matriciel ou de pression h (m H_2O) du milieu poreux et la teneur en eau volumique θ (m^3/m^3) correspondante (*Figure 16*). Elle permet ainsi de décrire une distribution

de l'eau dans les pores (Audebert, 2015). Il s'agit d'une relation non linéaire puisque h peut varier de plusieurs ordres de grandeur : $h = 0$ à saturation et $h = -10^6$ m H₂O pour un horizon très sec, tandis que θ varie de θ_s (teneur en eau à saturation, rarement supérieur à 0,95) à θ proche de 0 pour un horizon séché à l'air. C'est pourquoi on utilise couramment la transformation logarithmique notée pF (Bruand and Coquet, 2005).

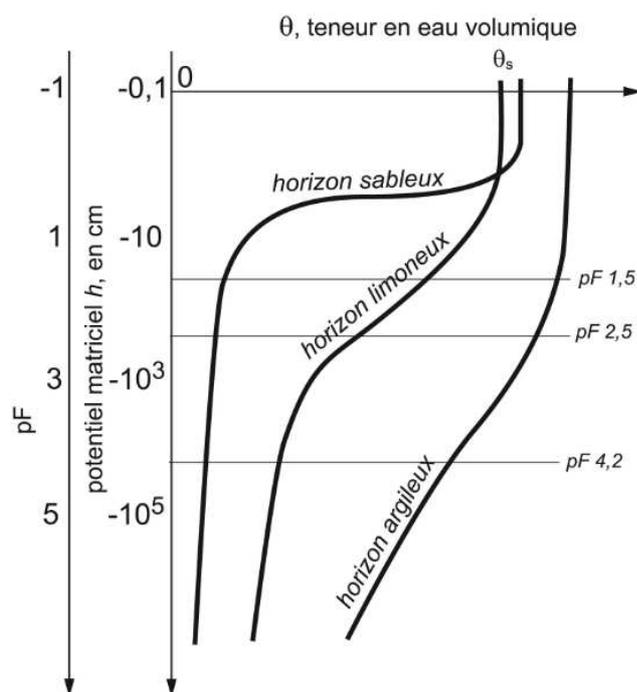


Figure 16 : Courbes de rétention typiques de sols argileux, limoneux et sableux (Bourrié et al., 2018)

Les valeurs de pF 1,5 et 2,5 déterminent l'intervalle dans lequel le potentiel matriciel de la capacité au champ (maximum de la réserve en eau utile du sol) varie selon les types de sol et le climat. Le point pF 4,2 correspond au point de flétrissement, seuil au-delà duquel les plantes ne peuvent plus puiser de l'eau et flétrissent de manière irréversible. Cette valeur est identique pour tous les sols mais la teneur en eau correspondant à ce pF varie selon l'état textural (Bruand and Coquet, 2005).

Il existe donc une relation de dépendance entre le potentiel matriciel et la teneur en eau. Plus le sol est sec (donc avec une teneur en eau faible), plus son potentiel matriciel est négatif (c'est-à-dire inférieur à la pression atmosphérique). Réciproquement, plus le sol est humide (avec une teneur en eau qui se rapproche de θ_s), plus son potentiel matriciel se rapproche de zéro (état saturé) (Bourrié et al., 2018). Si les variations de potentiel de l'eau dans le sol sont le moteur des écoulements, leur intensité est aussi déterminée par la capacité du sol à se laisser traverser par l'eau, c'est-à-dire par sa conductivité hydraulique (Bruand and Coquet, 2005).

II.3.2 Conductivité hydraulique

Le sol est un milieu poreux composé de trois phases. La première occupe 40 à 70 % du volume total du sol : il s'agit de la phase solide, composée de minéraux et de matières organiques qui constituent la structure du sol. La seconde phase, la phase liquide, correspond à la solution circulant entre les interstices de la phase solide, et contient des éléments dissous. La dernière phase est la phase gazeuse, qui remplit les pores laissés vides par la phase liquide (Figure 17) (Camuzard, 2004). C'est la composition de la phase solide qui conditionne, entre autres, la capacité d'écoulement dans un sol.

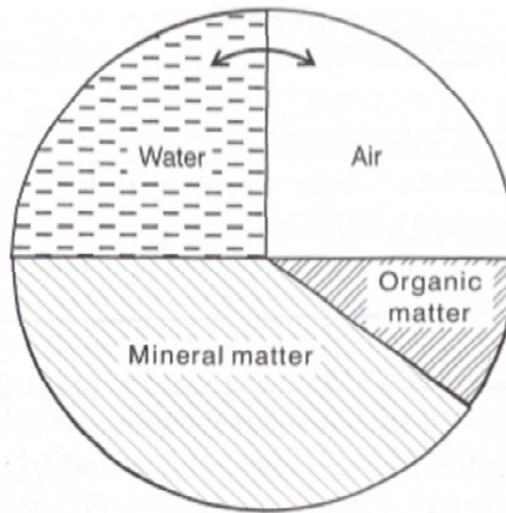


Figure 17 : Schéma de la composition (en volume) d'un sol de texture médiane. Les flèches indiquent que l'air et l'eau sont reliés de manière à ce que l'augmentation de l'un conduise à une diminution de l'autre (Hillel, 2004)

La zone vadose correspond à la partie du sol comprise entre la surface et le niveau de la nappe phréatique (zone non saturée). Ce sont les propriétés de cette zone qui influencent les écoulements. Ceux-ci sont notamment affectés par la teneur en eau, qui varie fortement selon la période de l'année, ainsi que par l'hétérogénéité des matériaux et leur degré de fissuration. Ces paramètres créent des voies de circulation préférentielles et déterminent la conductivité hydraulique du sol (Lemière *et al.*, 2001).

Ainsi, les écoulements en milieu poreux sont régis en grande partie par la conductivité hydraulique du milieu. Celle-ci est notée K et caractérise l'aptitude du milieu à laisser passer l'eau. Elle varie en général très vite avec h , surtout au voisinage de la saturation. Elle est définie par la formule d'extension aux milieux poreux non saturés de la loi de Darcy (Darcy, 1856) réalisée par Buckingham (Buckingham, 1907), dont la forme moderne est :

$$\vec{q} = -K(h)\overrightarrow{\text{grad}} H \quad \text{Équation 2}$$

où \vec{q} est le débit volumique par unité de surface [$L \cdot T^{-1}$], H est la charge hydraulique [L], et K fonction de h (potentiel matriciel) est la conductivité hydraulique [$L \cdot T^{-1}$].

Sur les dispositifs d'infiltration, le taux d'infiltration, qui correspond au flux d'eau entrant sur la surface du sol, est confronté à deux contraintes majeures :

1. Les EUT doivent pouvoir s'infiltrer dans leur totalité.
2. L'effluent doit interagir dans la zone non saturée du sol suffisamment longtemps (plusieurs jours) pour qu'il y ait un traitement efficace de l'eau.

La connaissance de la conductivité hydraulique à saturation du sol s'avère essentielle, puisqu'elle permet d'évaluer dans quelle mesure la zone d'infiltration fera face à ces deux contraintes. Or, elle dépend de nombreux paramètres du sol, et notamment de sa porosité. En effet, les pores sont les acteurs du transport de l'eau dans le sol, car c'est par eux qu'elle circulera. Suivant la taille de ces pores, l'eau circulera plus ou moins facilement (Gril, 1980). Ainsi, la conductivité hydraulique à saturation dépend davantage de la structure que de la texture du sol. Elle est d'autant plus élevée que la macroporosité du sol est plus forte : plus le sol est formé d'éléments arrondis et de même taille, plus il est perméable, que ces éléments soient des grains de sable ou des agrégats. Plus il est formé d'éléments de taille différente imbriqués les uns dans les autres, plus il est imperméable (Massenet, 2013c).

Cependant, la porosité en elle-même ne suffit pas à caractériser la capacité d'écoulement d'un sol. En effet, deux autres paramètres intrinsèques entrent en compte, l'interconnectivité des pores et leur taille : les écoulements seront d'autant plus rapides que les pores sont connectés entre eux et que leur taille est importante (Agence de Bassin Loire-Bretagne, 1980).

Ces différentes caractéristiques dépendent d'une part de la texture du sol (argiles et limons ont une porosité élevée de 40 à 45 %, tandis que les sables ont une porosité plus faible d'environ 35 %), mais une forte porosité ne correspond pas forcément à une vitesse d'écoulement rapide. En effet, un sol sableux possède des pores de grande taille et bien connectés entre eux, l'eau y circule donc rapidement. Au contraire, dans le cas des argiles, les pores de grande taille sont moins nombreux et non connectés entre eux. Ainsi, l'eau circule principalement par les pores de petite taille, ce qui ralentit les écoulements. Toutefois, les sols sableux ne constituent pas nécessairement une meilleure solution pour l'infiltration d'EUT, car les écoulements pourraient y être trop rapides et l'épuration par le sol n'aurait donc pas l'occasion de se produire sur un temps suffisamment long. A la vue de ces premiers éléments, tous les sols ne sont pas adaptés pour une infiltration d'EUT.

D'autre part, la connectivité et la taille des pores dépendent de facteurs externes, climatiques (action du gel/dégel) ou anthropiques (compactage dû aux passages d'engins). En effet, dans le cas des argiles par exemple, lorsque le sol se dessèche (phénomène de retrait), des chemins préférentiels peuvent se créer, accélérant le débit de l'eau. La faune et la flore locale peuvent également avoir un impact en créant des pores de grande taille. Les différents paramètres conditionnant les écoulements dans le sol sont donc à la fois influencés par les caractéristiques de ce sol mais également par sa biodiversité, l'usage qui en est fait et ses conditions d'évolution (Gis Sol, 2011). Ainsi, injecter des eaux usées même traitées pendant de nombreuses années pourrait contribuer à une modification des écoulements.

La conductivité hydraulique dépend également de la teneur en eau du sol et à travers elle de son potentiel matriciel (Doussan and Ruy, 2009). La *Figure 18* présente l'évolution de la conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel pour deux types de sol différents ainsi que l'évolution de cette grandeur pour un sol en place.

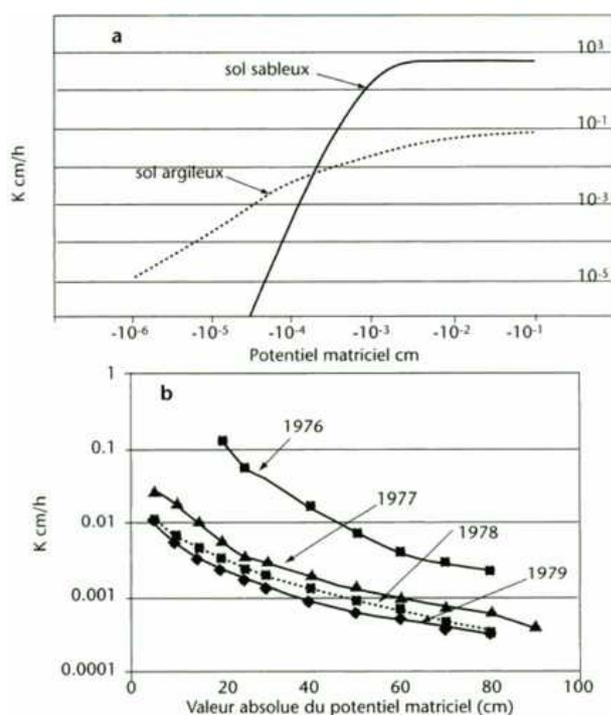


Figure 18 : Allure générale de la variation de la conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel de l'eau pour deux types de sol différents et variation de cette grandeur observée sur un sol en place (Calvet, 2003b)

On peut remarquer trois phénomènes importants. Tout d'abord, la valeur de la conductivité varie considérablement de plusieurs ordres de grandeur quand le potentiel matriciel diminue, c'est-à-dire quand la teneur en eau diminue. Ensuite, la variation observée dépend beaucoup de la nature du sol, donc de sa structure. On remarque qu'un milieu argileux peut avoir une conductivité plus grande qu'un milieu sableux. En effet, en dessous d'une certaine teneur en eau (ou d'un certain potentiel), il existe un plus grand nombre de connexions efficaces entre les pores d'un milieu argileux que d'un milieu sableux. Enfin, pour un même sol, les valeurs de K présentent une variabilité temporelle marquée. Cela est dû aux variations temporelles du sol sous l'effet des précipitations, des variations de température et des actions mécaniques. Cette variabilité temporelle s'ajoute à la variabilité spatiale et complique beaucoup la description et la maîtrise du fonctionnement hydrologique du sol (Calvet, 2003b). C'est pourquoi on s'intéresse généralement à la conductivité hydraulique à saturation, mesurée lorsque le sol est saturé en eau, donc à un moment précis, ce qui élimine la variabilité temporelle (à l'échelle d'une expérience) (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018).

A titre d'illustration, voici un exemple de calcul de dimensionnement d'une zone d'infiltration en utilisant la conductivité hydraulique à saturation. D'un point de vue totalement théorique, la conductivité hydraulique représente un volume d'eau infiltré par unité de surface sur une période donnée ($m^3/m^2.s$ ou des m/s dans le système international) si l'on fait l'hypothèse d'un gradient hydraulique unitaire. Donc, pour une conductivité hydraulique à saturation donnée, par exemple 50 mm/h , le volume journalier d'eau infiltré par m^2 est de $1,2 \text{ m}^3$. On peut alors considérer que la charge hydraulique surfacique est de $1,2 \text{ m/j}$ (ce calcul théorique ne tient pas compte des impacts sur le sol de l'infiltration et encore moins des impacts liés aux caractéristiques de l'eau à infiltrer). Sur la base unitaire d'un volume journalier de 150 litres d'eau, la quantité d'eau traitée par une STEU de 1000 EH correspond à 150 m^3 . Avec les conditions définies auparavant et une conductivité hydraulique à saturation de 50 mm/h , notre volume quotidien serait infiltré sur une surface de 125 m^2 (surface qui serait modulée pour pallier les variations saisonnières de flux d'EUT).

A la fin des années 1970, Jean-Joel Gril, chercheur au CTGREF, a dimensionné des ouvrages d'infiltration souterraine pour les eaux usées domestiques en fonction de la conductivité hydraulique des sols (Gril, 1977). Il résulte de ces travaux un abaque de dimensionnement qui donne le volume journalier d'eau admissible par unité de surface en fonction de la conductivité hydraulique à saturation des sols. Par exemple, pour un sol avec une conductivité hydraulique de 50 mm/h , le dimensionnement préconisé est de $30 \text{ L/m}^2.j$. En 2007, la norme NF DTU 64.1, relative au dimensionnement des installations d'assainissement non collectif (ANC), reprenait des chiffres relativement proches pour la création de tranchées d'infiltration sur sol en place d'eaux prétraitées par une fosse toutes eaux. Avec ces préconisations, une surface de $5\,000 \text{ m}^2$ serait nécessaire pour infiltrer un volume d'EUT de 150 m^3 .

Plus récemment, la littérature fait état de travaux sur l'infiltration d'EUT avec des charges hydrauliques surfaciques plus élevées (de l'ordre de 100 à $150 \text{ L/m}^2.j$) et de très bonnes performances de traitement (Li *et al.*, 2015). En reprenant les hypothèses précitées et pour une charge hydraulique surfacique de $120 \text{ L/m}^2.j$, il serait donc nécessaire d'avoir une surface de $1\,250 \text{ m}^2$ pour infiltrer notre volume journalier d'EUT de 150 m^3 .

Ce simple exemple permet de constater que, malgré un sol identique d'un point de vue de la conductivité hydraulique à saturation et des hypothèses de travail à vérifier, les variations des caractéristiques des eaux conduisent à un dimensionnement différent. D'autre part, il semble aussi opportun de prendre une certaine sécurité dans le dimensionnement afin de pallier les éventuels impacts subis par les sols et leur évolution lorsqu'ils sont soumis à l'infiltration d'eau en continu sur l'année.

II.3.3 Étude et modélisation des écoulements

De nombreuses expériences ayant pour objectif d'analyser l'écoulement de l'eau dans les milieux poreux ont été menées et sont décrites dans la littérature scientifique. Souvent, les études sont réalisées sur des colonnes remplies par des matériaux remaniés, alimentées par des eaux usées non traitées ou traitées (Beach *et al.*, 2005; Ben Rajeb *et al.*, 2009; Bedbabis *et al.*, 2014; Christou *et al.*, 2014). Les études qui traitent de l'infiltration d'EUT sur des sols non remaniés, afin d'y étudier les interactions, sont beaucoup plus rares.

Pour décrire les transferts de fluide dans un milieu poreux, il est nécessaire de disposer de modèles mathématiques. Les modèles mathématiques correspondent à un ensemble d'équations permettant de reproduire, au mieux, le comportement du milieu considéré (Bear, 1972). Ces systèmes d'équations sont issus des lois physiques régissant les phénomènes étudiés et vont exprimer en équations les relations entre les propriétés physiques du milieu. Pour simuler une infiltration d'EUT, le modèle mathématique utilisé est basé sur la résolution de l'équation de Richards (Richards, 1931), qui permet de décrire les flux de liquide dans un milieu poreux considéré comme indéformable et variablement saturé. Cette équation résulte d'une combinaison de la loi de Darcy et de l'équation de conservation de la masse, et s'écrit :

$$\partial\theta(\mathbf{h})/\partial t = -\text{div } \mathbf{q} = \text{div } (\mathbf{K}(\mathbf{h})\text{grad } H) \quad \text{Équation 3}$$

Avec θ fonction de \mathbf{h} (potentiel matriciel) la teneur en eau volumique [L^3L^{-3}], t le temps [T], \mathbf{q} le débit volumique par unité de surface [LT^{-1}], H la charge hydraulique [L], et \mathbf{K} fonction de \mathbf{h} la conductivité hydraulique [LT^{-1}].

La présence de chemins préférentiels rend difficile l'étude des écoulements dans le sol. En effet, un écoulement préférentiel est défini comme l'ensemble des phénomènes où l'eau et les solutés se déplacent le long de certaines voies, tout en contournant une fraction de la matrice poreuse (Hendrickx and Flury, 2001). Ainsi, une caractéristique importante de l'écoulement préférentiel est que pendant l'humectation, une partie du front d'humidité peut se propager rapidement à des profondeurs importantes. L'eau et les solutés peuvent se déplacer à de grandes profondeurs, et beaucoup plus rapidement que ne le prédit l'équation de Richards (Djabelkhir, 2015).

Ces chemins préférentiels proviennent d'une hétérogénéité marquée du sol dans lequel des macropores sont présents, et qui implique une augmentation de la vitesse d'écoulement (Bourrié *et al.*, 2018). Il existe quatre types d'écoulements préférentiels : i) le flux de fissure est un écoulement local dans les fissures d'une zone très perméable d'un sol hétérogène. Ces fissures apparaissent au cours du séchage d'un sol à forte teneur en argile ; ii) les flux de terrier ont lieu à travers des canaux créés par la faune du sol ; iii) le flux de doigt est un écoulement préférentiel qui se produit lorsque l'eau infiltrée rencontre l'interface entre deux horizons du sol, avec une couche grossière au-dessous d'une couche plus fine. L'eau pénètre dans la couche sous-jacente où l'écoulement est plus facile en se concentrant selon des chemins préférentiels, plutôt que de façon uniforme à travers toute la couche ; iv) l'écoulement latéral se produit lorsque l'eau infiltrée se déplace latéralement et localement le long d'une couche peu perméable inclinée selon le toit de la roche mère ou bien le long de racines qui s'orientent plutôt vers un côté (Nasri, 2014). Cet écoulement est souvent présent dans le cas de sol hydromorphe.

Cependant, les macropores ne peuvent constituer des chemins d'écoulement préférentiel que lorsqu'ils sont effectivement remplis d'eau, ce qui, en raison de la taille de ces macropores, n'est le cas que lorsque le sol est relativement proche de la saturation. Lorsque la conductivité hydraulique à saturation de la matrice du sol est très inférieure à celle des macropores, l'écoulement dans les macropores a tendance à « court-circuiter » la matrice et à entraîner les particules dissoutes vers la profondeur. Bruand et Coquet (2018) ont montré que, dans le cas des sols de Beauce, en région parisienne, la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation de la matrice du sol, de texture principalement limoneuse, était suffisamment importante pour prévenir tout écoulement préférentiel significatif dans les macropores, pourtant bien présents (Bourrié *et al.*, 2018). Lors de l'infiltration d'eaux, il est donc important de connaître la valeur de la conductivité hydraulique à saturation du sol car elle définira la présence ou non d'écoulements préférentiels par les macropores.

L'ajout d'EUT peut donc avoir un large impact sur les propriétés hydrodynamiques du sol. En effet, cela modifie la conductivité hydraulique et le type d'eau présent dans le sol (eau liée, eau utile ou eau de gravité), par influence sur les forces de rétention, et notamment sur le potentiel matriciel qui varie en fonction de la teneur en eau. Cela peut conduire à l'engorgement, au flaquage et l'asphyxie du sol.

II.4 Chimie des sols

Le sol étant le lieu d'interactions entre la géosphère et la biosphère, il est le siège des grands cycles biogéochimiques des éléments constitutifs de la matière vivante : carbone, oxygène, azote, soufre, phosphore, ... L'intense activité microbienne du sol permet de transformer ces éléments en leur faisant subir différentes réactions d'oxydation, de réduction, de précipitation ou de solubilisation (Girard *et al.*, 2011). Dans cette synthèse, nous allons nous intéresser à trois cycles qui seront modifiés, composés en lien avec l'apport d'EUT: les cycles du carbone, de l'azote et du phosphore.

II.4.1 Cycle du carbone

Le carbone (C) est l'un des éléments les plus communs de l'univers et se trouve pratiquement partout sur la terre : dans l'air, les océans, le sol et la roche. Il est un élément essentiel à la vie et un composant de toutes les plantes et de tous les animaux de la planète. Il possède des propriétés de liaison uniques qui lui permettent de se combiner avec de nombreux autres éléments. Ces propriétés permettent la formation de molécules qui sont utiles et nécessaires pour soutenir la vie. Le carbone qui n'est pas emprisonné dans la roche ou dans les profondeurs des océans est en constante évolution et en mouvement (Corning *et al.*, 2016).

Les stocks de carbone organique dans la couche superficielle (0-30 cm) des sols métropolitains sont évalués à environ 3 milliards de tonnes. Les sols représentent un compartiment majeur du cycle global du carbone. Celui-ci est le constituant principal des matières organiques des sols, qui proviennent principalement de la décomposition des végétaux. Ces matières organiques sont ensuite biodégradées plus ou moins rapidement sous l'action des micro-organismes du sol en fonction des conditions du milieu, des usages et des pratiques agricoles (Gis Sol, 2011). Ce processus est appelé le cycle du carbone (*Figure 19*). La quantité de carbone organique est très variable selon le type de sol mais elle dépend aussi d'autres facteurs, comme le climat, la végétation, les roches parentales et la topographie (Calvet, 2003a).

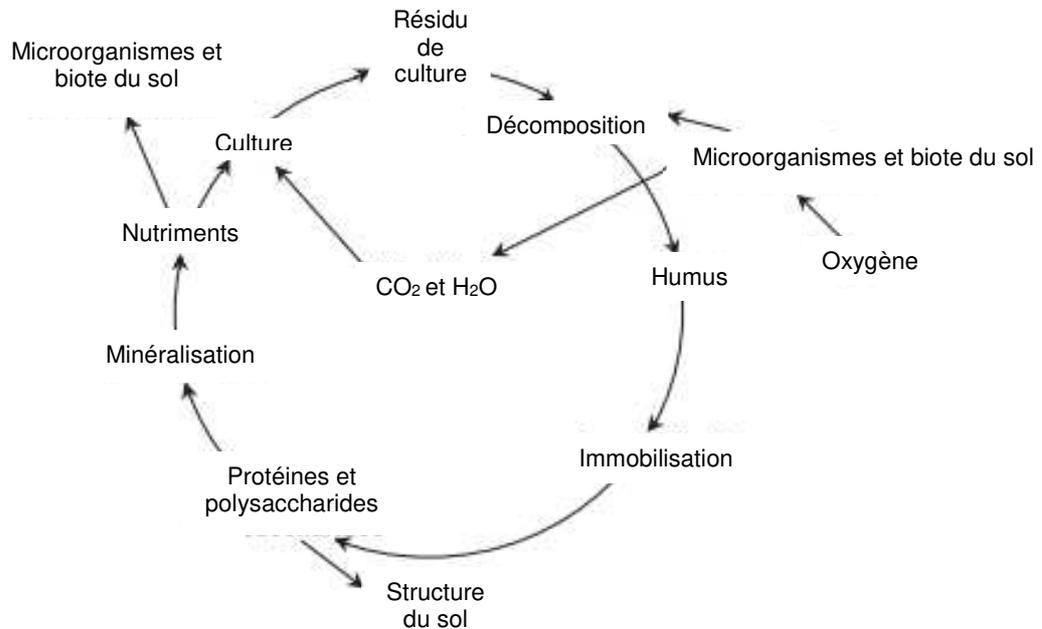


Figure 19 : Le cycle du carbone d'après (Bot and Benites, 2005)

L'ajout continu de matières organiques à la surface du sol contribue à l'activité biologique et au processus du cycle du carbone dans le sol. La décomposition de la MO du sol, la croissance et la décomposition de la matière et des racines contribuent également à ce processus. Le cycle du carbone est la transformation continue du carbone organique et inorganique par les plantes et les micro et macroorganismes.

La décomposition de la MO est en grande partie un processus biologique qui se produit naturellement. Dans le processus de décomposition, différents produits sont libérés : du dioxyde de carbone (CO₂), de l'énergie, de l'eau, des nutriments pour les plantes... La décomposition successive des matières mortes et des MO modifiées entraîne la formation d'une MO plus complexe : l'humus. Celui-ci affecte les propriétés du sol : en se décomposant lentement, il augmente l'agrégation du sol et la stabilité des agrégats, ainsi que la CEC, permettant au sol d'attirer et de retenir les éléments nutritifs, et enfin, apporte de l'azote, du phosphore et d'autres éléments nutritifs (Bot and Benites, 2005). L'apport de MO par les EUT pourrait donc favoriser les processus de biodégradations et de stockage du carbone dans le sol. Cependant, après une certaine période d'infiltration d'EUT, cela pourrait contribuer au relargage massif d'éléments, et notamment de métaux et de GES (Baize *et al.*, 2002).

II.4.2 Cycle de l'azote

L'azote (N) est un composé fondamental de la matière vivante. Il est nécessaire à l'élaboration des composés organiques végétaux : acides aminés, acides nucléiques, protéines, chlorophylle. Il entre dans la composition des enzymes qui dirigent le métabolisme des arbres (Massenet, 2013b). Tout comme le carbone, sa quantité dans le sol dépend de nombreux facteurs : la végétation, le climat, le type de sol et ses modalités d'utilisation du sol (Calvet, 2003a).

Le cycle de l'azote (Figure 20) est capital au contrôle de nombreux équilibres concernant, outre la production végétale, la décomposition de la MO. En effet, cette dernière renferme plus de 95 % de l'azote du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). La réserve d'azote du sol est donc en très grande partie sous forme organique inassimilable (sauf l'ion NH₄⁺ minoritaire). Or, la forme directement assimilable par les plantes est minérale : soit cationique, NH₄⁺, se trouvant sous la forme échangeable, soit anionique, NO₃⁻, sous la forme soluble. Pour être assimilé, il est donc nécessaire que l'azote organique soit minéralisé (Massenet, 2013b).

L'azote présent dans la MO, l'urée et le compost, est transformé sous forme inorganique (NH₄⁺) lors du

processus de minéralisation. Les grosses molécules de MO sont d'abord réduites en plus petites, que des enzymes spécifiques produites par les microorganismes du sol décomposent alors. La transformation de l'azote organique en ammonium (NH_4^+) est appelée ammonification. L'ammonium qui en résulte peut ensuite être transformé en nitrate (NO_3^-) par un processus appelé nitrification (Espinoza *et al.*, 2005).

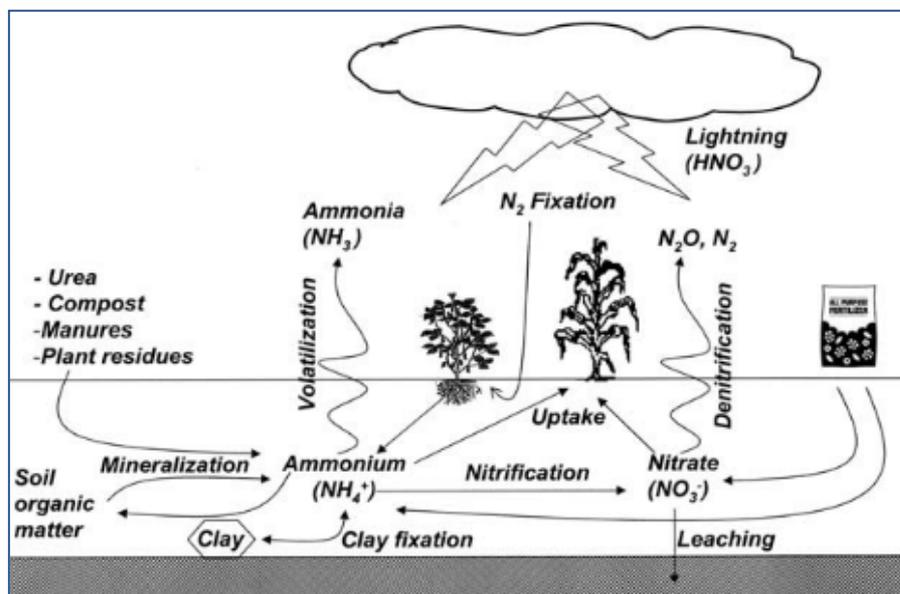


Figure 20 : Cycle de l'azote dans le sol (Le Pimpec *et al.*, 2011)

L'azote est un composant chimique important pour la croissance des plantes. Si une grande partie des apports fertilisants (organiques et minéraux) est absorbée par les végétaux, une autre évolue dans le sol sous l'action de bactéries spécialisées. Celles-ci interviennent dans un nombre important d'étapes de la chaîne de transformation de l'azote. Une partie des nitrates non assimilés se retrouve dans les nappes d'eau souterraine, une autre partie est émise vers l'atmosphère sous forme gazeuse de plusieurs natures (ammoniac (NH_3), protoxyde d'azote (N_2O), oxydes d'azote (NO_x) ou azote moléculaire (N_2)) (Alterre Bourgogne, 2011).

Comme le processus de décomposition est effectué par des organismes vivants, il est affecté par plusieurs variables environnementales, notamment l'humidité du sol, la température, le pH, le rapport C:N et le type de matière organique présent dans le résidu. L'apport d'EUT peut modifier un grand nombre de ces paramètres, et par conséquent modifier le cycle de l'azote en perturbant les microorganismes et l'équilibre initial.

II.4.3 Cycle du phosphore

Le phosphore (P) est un nutriment essentiel pour toutes les formes de vie. La productivité biologique dépend de la disponibilité du phosphore pour les organismes qui constituent la base du réseau alimentaire dans les systèmes terrestres et aquatiques. Or, le phosphore enfermé dans le substratum rocheux, les sols et les sédiments n'est pas directement disponible pour les organismes. Sa conversion en orthophosphates dissous (PO_4^{3-}), qui peuvent être directement assimilés, se fait par des réactions géochimiques et biochimiques à divers stades du cycle global du phosphore (Figure 21) (Pierzynski, 1991; Ruttenberg, 2013).

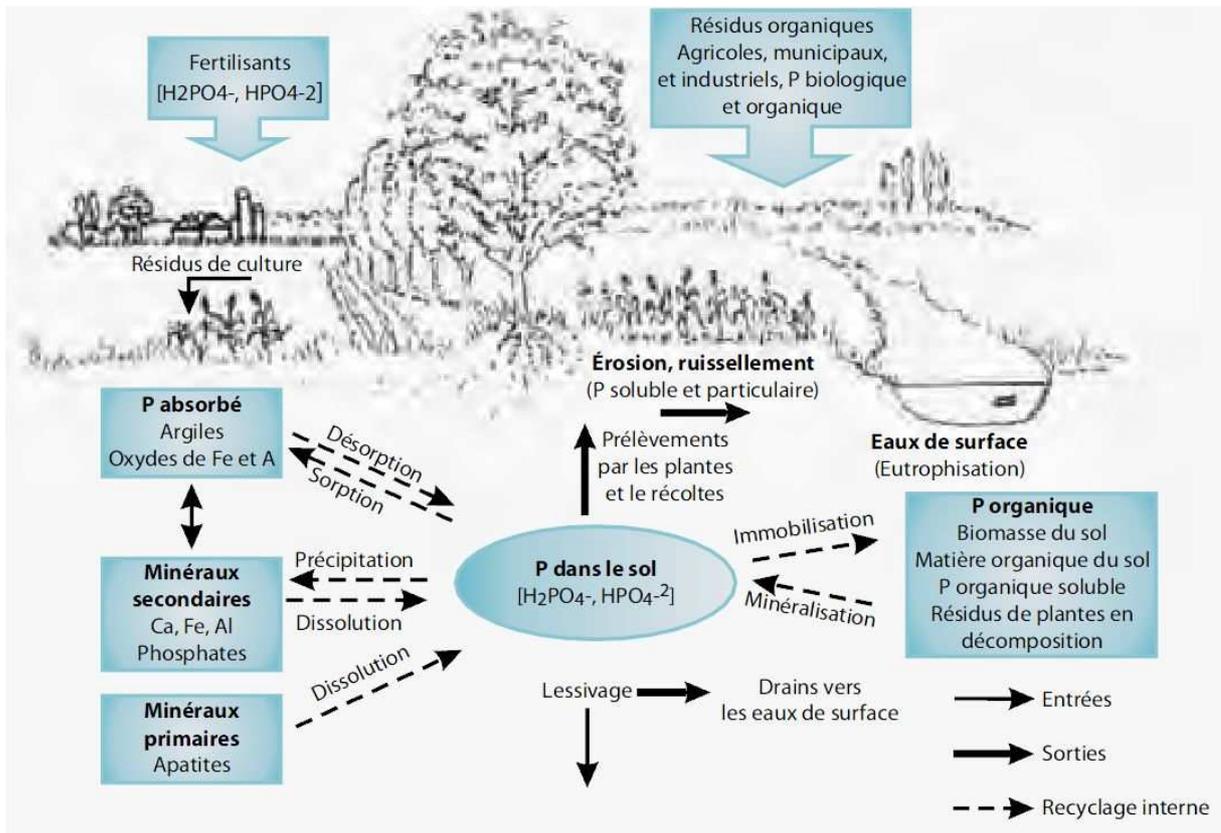


Figure 21 : Cycle du phosphore dans les sols (Pierzynski, 1991)

Le phosphore est présent dans les sols sous forme minérale (environ deux tiers du phosphore total) et organique. Le phosphore minéral naturel des sols est principalement retenu sous forme de phosphates calciques dans les sols carbonatés et sous des formes liées au fer et à l'aluminium dans les autres sols. Le phosphore organique est un des constituants des matières organiques des sols, elles-mêmes issues de la décomposition des résidus végétaux et animaux dans le sol (Gis Sol, 2011). Les quantités de chaque forme varient beaucoup d'un sol à l'autre, la quantité totale dans un sol à texture argileuse étant jusqu'à dix fois plus élevée que dans un sol sableux (Espinoza *et al.*, 2005).

Le cycle biologique du phosphore se résume donc à un cycle d'assimilation, de lyse et de minéralisation. Les microorganismes y jouent un rôle important pour leurs fonctions visant à rendre le phosphore disponible pour la végétation, par la solubilisation du phosphore inorganique ou l'hydrolyse des phosphates organiques (Gobat, Aragno and Matthey, 2010).

II.5 Biodiversité des sols

Plusieurs fonctions essentielles du sol, et certaines de ses propriétés physico-chimiques (régulation du cycle hydrique, évolution de la MO, structuration et flux d'énergie) dépendent de l'action des êtres vivants (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). La biodiversité du sol regroupe l'ensemble des formes de vie qui sont présentes à un moment de leur cycle de vie au sein des sols (Eglin *et al.*, 2010). Elle comprend ainsi des bactéries, des champignons, des algues, les parties souterraines des plantes ainsi que des animaux très variés allant des protozoaires jusqu'aux mammifères. Tous participent à la formation et à l'évolution du sol, en particulier de sa fraction organique (Gobat, Aragno and Matthey, 2010).

II.5.1 Plantes et sol

L'ensemble des processus dynamiques traités dans le cadre de la physique des sols est affecté par la présence de végétaux. Ceux-ci prélèvent en effet de l'eau et des éléments nutritifs dans le sol, y provoquant un déséquilibre des potentiels à l'origine de transfert d'eau et de solutés (Musy and Soutter, 1991). Ces prélèvements d'eau par les plantes sont beaucoup plus importants en période végétative (de mars à juin) que pendant le reste de l'année.

La plante absorbe l'eau du sol via ses racines pour assurer ses biosynthèses et sa transpiration. La transpiration, processus de transport de l'eau du sol par la plante jusqu'aux feuilles où elle s'évapore et qui représente la très grande majorité de l'eau absorbée, est essentielle au fonctionnement de la plante. Elle permet d'assurer la régulation thermique des feuilles ainsi que le maintien de l'appareil photosynthétique dans un état de fonctionnement optimal, même quand l'apport d'énergie solaire est fort (Bourrié *et al.*, 2018). La régulation thermique des végétaux par transpiration est à l'origine de la plus grande partie des prélèvements d'eau qu'ils effectuent dans le sol (environ 90 %) et elle représente ainsi à la fois un facteur déterminant du comportement hydraulique du sol et un vecteur privilégié des échanges hydriques entre le sol et l'atmosphère, l'eau ne faisant que transiter par la plante (Musy and Soutter, 1991).

Le sol sert ainsi de réservoir et de tampon dans la dynamique annuelle de l'eau. Il est aussi le milieu qui accueille les racines de la plante et leur donne les conditions physico-chimiques de leur développement. Dans ce cadre, il faut souligner qu'il est le siège de nombreux processus physiques, chimiques, biologiques et géochimiques qui participent à en faire un milieu vivant et dynamique. La plante contribue d'ailleurs largement à ces processus en ayant une action mécanique sur le sol à travers le développement racinaire, mais également en apportant différentes matières organiques au sol, qui altèrent l'ensemble de ses propriétés et servent de substrat aux organismes vivants dans le sol (Bourrié *et al.*, 2018).

II.5.2 Biomasse du sol

La biomasse dans le sol est formée par la faune et la microflore du sol. Elle représente jusqu'à 5% de la MO du sol (Huber and Schaub, 2011). Ces organismes sont classés par catégories caractéristiques de leur taille : la mégafaune (taupes, crapauds, serpents, ...) et la macrofaune (vers de terre, fourmis, termites, ...) rassemble ceux qui sont visibles à l'œil nu (taille supérieure à 2 mm), la mésofaune (acariens, collemboles, ...) ceux que l'on peut observer avec une loupe (taille comprise entre 0,2 et 2 mm), et ceux de la microfaune (protozoaires, nématodes, bactéries, champignons, algues, ...) sont identifiables au microscope (taille inférieure à 0,2 mm) (Eglin *et al.*, 2010).

Ces organismes peuvent également être regroupés selon leurs rôles, et ceci à différentes échelles. Les "chimistes", composés principalement de microorganismes (bactéries et champignons), décomposent la MO en éléments assimilables par les plantes. Les "régulateurs" (nématodes, acariens et collemboles) contrôlent la dynamique des populations des microorganismes du sol et agissent sur leur activité. Enfin, les "ingénieurs physiques", comprenant par exemple les vers de terre, les termites, les fourmis, voire des animaux plus gros comme les taupes, entretiennent la structure du sol (Gis Sol, 2011). Cependant, malgré leur importance, la connaissance de ces organismes et notamment de leur nombre, reste assez faible aujourd'hui. En effet, Alterre Bourgogne (2012) estime qu'1 % seulement des espèces de microorganismes du sol est connu.

Les microorganismes du sol sont largement hétérotrophes, c'est-à-dire qu'ils dépendent d'une source de matière organique pour en tirer leur énergie et se multiplier : on parle aussi de microorganismes décomposeurs (Chantigny and Angers, 2005). Cependant, certaines bactéries, plus spécialisées, sont autotrophes : elles tirent leur énergie de l'oxydation de certains composés (soufre, ammoniac, fer ferreux, ...) et assimilent le carbone du CO₂ (Massenet, 2010).

La transformation de l'ammonium en nitrate est réalisée par les bactéries *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*. Ces dernières requièrent des conditions strictes d'aération, d'humidité et de neutralité du sol (pH 7,0) pour se multiplier. La vitesse de transformation de l'ammonium en nitrate augmente avec la température (UNIFA, 2012). La synthèse des différentes conditions favorables au développement de l'activité microbienne est présentée dans le *Tableau 12*.

Tableau 12 : Synthèse des conditions favorables au développement de l'activité microbienne du sol
(Huber and Schaub, 2011; UNIFA, 2012)

Paramètres	Conditions favorables à l'activité microbienne aérobie
Température	Minimum 5°C, 15°C pour les bactéries nitrifiantes
Air et sol	Présence d'air et d'eau simultanément
pH	Neutre (pH = 7)
Nourriture	Présence d'énergie venant soit des racines (molécules relarguées), soit du sol (matières organiques) et d'azote

L'ensemble de ces conditions doit donc être respecté pour que les microorganismes du sol assurent leurs rôles. La fertilité des sols, la pureté de l'air et la qualité de l'eau sont liées à la qualité du sol et donc à son bon équilibre et à l'activité des organismes qui le peuplent. Même si chacun de ces organismes vivants joue individuellement un rôle spécifique dans les fonctions et les propriétés du sol, c'est leur grande diversité et les relations qu'ils établissent entre eux qui mettent en œuvre des processus biologiques à l'origine du bon fonctionnement des milieux terrestres et de leur adaptabilité aux changements (Eglin *et al.*, 2010).

II.5.3 Rôle de la biodiversité dans les sols

La diversité microbienne contenue dans un sol est supérieure à celle qui existe dans les autres compartiments de la biosphère (Ben Rajeb *et al.*, 2009). Ainsi, un gramme de sol contient en moyenne un million d'espèces différentes de bactéries et d'archées (Lemanceau *et al.*, 2014). Dans ce même gramme de sol, on peut compter jusqu'à 1 milliard de bactéries et 1 million de champignons et de protozoaires (*Tableau 13*) (Blanchart, Peigné and Vian, 2010).

Tableau 13 : Nombre d'individus par gramme de sol (Blanchart, Peigné and Vian, 2010)

Types d'individus	Nombre approximatif d'individus par gramme de sol sec
Bactéries	$10^6 - 10^9$
Champignons	$10^4 - 10^6$
Protozoaires	$10^4 - 10^6$
Invertébrés	0,1 – plus de 10^3

Au total, un quart des espèces terrestres vit dans le sol, et chacune a un rôle à jouer dans cet écosystème. En effet, chacune appartient à un groupe ayant plutôt une activité chimique (lutte contre le lessivage, transformation des débris végétaux de manière à ce qu'ils soient assimilables par les plantes), physique (renouvellement et maintien de la structure du sol), ou biologique (régulation des pathogènes) (Alterre Bourgogne, 2011). Dans le *Tableau 14* sont présentées les différentes fonctions de certaines de ces espèces.

Tableau 14 : Fonctions épuratrices de différents microorganismes du sol (Ranjard, 2017)

Types d'individus	Fonctions				
	Minéralisation MO	Structuration du sol	Stabilité de fonctionnement du sol	Régulation des pathogènes	Dépollution
Bactéries	X	X	X	X	X
Lombrics	X	X	X		
Nématodes	X		X	X	

Les organismes du sol, y compris les micro-organismes, utilisent la MO du sol comme nourriture. Lorsqu'ils décomposent la MO, tout excès d'éléments nutritifs (N, P et S) est libéré dans le sol sous des formes utilisables par les plantes. Ce processus de libération est appelé minéralisation. Les déchets produits par les microorganismes sont également de la MO du sol. Ces déchets sont moins décomposables que les matières végétale et animale d'origine, mais ils peuvent être utilisés par un grand nombre d'organismes. Le biotope du sol joue un rôle important dans les cycles des éléments nutritifs (décomposition, synthèse ou stockage des structures carbonées) et, par conséquent, dans la capacité d'un sol à fournir à la culture suffisamment d'éléments nutritifs pour récolter un produit sain. La teneur en MO, en particulier l'humus plus stable, augmente la capacité à stocker l'eau et à emmagasiner le carbone de l'atmosphère (Bot and Benites, 2005).

Le sol et sa biodiversité sont étroitement liés, car la seconde permet d'avoir un aperçu des caractéristiques du premier. En effet, il existe des organismes, notamment de nombreuses plantes, dont la présence est plus importante, voire exclusive, à certain type de sol, comme les Drosera dans les tourbières. Certaines espèces végétales peuvent même être des indicateurs des paramètres physico-chimiques d'un sol, comme son pH ou son acidité (Gis Sol, 2011). De plus, la diversité microbienne est un indicateur sensible qui réagit aux perturbations du sol (pollution, contaminations, modifications de pratiques agricoles, etc.) (INRA, no date; Ranjard *et al.*, 2006). Une plus forte biodiversité ainsi qu'une bonne oxygénation du sol sont, entre autres, les garants d'un bon et durable fonctionnement biologique du sol. Pour exemple, une diminution de la biodiversité microbienne d'un sol engendre une diminution des capacités de respiration (minéralisation du carbone) et de production végétale (santé et croissance des plantes) et par conséquent, de sa fertilité biologique et agronomique (ADEME, 2012).

II.6 Conclusions

En tout début de ce chapitre sur la caractérisation des sols, nous nous sommes posés un certain nombre de questions auxquelles nous avons répondues dans chaque sous chapitre. Ce qu'il faut retenir de cette partie, ce sont les différentes propriétés des sols, les liens qu'elles ont entre elles et des hypothèses sur l'impact qu'aurait l'infiltration d'EUT. Le simple fait d'un apport d'eau, qu'elle soit usée ou douce, peut perturber les propriétés physiques, hydrodynamiques, chimiques et biologiques du sol, a fortiori avec des injections fréquentes. Il faudra donc noter la variabilité temporelle des propriétés des sols ainsi que leur évolution. En outre, les EUT contiennent encore un certain nombre de polluants qui peuvent générer des perturbations.

La complexité des propriétés du sol en fait une matrice difficile à étudier et à caractériser. Sa texture et sa structure varient fortement d'un sol à l'autre, modifiant ainsi également ses propriétés hydrodynamiques. De la même manière, les cycles biogéochimiques et la biodiversité sont étroitement liés, la seconde étant majoritairement responsable de la réalisation des premiers. La biodiversité influence également l'hydrodynamique du sol, en créant des chemins d'écoulements préférentiels par exemple. A l'inverse, elle est influencée par sa texture et sa structure, qui définissent le volume d'air présent dans le sol, nécessaire au développement des organismes vivants. Il est donc complexe d'étudier l'impact qu'aurait l'infiltration d'EUT sur une seule de ces propriétés alors qu'elles sont toutes interconnectées.

Dans la partie suivante, nous allons donc nous intéresser à la caractérisation de ces impacts, en nous focalisant sur les plus prépondérants sans avoir la prétention de tous les traiter. En effet, le domaine de l'infiltration d'EUT dans le sol reste encore peu étudié et nous ne serons sûrement pas totalement exhaustifs.

III

Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols

III. Impacts de l'infiltration d'eaux usées traitées sur les sols

Le sol est un milieu fragile, qui peut être dégradé rapidement à la suite d'actions inconsidérées, et dont la reconstitution peut prendre des siècles (Conseil de l'Europe, 1976). Avant d'envisager d'infiltrer des EUT, il est nécessaire d'évaluer l'impact que pourrait avoir cette infiltration sur les sols (charges hydrauliques journalières observées: 10 à 15 cm/m²). Pour cela, nous allons tenter de répondre aux questions suivantes :

- ❖ Quels phénomènes de dégradation des sols peuvent être observés ?
- ❖ Comment ces phénomènes impactent-ils les propriétés du sol ?
- ❖ Y-a-t-il des propriétés plus influencées que d'autres ?
- ❖ Quelle est l'importance de la composition des EUT utilisées ?
- ❖ Comment réagit la biodiversité ? Peut-elle s'adapter ?
- ❖ Quel impact peut-il y avoir sur les phénomènes de dégradation des polluants ?
- ❖ Y-a-t-il également d'autres impacts positifs ou négatifs identifiables ?

Pour répondre à toutes ces questions, il faut d'abord étudier les différents phénomènes observés et liés à l'apport d'EUT.

III.1 Phénomènes observés

III.1.1 Colmatage

Le phénomène principal observé dans de nombreux milieux poreux est le colmatage. Il existe une large bibliographie sur ce phénomène. Le colmatage est un phénomène se traduisant par la formation d'une couche de dépôts en surface et par des modifications texturales et structurales du sol dans ses premiers centimètres. Il mène ainsi à une modification des écoulements, et peut avoir des origines diverses : physiques (compaction, migration de fines particules obstruant les pores, ...), chimiques (dispersion des argiles, désintégration des agrégats, ...) ou biologiques (anaérobie, alternance aérobie/anoxie, ...) (Morvannou and Forquet, 2019).

Le colmatage biologique se produit lorsque des microorganismes contenus dans l'eau (cyanobactéries, algues, etc.) comblent la porosité du sol en s'y développant, ils forment ce qu'on appelle « un biofilm » (Baveye *et al.*, 1998; Gonzalez-Merchan, 2012). Le colmatage physique est provoqué par l'accumulation des MES présentes dans l'eau qui s'infiltré dans le sol ou par la compaction de celui-ci sous l'effet de la charge d'eau qui lui est appliquée. Les fines particules réduisent la porosité du matériau. Plus les sols ont une structure fine, plus le colmatage a lieu proche de la surface et plus il est rapide ; pour les sols plus sableux, les MES migrent en profondeur avant de créer du colmatage (Djedidi and Hassen, 1991; Yong, McCarthy and Deletic, 2013). Par ailleurs, plus les particules charriées sont grosses, plus elles s'accumulent superficiellement et plus elles sont fines, plus elles migrent en profondeur. Quant au colmatage chimique, il se crée soit par cristallisation des minéraux présents dans l'eau, très souvent le calcaire CaCO₃, soit par dissolution des grains de la matrice du sol par action des éléments chimiques charriés par l'eau dont la recristallisation bouche alors les pores. Ce colmatage est généralement lié aux deux autres. Par exemple, la dissolution des minéraux peut servir au développement bactérien (Gonzalez-Merchan, 2012; Wang *et al.*, 2015).

Dans le cas d'infiltration d'EUT, ce phénomène peut se produire car ces dernières ont des caractéristiques colmatantes, dues à la présence de la MO, dont les microorganismes du sol se nourrissent. Ceux-ci développent alors un film continu, appelée biofilm, constituant une barrière contre l'infiltration (DISE, 2009). La texture et la structure du sol ont également un impact sur l'apparition du colmatage. Par exemple, celui-ci aura tendance à apparaître plus facilement dans le cas d'une forte concentration en argile et en limon (Morvannou and Forquet, 2019). La présence de colmatage est donc généralement favorisée par une texture fine du sol, la présence d'argile gonflante ainsi que d'une couche de dépôts épaisse humidifiée en continu. En revanche, elle peut être limitée par un sol très structuré et une alimentation en eau en alternance (Boutin *et al.*, 2019).

Bien que réduisant la perméabilité, le phénomène de colmatage est utile pour le fonctionnement du dispositif d'infiltration et la performance du traitement. Par exemple, le colmatage du sol à la surface peut générer un profil de sol non saturé aérobie en dessous, avec une longue période de rétention. De plus, le colmatage induit par les EUT augmente l'activité biogéochimique du sol et peut améliorer les processus de sorption, de biotransformation et de désinfection (McKinley and Siegrist, 2011).

III.1.2 Lessivage

Le lessivage correspond à l'entraînement mécanique par l'eau de particules fines du sol (argiles) et de substances dissoutes (azote, potassium, ...) (Baize, 2004). Appliqué aux argiles, on parle d'argilluviation. Il s'agit d'un phénomène d'appauvrissement des horizons superficiels du sol au profit des horizons profonds qui s'enrichissent (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). La capacité d'un polluant à être lessivé diminue avec son coefficient d'adsorption, mais augmente avec sa solubilité dans l'eau (Dousset and Mouvet, 1997) et également avec la capacité d'infiltration du sol et la lame d'eau apportée sur ce dernier (Gis Sol, 2011).

Le lessivage est également, hormis l'accumulation des MES, l'une des raisons de l'apparition du colmatage. En effet, en entraînant la MO originellement présente dans les sols, le lessivage provoque une déstructuration du sol, qui favorise le colmatage. Cependant, ce phénomène n'est pas systématique, la déstructuration du sol pouvant également avoir un effet inverse en créant des macropores qui favorisent les écoulements préférentiels (Boutin *et al.*, 2019).

Une augmentation des précipitations (apport d'eau douce: $CE < 50 \mu S/cm^2$) accélère les processus de lessivage des particules fines et des cations (calcium, magnésium, potassium, sodium, etc.) en profondeur. La capacité des sols à stabiliser le carbone organique pourrait en être modifiée. Compte tenu du fort pouvoir tampon de la plupart des sols, un changement rapide de leur pH sous l'effet du lessivage des cations n'est pas attendu. Il est toutefois possible que, suite à un appauvrissement très progressif en cations, certains sols finissent par atteindre des seuils critiques en dessous desquels des baisses du pH pourraient apparaître, accompagnées de carences ou de toxicités pour les plantes (Gis Sol, 2011).

III.1.3 Engorgement et excès d'eau

La notion d'engorgement correspond à celle de saturation par l'eau. Il s'agit d'une occupation de la totalité de la porosité d'un horizon par l'eau. Lorsqu'il est engorgé, l'horizon est à son humidité maximale, laquelle dépasse largement sa capacité au champ. Ceci a deux conséquences : (i) la macroporosité de l'horizon (quand elle existe) est occupée par l'eau libre, formant une nappe dont l'eau est capable de circuler verticalement ou latéralement et rapidement dans le sol, si les conditions s'y prêtent, mais elle peut aussi stagner ; (ii) l'eau occupant la porosité en chasse l'air, les réserves d'oxygène sont donc rapidement épuisées, le milieu devient asphyxiant et réducteur. Cet excès d'eau dans le sol se manifeste par une hydromorphie (Baize and Jabiol, 1995). Celle-ci peut être très nuisible à la végétation d'une part, mais aussi à la macrofaune, qui ne pourront plus se développer correctement. L'engorgement conduit de manière certaine à une modification de nature du sol et de la biodiversité présente dans le sol.

L'engorgement peut-être dû à des facteurs très variés, répartis en deux causes principales : augmentation des entrées (remontée de nappe soutenue par une rivière, précipitations abondantes, et dans notre cas, infiltration d'eau) et/ou ralentissement des sorties (faible infiltration de surface, écoulement latéral et/ou percolation verticale peu importante, faible évapotranspiration) (Baize and Jabiol, 1995)

L'engorgement est prioritairement lié à la connaissance du sol en place et de ses propriétés et au dimensionnement réalisé mais peut également se développer à long terme sous l'action de bactéries. Ainsi, dans une zone d'infiltration d'EUT, une mauvaise connaissance du sol et de l'évaluation des charges applicables entraînera une modification des propriétés du sol, et notamment de sa capacité d'oxydation, réduisant ainsi son potentiel épurateur (Alterre Bourgogne, 2012). Forquet *et al.* (Forquet, Bisone and Clément, 2017) ont proposé des éléments de dimensionnement minimaux à la bonne conception d'une zone d'infiltration.

III.2 Impacts sur les différentes propriétés du sol

III.2.1 Sur la physique et l'hydrodynamique du sol

Dans un souci de clarté, nous avons décidé d'étudier ensemble les impacts d'un apport d'EUT sur la physique et l'hydrodynamique. En effet, une modification de la texture et de la structure du sol aura nécessairement un impact sur ses écoulements.

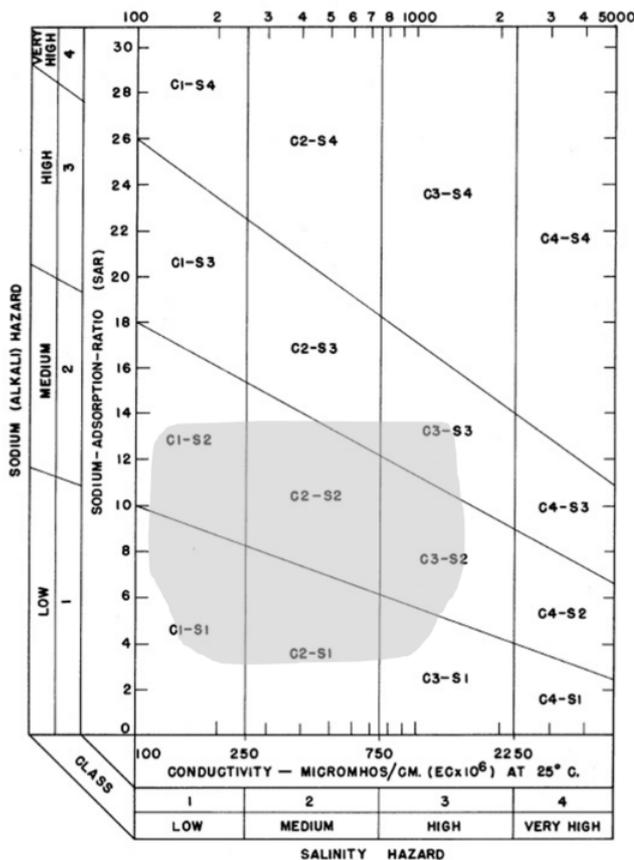
Lors d'une étude menée sur de la laitue irriguée par goutte à goutte avec des EUT, aucune modification sur les propriétés physiques du sol n'a été observée à court terme (Urbano *et al.*, 2017). En 2018, l'étude de la caractérisation des écoulements en ZRV par tomographie de résistivité électrique montrait une évolution des écoulements au sein du sol sans véritable réduction de la vitesse d'infiltration. Il s'agissait d'une modification de la forme des bulbes d'infiltration au sein du sol (Clément *et al.*, 2018). Ces résultats diffèrent dans d'autres études. En effet, dans une étude menée sur l'impact des hydrocarbures sur des échantillons de sol remaniés, Martinho *et al.* (2010) ont observé une diminution de 15% de la porosité après 12 mois d'incubation. Cette évolution s'accompagne d'une diminution de la quantité de particules les plus fines (< 0,05 mm), ce qui signifie qu'un processus d'agrégation a lieu. Ce phénomène peut être lié à l'augmentation du nombre de microorganismes dégradant les hydrocarbures. Il pourrait se produire lors de l'infiltration d'EUT, car la multiplication du nombre de microorganismes liée aux EUT n'est pas impossible. Cette agrégation de particules de sol de taille inférieure à 0,05 mm en agrégats plus grands (0,5-0,1 mm) peut affecter la dégradation des hydrocarbures : le transfert d'oxygène est diminué au sein des microagrégats du sol et, par conséquent, les activités microbiennes aérobies sont réduites.

De même, Morvannou et Forquet (2019) ont montré que l'ajout d'EUT sur un sol a un impact sur sa structure, notamment dans ses premiers centimètres, avec une réduction de sa porosité (diamètre et nombre de pores) et la présence d'une fine couche de dépôts à sa surface. De plus, l'apport d'EUT augmente la teneur en eau à saturation du sol, ce qui signifie que la quantité d'eau retenue est plus importante et que le sol se draine moins. L'irrigation par EUT a donc également un impact sur les propriétés hydrodynamiques du sol. Et il se peut que nous assistions à une évolution temporelle de la conductivité hydraulique à saturation.

Le principal problème provoqué par l'infiltration d'EUT est ainsi l'apparition d'un colmatage, conduisant à une perte des capacités d'infiltration, et donc réduisant la durée de vie du système (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). L'eau peut également avoir un impact sur les argiles présentes dans le sol. En effet, un apport d'eau peut provoquer le gonflement des argiles et/ou le lessivage des particules d'argiles, engendrant le colmatage des macropores du sol et réduisant ainsi sa perméabilité. A l'inverse, si des argiles hydratées viennent à sécher (par arrêt temporaire ou permanent de l'apport d'eau par exemple), elles rétrécissent et entraînent ainsi l'apparition de nombreuses fissures, modifiant la structure du sol et déclenchant l'apparition d'écoulements préférentiels (Hillel, 2004).

De plus, des niveaux élevés de sodium (Na) provenant de l'utilisation de poudres de lavage et de nettoyants peuvent être présents dans les effluents. Or, bien qu'il fournisse de nombreux sites d'échange de cations pour l'adsorption des polluants, une grande quantité de sodium (à relier à la CEC) peut entraver efficacement le flux d'eau dans le sol (Carroll *et al.*, 2006). Effectivement, le sodium présent dans le sol sous forme échangeable remplace les ions calcium et magnésium adsorbés sur les argiles du sol et cause la dispersion des particules dans le sol. Cette dispersion conduit à l'altération des agrégats des sols. Le sol devient alors dur et compact (lorsqu'il est sec), sa porosité se colmate, réduisant les vitesses d'infiltration de l'eau et de l'air, affectant ainsi sa structure (Belaid, 2010).

L'index utilisé est le taux d'adsorption du sodium (SAR) qui exprime l'activité relative des ions sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Il faut aussi tenir compte de la relation entre le SAR et l'indice de salinité. En effet, à un SAR donné, le taux d'infiltration augmente sous certaines conditions comme, notamment, la salinité. Ainsi, le SAR et la conductivité électrique (CE) devraient être utilisés en combinaison pour évaluer les problèmes potentiels liés à l'infiltration. Plus la salinité est élevée, plus l'indice SAR peut poser des problèmes d'infiltration. Mais, plus la salinité est basse, plus les problèmes d'infiltration sont indépendants de la valeur du SAR, comme on peut le voir sur la *Figure 22*. Le risque de salinisation est mesuré, en abscisse, par la conductivité ; le risque d'alcalinisation, en ordonnée, par le coefficient d'absorption du sodium (Morvannou and Forquet, 2019).



Pour lire le diagramme :

- Pour la conductivité électrique : plus le nombre après la lettre C augmente, plus la conductivité augmente (salinité de l'eau) et provoquera une dégradation des sols ;
- Pour le sodium : plus le nombre après la lettre S augmente plus les ions sodium impacteront la structure du sol (notamment ceux qui possèdent une texture fine ayant une CEC élevée).

Figure 22 : Diagramme de Riverside (Morvannou and Forquet, 2019)

La salinisation des sols est une conséquence importante qui va avoir un rôle majeur sur l'écoulement, la végétation, la biodiversité, et il existe une large bibliographie dans ce domaine (Morugán-Coronado *et al.*, 2011; Bedbabis *et al.*, 2014; Ibekwe, Gonzalez-Rubio and Suarez, 2018). Pour remédier au problème d'excès de sodium, il est conseillé de lixivier régulièrement les ions Na^+ de la solution du sol avec de l'eau douce, ou de mélanger au préalable les EUT avec de l'eau douce (Ganjugunte *et al.*, 2017). Conceptuellement, cette idée n'est pas forcément évidente à mettre en place pour une zone

d'infiltration. Une des solutions pourrait être d'utiliser régulièrement des eaux de pluie collectées proches des dispositifs d'infiltration pour les infiltrer sur la parcelle.

Une modification de la structure du sol impacte notamment la distribution des micropolluants minéraux : ceux-ci ont tendance à s'accumuler dans les horizons de surface lorsque la fraction granulométrique est faible. Lorsqu'elle est plus importante, la perméabilité augmente et le taux d'infiltration est plus rapide, les métaux s'accumulent donc en profondeur (Klay *et al.*, 2010).

III.2.2 Sur la chimie du sol

III.2.2.1 pH

L'irrigation par EUT semble avoir des effets variables sur le pH du sol. En effet, certaines études montrent une évolution, tandis que d'autres n'indiquent aucun effet particulier. Bedbabis *et al.* (2014) ont ainsi étudié les impacts de l'irrigation par EUT d'une culture d'oliviers sur les propriétés chimiques du sol, et notamment son pH. Ils ont observé une légère diminution de celui-ci entre le début et la fin de l'étude, 4 ans plus tard. Ganjegunte *et al.* (2017) ont observé une diminution plus marquée du pH de 8,9 à 6,4. Au contraire, une autre étude menée par Christou *et al.* (2014) sur l'impact de l'irrigation de champs de tomates par deux types d'eaux usées issues d'un traitement tertiaire n'a montré aucune modification de la valeur de pH du sol. Ces contradictions peuvent être dues à la variabilité des caractéristiques des EUT, du sol utilisé ou encore des conditions environnementales dans lesquelles les études ont été menées (Alves *et al.*, 2019).

Une variation du pH peut engendrer une modification des capacités de rétention du sol. En effet, à titre d'exemple, pour un pH égal à 4, un polluant comme les PCB (Polychlorobiphényles) est complètement retenu par la matrice de sable, indiquant un processus de précipitation. A un pH de 8, au contraire, le taux de restitution du PCP est de 100 % (phénomène de relargage). Ces résultats confirment que le pH du sol, dans lequel arrivent les polluants, joue un rôle prépondérant dans le comportement de certains micropolluants organiques en milieux poreux, en contrôlant notamment l'apparition de processus d'interactions irréversibles, voire la précipitation des micropolluants (Martins, 2008). D'autre part, de nombreuses études ont été réalisées sur la relation entre le pH et les matières organiques solubles (azote et phosphore notamment). Ces études ont montré qu'une augmentation du pH engendre une augmentation de la concentration de ces matières (Scanlan *et al.*, 2016; Watros *et al.*, 2018), ce qui augmente la fertilité du sol.

Enfin, le pH occupe un rôle crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution. D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles. De plus, l'augmentation de pH induit souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques. Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organo-métalliques plus solubles. Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques (Remon, 2006).

III.2.2.2 Conductivité électrique et salinité

Les résultats des études menées sur la valeur de conductivité électrique (CE) de la solution du sol suite à l'infiltration d'EUT sont généralement identiques, à savoir une augmentation non négligeable de celle-ci (Morugán-Coronado *et al.*, 2011; Bedbabis *et al.*, 2014; Christou *et al.*, 2014; Elfanssi, Ouazzani and Mandi, 2018). En effet, l'irrigation par des EUT entraîne une accumulation de sels solubles dans le sol, ce qui se traduit par une augmentation de la CE. L'étude d'un cas d'irrigation avec des EUT, dont la charge en sel est de 1,8 g/l, a montré, après deux années de suivi, une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 dS/m à 1,93 dS/m sur les 40 premiers centimètres du sol, ce qui correspond à un apport en sel de l'ordre de 6,2 T/ha (Belaid, 2010). Or, d'après la *Figure 22*, une augmentation de

la CE du sol se traduit par une dégradation des agrégats, et, si cette augmentation s'accompagne d'un SAR élevé, cela pourra provoquer des problèmes d'infiltration.

Cependant, il semble que la salinité du sol ne varie pas uniquement avec la salinité de l'eau utilisée. En effet, Miyamoto & Chacon (Miyamoto and Chacon, 2006) ont étudié les facteurs pédologiques influant sur l'accumulation des sels. Ainsi, la texture et la perméabilité du sol semblent jouer un rôle, et des eaux à forte salinité peuvent être utilisées à condition d'être appliquées sur un sol sableux et très perméable. Au contraire, les sols de texture argileuse sont plus vulnérables à la salinisation. Ce phénomène peut s'expliquer par un lessivage des sels en profondeur plus ou moins important selon la perméabilité et donc selon la texture du sol.

III.2.2.3 Teneur en matière organique

Tout comme pour le pH, les résultats des études concernant l'impact des EUT sur la teneur en MO diffèrent. En effet, Urbano *et al.* (2017) ont observé une diminution de la teneur en MO du sol, probablement due à un lessivage, tandis que Bedbabis *et al.* (2014) ont constaté une augmentation significative de la teneur en MO après 4 ans d'irrigation par EUT. Toutefois, dans l'étude menée sur des champs de tomates, la teneur en carbone organique (CO) est restée inchangée (Christou *et al.*, 2014), alors que Morugán-Coronado (2011) ont constaté une légère augmentation de la teneur en CO dans les parcelles irriguées avec des eaux issues d'un traitement secondaire.

Certaines études ont cependant montré que l'augmentation de la MO était temporaire, celle-ci étant rapidement minéralisée par les microorganismes du sol. La modification de la teneur en MO a une importance dans le traitement des polluants des EUT. En effet, la MO humifiée ayant une forte CEC, son augmentation engendre un accroissement de la teneur en micropolluants minéraux dans les différents horizons. Au contraire, les composants organiques solubles vont favoriser la mobilité des métaux et augmenter leur concentration totale en solution (Klay *et al.*, 2010). Ce phénomène peut entraîner une contamination profonde par lessivage des métaux.

III.2.3 Sur la biodiversité du sol

Les organismes vivants du sol, leur biodiversité et les fonctions qu'ils remplissent (décomposition, minéralisation de la MO, cycle des éléments nutritifs, stabilisation de la structure du sol, ...) sont notamment menacés par les polluants présents dans les EUT. La toxicité d'un polluant donné à l'égard des organismes du sol est très variable d'une espèce à l'autre, et peut fortement différer de la toxicité de ce polluant pour l'homme. Pour cette raison, il importe d'évaluer spécifiquement les risques pour les organismes vivants du sol, en considérant différents groupes taxonomiques (bactéries, algues, champignons, végétaux supérieurs, protozoaires, nématodes, ...), plusieurs niveaux trophiques (producteurs primaires, décomposeurs, herbivores, carnivores, ...) et plusieurs voies d'exposition (via l'eau, l'air, l'alimentation, le contact avec le sol, ...) (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). C'est pourquoi l'exercice de l'évaluation de l'impact de l'irrigation par des EUT sur la biologie du sol est difficile. Nous allons toutefois essayer de l'évaluer dans cette partie.

Le sol profite d'une très importante biodiversité, où chaque organisme joue un rôle majeur, et doit donc être préservé. A titre d'exemple, une diminution de 30 % de la diversité microbienne d'un sol conduirait à une baisse de 40% de la minéralisation de la MO, à une perte de 50 % de la productivité végétale et de la stabilité structurale du sol, et à une multiplication par 5 du temps de survie des pathogènes dans le sol (Ranjard, 2017).

Or, de nombreuses études ont reporté la présence de polluants dans des sols irrigués par des EUT, dont des pathogènes (virus, bactéries, protozoaires, ...), des métaux (Cd, Ni, Cr, ...) et des polluants organiques persistants (HAP, pesticides, pharmaceutiques, perturbateurs endocriniens, ...) (Gatica and Cytryn, 2013). L'infiltration d'EUT pourrait donc conduire à une diminution de la population autochtone du sol, ce qui aurait probablement un impact négatif sur sa capacité de traitement, et donc sur la qualité

de l'eau et du sol. Il est ainsi pertinent d'évaluer dans quelle mesure la présence d'EUT et des polluants qu'elle contient affectent la biodiversité présente dans le sol.

III.2.3.1 Végétaux

Tout d'abord, les plantes peuvent être impactées par les EUT suite à la présence d'un engorgement dû à l'excès d'eau, pouvant engendrer une anoxie temporaire ou permanente du milieu, et empêcher le développement racinaire (Baize and Jabiol, 1995) (cf. III.1.3). De plus, les sels solubles présents dans les EUT s'accumulent dans la rhizosphère et peuvent avoir des effets défavorables sur la croissance des végétaux. L'effet de la salinisation sur les végétaux est semblable à celui de la sécheresse : à mesure que la concentration des sels dissous augmente, la capacité des racines à absorber à la fois l'eau et les éléments nutritifs diminue. La croissance des plantes est ainsi limitée (Kwey, Kalala and Banza, 2015).

D'autre part, les éléments contenus dans les EUT, comme les éléments traces métalliques (ETM), peuvent être néfastes pour les végétaux et la chaîne alimentaire. Toutefois, tous les végétaux ne réagissent pas de façon identique face à la pollution d'un sol : ils peuvent ne pas être affectés par les fortes teneurs (les racines n'extraient qu'en fonction de leurs besoins) ou, au contraire, avoir une croissance altérée ou même dépérir si cet élément est toxique pour lui, ou encore avoir la capacité de les accumuler en quantité importante, l'hyper-accumulation. Ce dernier phénomène s'appelle la phytoremédiation, et est basé sur la propriété de certaines plantes à capter les polluants, qui peuvent alors être utilisées pour dépolluer les sites contaminés (Alterre Bourgogne, 2012).

Tous les métaux ne sont pas toxiques et, en petites quantités, beaucoup sont essentiels à la croissance des plantes (Fe : 40 à 250 ppm, Mn : de 15 à 400 ppm, Mo : moins de 1 ppm, Zn : 5 à 200 ppm). Cependant, des quantités excessives entraîneront des accumulations indésirables dans les tissus végétaux. D'autres métaux, comme le Cd, le Pb et le Hg ne jouent pas de rôle essentiel dans le métabolisme des organismes vivants, et peuvent présenter des risques de toxicité à de très faibles concentrations (entre 1 ng/L et 100 µg/L) (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). La plupart des métaux sont facilement fixés dans le sol et s'y accumulent. Comme ce processus est en grande partie irréversible, l'application répétée de quantités supérieures aux besoins des plantes enrichit le sol jusqu'à sa contamination qui le rend improductif et/ou inutilisable. Des études récentes sur l'utilisation des EUT ont montré que plus de 85 % des métaux appliqués s'accumulent dans le sol et que la plupart s'accumulent à sa surface sur les quelques premiers centimètres (Dère *et al.*, 2006). Bien que les plantes absorbent certains métaux, leur absorption reste trop faible pour que la quantité de métaux dans le sol diminue sensiblement dans un laps de temps raisonnable (Ayers and Westcot, 1985).

Toutefois, dans une étude de l'irrigation par EUT de champs de tomates, Christou *et al.* (2014) n'ont observé aucune modification significative de la teneur en métaux (Zn, Ni, Mn, Cu, Co) du sol, et les teneurs mesurées ne dépassaient pas les valeurs maximales fixées par la directive européenne 86/278/CEE (Commission européenne, 1986). D'un autre côté, Elfanssi *et al.* (2018) ont constaté une variation, mais dont les teneurs étaient identiques à celles obtenues lors de l'irrigation par eau douce. Les métaux présents dans les EUT n'auraient donc pas plus d'impact sur les plantes que lors d'utilisation d'eau douce.

III.2.3.2 Macrofaune

En ce qui concerne la macrofaune, l'infiltration à long terme d'EUT peut représenter une menace sérieuse. En effet, une étude menée par Mkhini *et al.* (2019) sur des vers de terre a montré une accumulation d'ETM dans leur organisme suite à un contact prolongé (8 ans) avec des EUT. Les effets physiologiques indésirables comprennent des dommages pathologiques, des activités comportementales anormales et une perturbation du système de reproduction.

La tendance des organismes à éviter les sols contaminés peut agir comme un indicateur de potentiel toxique dans un sol infiltré. Hentati *et al.* (2014) ont ainsi réalisé des tests d'évitement avec des vers de terre et des collemboles, sur la base de leur réaction d'échappement face à un milieu toxique. Les résultats ont montré que ces deux populations évitent la zone de sol présente entre 20 et 60 cm de profondeur. Cela confirme clairement que l'habitat de ces organismes est dégradé par l'irrigation à long terme par EUT. Il semblerait donc intéressant de développer des approches combinées entre microbiologie et macrofaune pour la caractérisation et le suivi des dispositifs d'infiltration des EUT.

III.2.3.3 Microflore

La microflore du sol étant responsable d'un grand nombre de processus de dégradation des polluants, l'apport d'EUT pourrait la contaminer et conduire à une modification de la qualité du sol.

Les interactions microorganismes-métaux peuvent se faire au bénéfice des microorganismes (oligoéléments essentiels : K, Na, Mg, Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo) ou à leur détriment (métaux n'ayant pas de fonctions biologiques essentielles connues : Al, Ag, Cd, Sn, Au, Sr, Hg, Tl, Pb). Les effets toxiques des polluants concernent en grande majorité des polluants minéraux (métaux), même si certains xénobiotiques organiques peuvent s'avérer ponctuellement très toxiques, comme certains HAP ou les molécules organo-halogénées. La présence des métaux peut affecter la croissance (développement et sporulation), la morphologie (formes anormales viables et non viables) et les activités biochimiques (photosynthèse, respiration et synthèse d'ATP, fermentation, réplication de l'ADN, synthèse de l'ARN, etc.) de tous les microorganismes. Elle entraîne généralement une diminution de la biomasse et de la diversité des espèces (dont celle des populations bactériennes) avec des conséquences écologiques importantes : inhibition de la décomposition de la litière en forêt, de la minéralisation du carbone, de la transformation de l'azote, de la décomposition des polluants organiques et xénobiotiques, ralentissement de la croissance et de l'activité des mycorhizes... (Martins, 2008). Simonin *et al.* (2016) ont étudié la réaction des microorganismes du sol au dioxyde de titane (TiO₂-NPs), polluant présent notamment dans les champs agricoles. Après seulement 90 jours d'exposition à la teneur la plus faible et la plus réaliste de TiO₂-NPs, des impacts négatifs importants ont été constatés sur les activités enzymatiques de nitrification et sur l'abondance de microorganismes oxydant l'ammoniac, déclenchant des effets négatifs en cascade avec une modification profonde de la structure de la communauté bactérienne, et plus particulièrement sur l'activité enzymatique de dénitrification.

Pour faire face à la toxicité des métaux et atténuer leurs effets, les microorganismes et les bactéries en particulier doivent utiliser des mécanismes intrinsèques ou induits qui imposent une plus grande demande énergétique qu'en situation naturelle. Différents procédés existent tels que le maintien à l'extérieur de la cellule du métal (par des mécanismes d'efflux ou volatilisation) et/ou la transformation du métal en une forme moins toxique (par production de ligands, alkylation ou minéralisation) (Martins, 2008). De plus, il semblerait que la présence de MO protège le sol des impacts engendrés par la présence de métaux, celle-ci contrôlant leur biodisponibilité (Lejon *et al.*, 2008). D'autre part, les bactéries semblent avoir la capacité de s'adapter en devenant résistantes aux métaux introduits dans le sol (Nazaret, Brothier and Ranjard, 2003).

Cependant, l'apport de micropolluants peut avoir un impact plus positif. En effet, les microorganismes du sol subissent des contraintes biologiques que la présence d'un polluant peut modifier. Par exemple, l'introduction de PCB dans un sol a un effet létal sur les protozoaires, principaux prédateurs des bactéries du sol. La destruction des prédateurs permet ainsi aux bactéries de proliférer (Martins, 2008).
Le

Tableau 15 présente un classement des différents éléments chimiques en fonction de leur toxicité potentielle et/ou de leur intérêt vis-à-vis des végétaux, des animaux ou des humains.

Tableau 15 : *Classification d'éléments chimiques minéraux en fonction de leur intérêt et de leur toxicité potentielle* (Boutin, Héduit and Helmer, 2009)

Oligo-éléments indispensables aux végétaux ou animaux	Éléments essentiellement phytotoxiques	Éléments essentiellement toxiques pour les animaux et pour l'homme	Éléments simultanément toxiques pour les végétaux et les animaux
Bore Cobalt Cuivre Molybdène Sélénium Zinc	Bore Cadmium Cobalt Cuivre Lithium Nickel Etain Zirconium	Arsenic Baryum Bismuth Cadmium Molybdène Plomb Sélénium Cuivre*	Argent Cadmium Antimoine Béryllium Chrome Fluor Mercure

Un certain nombre de ces éléments (B, Li, As, Ni, Cr, ...) ne sont pas ou peu retenus en STEU et sont donc encore présents dans les EUT (

Tableau 7). L'infiltration d'EUT va ainsi contribuer à l'enrichissement des sols en micropolluants minéraux (Boutin, Héduit and Helmer, 2009). Baize *et al.* (2002) ont étudié l'impact de 100 ans d'irrigation d'un sol avec des eaux usées brutes en région parisienne. Les résultats ont montré que les sols, bien que fortement contaminés, sont encore "fonctionnels". La microflore semble s'être bien adaptée et résiste à de fortes teneurs en métaux traces. Ces métaux (peut-être à l'exception du cadmium) ne seraient que faiblement biodisponibles pour les microorganismes.

D'autre part, les sols hébergent de nombreuses espèces microbiennes dont certaines sont capables de dégrader les pesticides, diminuant ainsi leur persistance dans le sol, et limitant le risque de leur dispersion dans les autres compartiments de l'environnement. Certains microorganismes du sol sont même capables de s'adapter à une biodégradation accélérée des pesticides. Grâce à des processus adaptatifs, ils font l'acquisition de gènes codant des enzymes de dégradation leur permettant de dégrader entièrement des pesticides. Ces microorganismes utilisent les pesticides comme une source de nutriments et d'énergie pour leur croissance. Même si ce phénomène a été observé pour de nombreux pesticides, leur transformation microbienne peut être incomplète ou défailante et conduire à la production d'intermédiaires métaboliques pouvant être tout aussi toxiques que les molécules d'origine (INRA, 2015).

L'un des problèmes posés par les EUT concerne l'utilisation massive d'antibiotiques, qui a entraîné une résistance des bactéries à leur égard. L'irrigation par des EUT peut contribuer à la propagation de cette résistance dans l'environnement en raison de la présence de composés antibiotiques résiduels, de bactéries résistantes et de gènes de résistance aux antibiotiques dans les EUT. Les dispositifs d'infiltration peuvent servir de réservoir à ces gènes (Negreanu *et al.*, 2012).

Cette question fut étudiée à maintes reprises (Negreanu *et al.*, 2012; Gatica and Cytryn, 2013; Vivant *et al.*, 2016), qui ont comparées l'irrigation par de l'eau douce et par de l'EUT. Des niveaux élevés de résistance bactérienne aux antibiotiques ont été détectés dans les deux cas. Néanmoins, les niveaux de bactéries résistantes et de gènes de résistance dans les sols irrigués par des EUT étaient dans l'ensemble identiques (ou parfois même inférieurs) à ceux des sols irrigués par l'eau douce. Ainsi, les bactéries résistantes des EUT ne seraient pas capables de rivaliser ou de survivre dans l'environnement du sol et ne contribueraient pas de manière significative à l'accroissement en résistance des bactéries du sol. Cela suggère fortement que l'impact des bactéries des EUT sur le microbiote du sol est dans l'ensemble négligeable, et que les niveaux élevés mesurés dans les deux cas sont dus à une résistance native associée au microbiote naturel du sol.

L'impact d'une diminution de la diversité des microorganismes du sol reste aujourd'hui peu documenté, avec des avis divergents. En effet, certains travaux ont montré que la perte de biodiversité dans les sols diminue l'activité de dénitrification et le cycle de l'azote, tandis que d'autres suggèrent au contraire que les fonctions biogéochimiques du sol telles que la minéralisation du carbone et la dénitrification ne sont pas affectées par une réduction de la diversité microbienne (Portell *et al.*, 2018). En complément, plusieurs études n'ont identifié aucun impact négatif significatif dans la quantité et la composition microbiennes après irrigation prolongée par les EUT, et certaines populations étaient même plus abondantes dans un sol irrigué des EUT que par de l'eau douce (Martinho *et al.*, 2010; Ibekwe, Gonzalez-Rubio and Suarez, 2018; Li *et al.*, 2019; Obayomi *et al.*, 2019).

En conclusion, l'impact des eaux usées sur la biodiversité microbienne est mal connu pour plusieurs raisons :

- ❖ La variabilité de la nature des sols ;
- ❖ L'antécédent ou l'historique du sol (zone naturelle, zone anthropique dont industrielle) ;
- ❖ L'état de santé microbiologique initiale ;
- ❖ La diversité des microorganismes du sol.

Pour aller plus loin dans cette connaissance, une étude complémentaire sur la microbiologie des différents sols soumis à des EUT est nécessaire.

III.3 Autres impacts

III.3.1 Sur les ressources en eau

La présence de polluants dans les sols menace la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Le transfert des polluants vers les ressources en eau est indissociable de l'écoulement du fluide qui les

véhicule : l'eau d'infiltration (polluants solubles), l'eau de ruissellement (polluants solubles et polluants entraînés sous forme particulaire) ou une phase liquide (polluants organiques liquides purs: hydrocarbures, huiles, solvants chlorés, ...). Souvent, ces polluants sont adsorbés sur les particules colloïdales du sol (argiles, substances humiques, ...). Or, le devenir de ces particules dépend notamment de 2 paramètres : la vitesse d'écoulement et la force ionique. En effet, lorsque la vitesse d'écoulement augmente, la rétention des particules colloïdales diminue. Au contraire, cette dernière augmente avec la force ionique. Cependant, à partir d'un certain seuil de force ionique, la rétention diminue (Predelus *et al.*, 2014). Ces deux paramètres ont donc une influence importante sur le devenir des polluants dans les sols et sur la contamination des nappes (transport de micro-organismes pathogènes via les colloïdes).

A titre d'exemple, l'azote sous forme de nitrate est très mobile et très soluble dans l'eau. Les précipitations peuvent entraîner les nitrates vers le bas, jusqu'à ce qu'ils atteignent les eaux souterraines. Le lessivage est un problème plus grave dans les sols sableux hautement perméables que dans les sols argileux. L'ampleur de la perte de nitrates par lessivage dépend de la quantité et de l'intensité des précipitations ou de l'eau d'irrigation et de la quantité de nitrates présents dans le sol. La perte de nitrates par lessivage est préoccupante pour deux raisons importantes. Le nitrate sous la zone des racines n'est plus disponible pour l'utilisation des plantes, ce qui représente une perte importante de ressources. D'autre part, les problèmes de qualité de l'eau causés par l'excès d'azote peuvent entraîner la détérioration des sources d'eau potable et de l'habitat de la faune (Espinoza *et al.*, 2005).

Lorsque les polluants atteignent les aquifères, ils peuvent être mobilisés par les flux d'eau souterrains vers les points de captage d'eau potable ou les zones de résurgence des aquifères non exploités (point de source). En ce qui concerne les eaux de surface, les transferts de polluants se font via les apports d'eaux de ruissellement ou via les flux d'eau souterrains pour les polluants dissous. L'intensité de ces transferts dépend notamment de la localisation du sol pollué par rapport au cours ou plan d'eau, et de facteurs tels que le type de sol, les conditions climatiques, le couvert végétal, la pente, etc...(Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007).

Certaines études ont été menées concernant la contamination organique toxique des aquifères de surface par les eaux usées domestiques rejetées par les systèmes d'infiltration. Dans des échantillons d'eau souterraine, prélevés à proximité des systèmes d'infiltration, ont été quantifiés des composés organiques volatils tels le trichlorométhane, le toluène et le 1,1,1-trichloroéthane. Des xylènes, du dichloroéthane et du dichlorométhane ont également été détectés (US-EPA, 2002).

Il est intéressant de remarquer que la concentration de certains éléments est parfois plus importante dans l'aquifère que dans les eaux usées traitées appliquées. Cette remarque est particulièrement vraie pour le manganèse. Cela s'explique par le fait que le manganèse présent dans l'aquifère étudié provient du sol et non des eaux usées traitées appliquées. La mobilisation du manganèse a lieu lorsque le sol est régulièrement inondé et en présence de matières organiques. Dans ces conditions, le pH et le potentiel d'oxydo-réduction sont diminués et la forme tétravalente du manganèse (insoluble) est convertie vers la forme bivalente (soluble), ce qui permet le lessivage de l'ion Mn^{2+} . Ce phénomène s'applique également dans le cas du fer (Ollivier *et al.*, 2013; Phalempin *et al.*, 2018). La pollution des eaux souterraines est donc liée à la fois à la composition des eaux infiltrées, mais aussi à celle du sol ainsi qu'aux conditions d'infiltration.

III.3.2 Sur la santé humaine

De nombreux polluants rencontrés dans les sols sont toxiques pour l'homme. Les effets sur la santé humaine dépendent de divers facteurs, dont l'intensité, la fréquence et la durée de l'exposition. L'exposition de l'Homme aux polluants présents dans les sols s'effectue par diverses voies. Certaines de ces voies sont directes, dans le sens où elles impliquent un contact direct avec le sol pollué. Il s'agit :

- ❖ de l'inhalation de poussières de sol, en particulier lors d'activités génératrices de poussières ou lorsque les sols sont soumis à l'érosion éolienne ;

- ❖ de l'ingestion accidentelle de particules de sol ;
- ❖ du contact dermique avec le sol, en particulier lorsque celui-ci contient des polluants organiques car ceux-ci sont susceptibles d'être absorbés par la peau.

L'exposition est indirecte lorsqu'elle s'effectue :

- ❖ par ingestion de produits végétaux contaminés, suite à l'absorption racinaire de polluants ou suite au dépôt de particules de sol sur les feuilles ou les fruits ;
- ❖ par inhalation d'air pollué, lorsque les sols contiennent des polluants volatils qui se retrouvent dans l'air ambiant ;
- ❖ suite à la consommation de lait, de viande, d'œufs produits par des animaux nourris avec des aliments contaminés ou élevés sur un sol pollué ;
- ❖ par inhalation, contact ou ingestion de certains polluants organiques présents dans l'eau distribuée dans l'habitation, suite à leur migration du sol vers l'eau à travers la paroi des canalisations ;
- ❖ par inhalation, contact ou ingestion de polluants présents dans les eaux de surface (étangs, ruisseaux, rivières) alimentées par des eaux souterraines ou de ruissellement ayant été en contact avec du sol pollué.

La prédominance de l'une ou l'autre de ces voies d'exposition (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007) dépend :

- ❖ des caractéristiques des polluants présents (état solide, liquide ou gazeux, volatilité, solubilité, ...) ;
- ❖ des propriétés du sol (teneur en MO, pH, teneur en eau, ...) ;
- ❖ des caractéristiques de la nappe (profondeur, sens d'écoulement, type d'aquifère, ...) ;
- ❖ des caractéristiques du site (couvert végétal, présence ou non d'une dalle de béton, situation topographique, exposition au vent, ...) ;
- ❖ du comportement et des habitudes des personnes vivant sur ou à proximité de ce site (temps passé sur le site, présence d'un potager, situation topographique de l'habitation par rapport au site, ...).

Lors d'un travail mené en 2012 par l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire, de l'alimentation, de l'environnement et du travail), un panel de 10 substances prioritaires (l'hexachlorocyclohexane, la dieldrine, le di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP), le pentachlorophénol, le chrome, le nickel, le cobalt, l'arsenic, le cadmium et le plomb) a été étudié. Leurs potentiels effets cancérigène, mutagène et/ou reprotoxique ont été analysés en établissant différents scénarios d'exposition par inhalation. La conclusion est que ces substances ne devraient pas se retrouver dans les EUT à des concentrations pouvant induire un effet néfaste par voie respiratoire pour la santé des populations lors de l'irrigation par aspersion (Carre, 2017). Le risque de contamination à l'Homme lors d'infiltration d'EUT semble donc assez faible.

III.4 Conclusions

L'infiltration d'EUT peut avoir un certain nombre d'impacts sur les propriétés du sol. Le colmatage, le lessivage et l'engorgement sont des phénomènes provoqués par l'apport d'EUT pouvant conduire à une asphyxie et/ou un appauvrissement du sol. Leur apparition est inévitable, mais peut être retardée. Il semblerait que les EUT aient davantage d'impact sur les propriétés du sol (porosité, pH, CE, teneur en MO) et sur sa macrofaune que sur ses microorganismes. En effet, ceux-ci semblent avoir la capacité à s'adapter, et aucune modification dans leur nombre et leur diversité n'aurait lieu. On peut donc supposer que leur capacité de traitement des EUT n'est pas significativement modifiée. Les variations des paramètres comme le pH, le potentiel d'oxydo-réduction, la conductivité électrique ou la teneur en MO ont un impact identifié, car certains d'entre eux ont une forte influence sur les capacités de rétention du sol, et donc sur le devenir des polluants. De manière générale, l'infiltration d'EUT a un impact négatif plus ou moins significatif sur les propriétés du sol, mais qui n'est pas nécessairement lié au fait qu'il s'agisse d'EUT, car on retrouve parfois les mêmes résultats pour de l'eau douce.

Dans cette partie, nous n'avons pas abordé les impacts sur les processus pédogénétiques, bien qu'ils jouent un rôle important puisqu'ils sont responsables de la formation et de l'évolution des sols. En effet, nous n'avons pas trouvé d'études portant sur ce sujet, ce type d'impact n'apparaissant généralement que sur le long terme et les études sur plusieurs années étant plutôt rares. Toutefois, on peut supposer que l'infiltration d'eau modifiera les types de processus ayant lieu ainsi que leur vitesse, et donc que sur le long terme, le sol évoluera différemment de son régime naturel.

Outre les impacts sur le sol, l'infiltration d'EUT peut engendrer des pollutions indirectes par la contamination des ressources en eau et leur transmission à la population humaine. Le risque de la seconde semble négligeable, mais la première a été étudiée et la présence de polluants dans les nappes phréatiques a été démontrée dans certaines conditions. Il s'agissait toutefois d'infiltration d'EUB, plus concentrées en polluants que les EUT.

L'ensemble des études présentées dans cette partie montrent aussi la difficulté à prédire de façon généralisable l'impact des EUT sur le sol, en raison de la variabilité de la nature des sols au sens large du terme. L'analyse de ce contexte fait appel à de nombreuses disciplines et enjeux dans la compréhension des processus. La méconnaissance de l'historique complet des usages du sol (zones naturelles, anthropiques, industrielles), pour ne citer que celui-ci, complexifie encore les interprétations.

La question est donc de savoir comment décider quels sont les impacts acceptables, lesquels ne le sont pas, et dans ce dernier cas, comment les éliminer. Au premier abord, il faudrait se concentrer sur les impacts sur les propriétés du sol, car elles conditionnent le bon fonctionnement du pouvoir épurateur du sol, et elles ne doivent donc pas être dégradées pour pouvoir garder un système viable et efficace. D'autre part, l'impact sur la macrofaune semble être également trop important pour être négligé.

IV

Utilisation du sol comme bioréacteur pour les eaux usées traitées

IV. Utilisation du sol comme bioréacteur pour les eaux usées traitées

Jusqu'à ces dernières années, le sol était considéré comme un milieu à préserver et à protéger de l'impact de l'activité humaine (Conseil de l'Europe, 1976) plutôt que comme un moyen de traiter la pollution qui y est liée. Aujourd'hui, le sol est utilisé en ANC, et comme traitement complémentaire des eaux usées au sein de ZRV et lors des recharges de nappe (Communauté de Communes Entre Aire et Meuse, 2012; Carre, 2017; Clément *et al.*, 2018; Boutin *et al.*, 2019). Le sol peut être considéré comme un bioréacteur puisque le traitement y est poursuivi grâce à de nombreux processus physico-chimiques (adsorption, filtration) mais aussi biologiques (métabolismes microbiens).

IV.1 Synthèse des processus observés

Un certain nombre de processus influencent le comportement et la migration des contaminants dans les sols (Figure 23)(Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). Il s'agit essentiellement :

- ❖ de réactions d'échange (volatilisation, adsorption-désorption, complexation, dissolution-précipitation...) entre les phases solide (constituants minéraux et organiques du sol), liquide (eau interstitielle) et gazeuse (porosité non remplie d'eau) du sol ;
- ❖ de réactions de dégradation : hydrolyse chimique, biodégradation ;
- ❖ de phénomènes de transfert des polluants et de leurs produits de dégradation : vers l'atmosphère par volatilisation, vers les eaux de surface par ruissellement, vers les eaux souterraines par lixiviation ou écoulement gravitaire (polluants organiques liquides immiscibles à l'eau), vers les plantes par absorption racinaire.

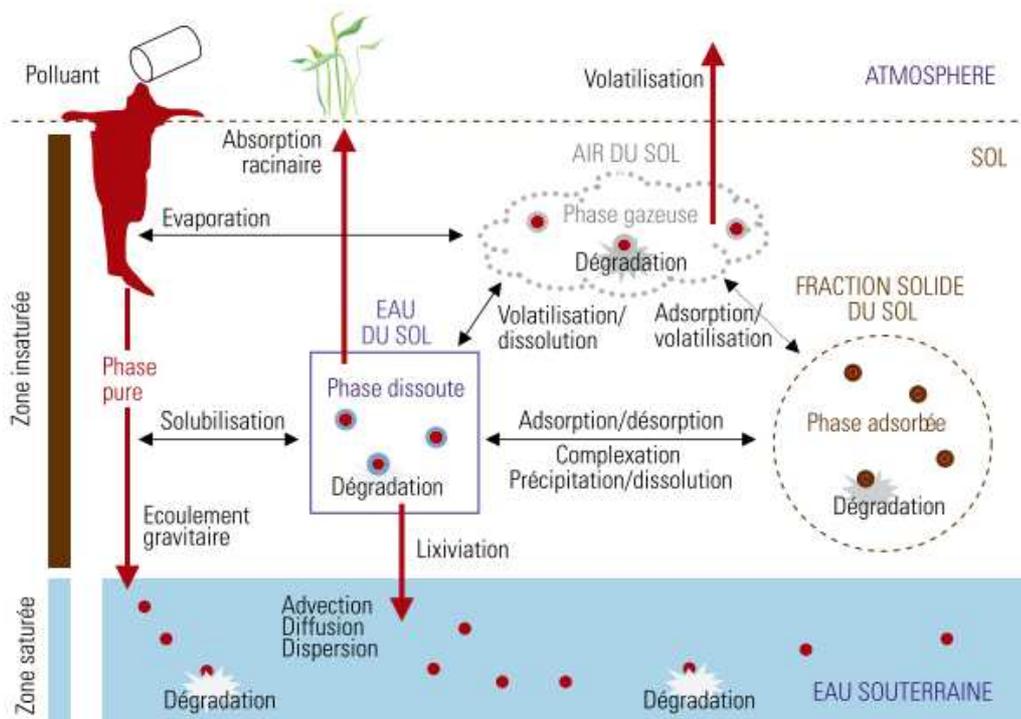


Figure 23 : Représentation schématique des processus influençant le devenir des polluants dans les sols (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007)

Au cours de ces processus de migration, des mécanismes de traitement de l'eau dans le sol ont lieu, regroupant des phénomènes physiques, chimiques et biologiques dont l'efficacité dépend de la vitesse d'infiltration des EUT et de la nature du sol (DISE, 2009), mais également de la présence d'oxygène, d'un écoulement en milieu non saturé et d'une température comprise entre 0 et 30 °C (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). L'infiltration des EUT dans le sol permet de réduire les MES par filtration, les matières organiques solubles par adsorption, les ions par précipitation et oxydation et les microorganismes pathogènes par des processus complexes de fixation, filtration, inactivation et prédation (Nasri, 2014).

IV.1.1 Filtration

Dans les systèmes d'infiltration dans le sol, l'écoulement de l'eau est à l'origine d'un transport de petites particules à travers l'espace poral sous l'effet des forces de gravité, de diffusion et de l'hydrodynamique d'écoulement. Les particules en suspension contenues dans les EUT peuvent être retenues par le milieu granulaire et s'y déposer (Abbar, 2018). Les sols agissent donc en qualité de filtre en retenant les particules fines. Plus leur porosité est fine, plus la filtration est efficace (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018).

Comme pour les matériaux granulaires pulvérulents, ce processus est dépendant de la distribution des particules du sol. Un sol bien gradué, c'est-à-dire où aucune granulométrie ne prédomine, est plus efficace (Nasri, 2014). Toutefois, la taille, la densité, la forme et la nature des particules en suspension ont également un impact (Abbar, 2018). La filtration dépend aussi de la vitesse d'infiltration de l'eau, car plus celle-ci est grande, moins l'eau séjourne dans le sol et donc moins la filtration est efficace (DISE, 2009).

Ce phénomène a toutefois des limites, puisque dans le cas d'une trop forte concentration en MES, un phénomène de colmatage peut se produire, obstruant le sol (DISE, 2009). L'apparition progressive de colmatage est inévitable, mais son apparition peut être retardée, en diminuant la quantité de MES dans les EUT par la mise en place d'un traitement tertiaire par exemple (Abbar, 2018). Il existe aussi des solutions de décolmatage, notamment avec la mise en place de fonctionnement alterné dans le temps.

IV.1.2 Adsorption et désorption

Le sol possède la propriété physico-chimique de retenir diverses substances. En effet, les cations et les anions peuvent être retenus par le complexe adsorbant du sol, c'est à dire l'ensemble des colloïdes (substances humiques, argiles, ...) dotés de charges électriques négatives ou positives. L'absorption ionique dans le sol peut être généralement considérée comme réversible : les ions échangeables du complexe adsorbant sont en équilibre avec la solution du sol et toute modification de la composition de la solution du sol provoque un changement de cet équilibre par échange. Certains ions du complexe passent en solution (désorption) et peuvent être remplacés par d'autres ions, qui étaient auparavant en solution (adsorption) (Massenet, 2013b).

Le phénomène d'adsorption est basé sur la recherche de l'électroneutralité de la solution. Les particules de charge négative ou positive des EUT seront respectivement attirées par celles de charge positive ou négative du sol (Baize, 2004). Selon la nature des forces, on distingue deux types d'adsorption, souvent mis en jeu simultanément. La première est l'adsorption physique, régie par des forces de Van der Waals, et qui n'implique donc aucune altération chimique des substances adsorbées : elle représente par conséquent une réaction réversible et d'énergie faible. La seconde est l'adsorption chimique qui met en jeu la formation de liaisons chimiques : elle représente une réaction d'énergie forte et donc souvent moins réversible que l'adsorption physique (Tahar, 2013). Le seul phénomène irréversible restant l'absorption.

Ce type de réaction permet de retenir un certain nombre d'éléments, comme les germes pathogènes, les métaux et les ions ammonium (NH_4^+), aux particules du sol, puis de les dégrader (DISE, 2009). L'adsorption est influencée par les variations de température, le pH, la présence de cations et anions dans le milieu poreux et la force ionique. Elle dépend également de la texture du sol, et du type de polluant impliqué dans le phénomène (Nasri, 2014).

L'un des mécanismes souvent impliqués dans l'adsorption des polluants sur les adsorbants est le mécanisme d'échange d'ions. L'échange d'ions est essentiellement un processus chimique réversible dans lequel un ion provenant de la solution est échangé contre un ion à charge similaire attaché à une particule solide immobile (Abbar, 2018). Il est ainsi lié à la CEC du sol, qui fournit une indication de la charge ionique du sol, paramètre conditionnant l'adsorption. En effet, les variations de force ionique modifient la charge des surfaces solides des constituants des sols mais aussi celle des polluants, qu'ils soient organiques ou métalliques, ce qui modifie alors leur capacité de sorption. La force ionique de la solution du sol contrôle l'épaisseur de la couche ionique diffuse entourant les particules de sol et permet ainsi le rapprochement ou l'éloignement du polluant et de la surface solide. A titre d'exemple, en diminuant la force ionique de la solution des sols, la charge apparente des cellules diminue, augmentant alors les effets de répulsion et donc d'éloignement des bactéries et des polluants, ce qui se traduit par une diminution de leur adsorption (Martins, 2008).

Ce que l'on vient de voir dans ces deux paragraphes pose plusieurs questions majeures : comment peut-on adsorber de façon contrôlée (à un seuil qu'on ne sait définir) tout en contrôlant la désorption (selon les polluants sorbés, dans une durée connue) ? Dans le cas d'un sol déjà contaminé, si l'on perturbe l'équilibre ionique, ne va-t-on pas relarguer des molécules plus dangereuses ? Et d'autre part, que se passera-t-il en fin de vie d'un site d'infiltration d'EUT ? Tous les sols sont-ils aptes à recevoir des eaux usées selon les conditions exposées ? Nous n'avons pas la réponse à ces questions à ce jour.

IV.1.3 Activité biologique

L'affinage des EUT se fait notamment grâce à l'apparition d'un biofilm, agglomérat de microorganismes répartis dans une multitude de niches ayant leurs propres caractéristiques (pH, oxygène, nutriments, ...) (Briandet and Naïtali, 2019) et liées entre elles par un ensemble de molécules appelées exopolymères. Le développement d'un biofilm est favorisé par l'apport de substances nutritives, encore présentes dans les EUT, un pH voisin de 7 et idéalement une température supérieure à 30°C. Ces conditions sont les plus favorables au fonctionnement des enzymes bactériennes (Sehar and Naz, 2016). Ce développement est également favorisé en présence de zones non saturées, ce qui est obtenu par les charges hydrauliques intermittentes de type bâchées (Ben Rajeb *et al.*, 2009). De plus, si la vitesse et les turbulences des flux d'eau sont trop importantes, le biofilm est érodé devenant plus fin et moins efficace pour le traitement des pollutions.

Généralement, la « biozone », c'est-à-dire la zone où se développe un biofilm, est située à une profondeur de 10 à 30 cm. C'est dans cette zone active qu'est éliminée / dégradée une partie des pollutions présentes dans les EUT. A une profondeur supérieure à 30 cm, le nombre de bactéries diminue en raison d'une diminution des nutriments et d'une augmentation des interactions (compétition, prédation) entre les différents microorganismes du biofilm (Ben Rajeb *et al.*, 2009).

La présence d'un biofilm dans les systèmes d'infiltration implique le développement d'une couche concentrant simultanément microorganismes et particules au même endroit, les échanges et la dégradation étant ainsi favorisés. Le biofilm permet notamment de concentrer les protozoaires bactériovores et de faciliter leur mobilité. Ceux-ci consomment les bactéries pathogènes contenues dans les EUT, et diminuent donc leur nombre de manière significative (Chabaud, 2007). La biomasse présente dans le sol contribue également à la dégradation des macro- et micropolluants. Par exemple, certaines espèces de bactéries et de champignons peuvent absorber des métaux représentant jusqu'à 30 % de leur masse par mécanisme de biosorption (Camuzard, 2004).

Cette dégradation est néanmoins limitée par la faible biodisponibilité des éléments à absorber. La biodisponibilité caractérise les interactions physiques, chimiques et biologiques qui permettent au micropolluant d'accéder aux microorganismes qui peuvent le dégrader. La biodisponibilité des contaminants implique un processus complet d'adsorption et de désorption, de transport et d'absorption par les microorganismes. Le processus de sorption limite le transfert de masse des polluants vers les microorganismes (Ren *et al.*, 2018). Ainsi, certains auteurs considèrent que la sorption (rassemblant l'absorption et l'adsorption) des micropolluants les protège des processus de biotransformation ou limite leur biodisponibilité. À l'inverse, certaines études ont montré que la sorption permet le rapprochement et donc le contact des polluants et des microorganismes, ces derniers étant de manière naturelle généralement sorbés sur la phase solide des sols, ou développés en biofilms (Martins, 2008). En complément, même si il n'est pas responsable de sa formation, majoritairement dû à l'accumulation de MO, le biofilm favorise le colmatage, en jouant le rôle d'agglomérant entre les particules en suspension et en augmentant l'effet de filtration et donc l'accumulation (Chabaud, 2007).

IV.1.4 Précipitation et dissolution

La dissolution correspond à l'obtention d'un mélange homogène à partir d'espèces chimiques d'une phase gazeuse, liquide ou solide dans une phase liquide ; la précipitation correspond à la réaction inverse, c'est-à-dire à la formation, dans une solution liquide, d'un composé solide à partir d'espèces chimiques initialement dissoutes. Les phénomènes de précipitation-dissolution sont des acteurs de plusieurs phénomènes pédologiques, et notamment du transport des polluants sous formes dissoute et particulaire vers les eaux souterraines (Calvet, 2003a).

La précipitation de surface est un processus de précipitation minérale à la surface d'une phase solide potentiellement adsorbante vis-à-vis d'un polluant. Ce phénomène apparaît lorsque le polluant est présent en forte concentration dans la phase aqueuse. On peut la décrire comme l'apparition d'une nouvelle phase minérale contenant le polluant à la surface de la phase adsorbante initiale (Lemière *et al.*, 2001).

Le phénomène de précipitation-dissolution dépend principalement de la nature des ions en présence et de leurs concentrations dans la solution du sol. Les modifications de la composition de la phase liquide du sol, par exemple lors d'un apport d'engrais, sont déterminantes pour cet équilibre (Sexe, 1989).

IV.1.5 Complexation

Les réactions de complexation sont des associations d'ions ou de molécules autres que H^+ et OH^- . Un ion ou une molécule potentiellement polluante peut ainsi former des complexes avec d'autres substances présentes dans le sol ou l'eau (les ligands). Les complexes ainsi formés peuvent avoir des propriétés très différentes de la substance polluante : par exemple, être beaucoup plus stables dans l'eau, et donc être plus mobiles dans les sols, ou à l'opposé être moins solubles dans l'eau et donc moins mobiles dans les sols (Lemière *et al.*, 2001).

La complexation en solution dépend de la nature et de la quantité des ligands, notamment les molécules organiques pour lesquelles les cations métalliques ont une forte affinité. Les échanges entre la phase solide et la solution ainsi que la complexation sont fortement influencés par le pH, suivi par la MO (Benoît *et al.*, 2014).

Ce phénomène de complexation retarde notamment le transport des virus et des bactéries dans le sol (Nasri, 2014). Certains microorganismes et certaines conditions de milieu, en particulier anaérobies, favorisent la production de substances à fort pouvoir de complexation d'éléments minéraux (fer, aluminium, cuivre, zinc, plomb, uranium). Il faut donc insister particulièrement sur l'importance de la microflore et de la microfaune du sol : ceux-ci jouent un rôle important dans la biodégradation des complexes organo-métalliques solubles, constitués d'un ou plusieurs ligands ou anions. Les microorganismes utilisent la partie organique du complexe comme source de carbone et d'énergie et libèrent le métal (Camuzard, 2004).

IV.2 Capacités de traitement du sol

IV.2.1 Matières organiques

L'élimination / dégradation des matières organiques contenues dans les EUT est mesurée par les paramètres DBO₅, DCO et MES (Anses, 2012).

La DBO₅ caractérise la pollution organique biodégradable. La présence de MO dans l'eau provoque généralement une diminution de la disponibilité de l'oxygène dissous posant ainsi un risque d'asphyxie pour la faune et la flore du milieu récepteur (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). La DCO caractérise la pollution organique totale, et inclut la DBO.

Les MES correspondent à la quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau. Leur élimination s'effectue par filtration mécanique. Les particules les plus grossières sont retenues à la surface du sol ou du massif filtrant et les particules plus fines sont retenues dans la porosité du sol. L'interception et la fixation sur les particules du sol s'exercent par des forces physiques de cohésion et des forces d'interaction chimique (principalement Van der Waals). La filtration mène à une accumulation des MES sur la surface d'infiltration menant à plus ou moins long terme au phénomène de colmatage, localisé plus ou moins en profondeur selon la taille des pores et à la structure du sol. Les matériaux de porosité grossière vont avoir tendance à colmater plus en profondeur. Par contre, un matériau trop fin va engendrer un colmatage en surface (Nasri, 2014).

La MO est également retenue, puis dégradée par oxydation sous l'action des microorganismes, principalement des bactéries hétérotrophes en présence d'oxygène. La matière particulaire, bloquée en surface, est décomposée par des exoenzymes afin de réduire leur taille moléculaire. La matière dissoute est fixée dans le massif par adsorption et échange d'ions, puis elle diffuse à travers un film liquide et rejoint enfin le biofilm avant d'être dégradée (Chabaud, 2007).

L'ensemble de ces processus permet d'obtenir un bon abattement de la MO par le sol, comme le montre plusieurs résultats d'études menées sur des EUB résumés dans le *Tableau 16*.

Tableau 16 : Résumé d'expériences traitant de la capacité de traitement de différents sols pour les matières organiques et en suspension présentes dans les eaux usées (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018)

Références	Dispositifs étudiés	Durée de l'expérience	Paramètres	Réduction moyenne (%)
Van Cuyk et al., 2001	Lysimètre de 90 cm constitué de sable	336 jours	MES	77
			DBO ₅	96
			DCO	83
	Lysimètre de 60 cm constitué de sable		MES	81
			DBO ₅	93
			DCO	83
Siegrist et al., 2000	Non spécifié	MES	> 90	
		DBO ₅	> 90	

Lowe & Siegrist, 2015	Cellule de sol sablo-limoneux	730 jours	COD ⁵	94
Rodgers et al., 2004	Filtre à sable	293 jours	MES	96
			DBO ₅	99
			DCO	90
Pound et al., 1978	Sol sablo-limoneux non saturé de 7m	30 ans	DBO ₅	96
			DCO	93

De manière générale, les processus de filtration, de microfiltration et de décomposition biologique aérobie éliminent plus de 90 % de la DBO (US-EPA, 2002). En revanche, la DCO est plus difficile à éliminer, car elle contient également de la MO lentement décomposable, d'où une durée d'élimination / dégradation plus longue comparée à celle nécessaire pour éliminer la DBO (Sato *et al.*, 2011). Concernant les MES, la rétention des MES dans les dépôts et le sol est très efficace, cependant cette rétention modifie les capacités d'infiltration du sol et peut conduire au colmatage. Un fonctionnement alterné et les racines des roseaux (*Phragmites australis*) contribuent à maintenir ses capacités d'infiltration (Boutin *et al.*, 2019).

Les résultats du *Tableau 16* concernent l'abattement par le sol des matières organiques contenues dans une EUB. Or, dans notre cas, il s'agira d'EUT dont une bonne partie de la MO aura déjà été éliminée lors du passage en station d'épuration. Ainsi, pour un système correctement entretenu, dimensionné et en conditions d'opération optimale, le risque de pollution des milieux récepteurs par la MO est jugé comme très faible (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018).

IV.2.2 Azote

L'azote est présent dans les EUT majoritairement sous la forme d'ions ammonium NH₄⁺ (DISE, 2009). Dans les systèmes de traitement utilisant le sol, ce cation peut être adsorbé sur les surfaces des minéraux d'argile qui sont chargées négativement. Ils peuvent ensuite être nitrifiés et dénitrifiés (Nasri, 2014).

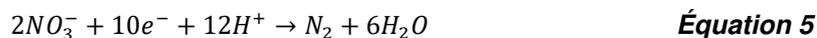
La principale voie de l'élimination de l'ammonium est ainsi son oxydation en ion nitrate NO₃⁻ par les bactéries nitrifiantes autotrophes. La nitrification de l'azote est un mécanisme en 2 étapes, la nitrification et la nitratisation, dont la réaction globale s'écrit :



Ces réactions nécessitent de l'oxygène et se produisent dans les premiers centimètres du massif. Il semble que ce soit la présence d'oxygène qui détermine la distribution de bactéries nitrifiantes et donc les profondeurs auxquelles pourront se dérouler les réactions (Chabaud, 2007).

⁵ Carbone Organique Dissous : Quantité de carbone exprimée en mg/L présent dans les matières organiques dissoutes, après filtration d'un échantillon d'eau sur une membrane de porosité 0,45 µm. Méthode de dosage adaptée pour l'analyse des eaux naturelles et potables. A ne pas confondre avec la DCO (en anglais, COD pour Chemical Oxygen Demand).

Le fonctionnement de la dénitrification biologique dans les sols est assuré par la microflore dénitrifiante, dont le niveau de population est rarement le facteur limitant de l'activité dénitrifiante dans les horizons de surface (Germon and Couton, 1999). La dénitrification est la réduction des nitrates en azote gazeux (N₂) en passant par la forme intermédiaire des nitrites NO₂⁻. Dans le cas d'une dénitrification incomplète en cas de sol saturé, le gaz émis sera du N₂O. La dénitrification peut être à l'origine de la disparition d'azote dans les massifs. Pour une eau usée, la réaction totale de dénitrification s'écrit :



Un milieu anoxique est nécessaire pour la réalisation de cette réaction, car les bactéries dénitrifiantes ont la faculté d'utiliser les nitrates à la place de l'oxygène pour décomposer la matière biodégradable (Abbar, 2018). Outre la présence de nitrates ou de nitrites et d'un milieu anoxique, la dénitrification nécessite une teneur en carbone organique suffisante. De plus, la cinétique de la dénitrification est dépendante de la température et elle est favorisée par des pH compris entre 7 et 8,6 (Chabaud, 2007). L'occurrence du processus de dénitrification est également favorisée dans les sols à grains fins (limons et argiles) et les sols stratifiés (alternance de grains fins et grossiers avec des limites distinctes entre les différentes couches de texture (US-EPA, 2002).

Ainsi, pour que l'azote global (NGL) soit éliminé, il faut que deux conditions antagonistes soient réunies : l'aérobiose pour la nitrification et l'anoxie pour la dénitrification. Au sein d'un massif filtrant, ces conditions peuvent être obtenues puisqu'il existe des zones oxygénées à proximité de la surface du sol et des microenvironnements anoxiques en profondeur ou sous les zones saturées (Chabaud, 2007).

Ollivier *et al.* (2013a) ont étudié l'évolution spatiale et temporelle de la composition chimique de l'eau et du sol pendant l'infiltration d'EUT à travers une colonne de sol pendant 18 mois (valeur moyenne de débit de 0,75 m³/j, soit 10,6 cm/j). La nitrification a été efficace dans les 1,5 m supérieurs du sol pendant les 8 premiers mois. Ce processus a permis d'éliminer 96 % de la concentration en NH₄ et 38% de celle en azote total. Par la suite, la charge en carbone organique des EUT et le flaquage de surface en raison du colmatage ont créé des conditions anoxiques qui ont conduit à la dénitrification. Le taux d'élimination de l'azote total a ainsi considérablement augmenté tout au long de l'expérience grâce à la dénitrification, pendant que le taux d'élimination du NH₄⁺ diminuait lentement.

Dans le cadre du projet ZRV, Boutin *et al.* (2019) ont étudié la réduction des concentrations d'azote des EUT par le sol. Cette efficacité dépend du type de sol, et une alimentation alternée en eau est nécessaire afin de sécuriser des conditions aérobies : dans le cas d'un sol argileux, le rendement d'élimination du NH₄⁺ est supérieur à 90 %, de 70-95 % pour un sol sablo-limoneux, et il dépasse 95 % pour un sol limoneux. Ainsi pour un sol limoneux, l'élimination du NGL, en absence d'introduction d'azote sous forme de NO₃⁻, correspond principalement à l'adsorption du NH₄⁺. Pour le sol sablo-limoneux (présence d'oxygène, minéralisation pendant les phases de repos et lixiviation des NO₃⁻), les rendements en NGL sont plus faibles que pour le sol limoneux.

IV.2.3 Phosphore

Le phosphore dans les effluents septiques existe principalement sous deux formes : les orthophosphates PO₄³⁻ qui représentent 80 % du phosphore et le phosphore organique, limité à 20 % (Chabaud, 2007). L'élimination du phosphore est majoritairement gouvernée par les phénomènes de précipitations chimiques et de sorption dans la matrice du sol. La formation de complexes de surface d'oxydes d'aluminium et de fer ou la précipitation de phosphates d'aluminium, de fer et/ou de calcium sont tous des mécanismes d'atténuation possibles demeurant toutefois réversibles (Eveborn *et al.*, 2014).

En ce qui concerne la capacité de sorption, elle est fortement dépendante de la granulométrie du sol, de sa minéralogie, de son potentiel d'oxydo-réduction et de son pH. À de faibles concentrations (< 5 mg/L), l'ion PO_4^{3-} est adsorbé sur la surface des minéraux de fer et d'aluminium pour des pH acides à neutres. En conditions neutres et alcalines, l'ion peut être adsorbé sur les minéraux calcaires (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). Lorsque les concentrations de phosphore augmentent, des précipités de phosphate se forment. La capacité du sol à retenir le phosphore est toutefois limitée. Avec une charge continue, on peut s'attendre à ce que le phosphore se déplace plus profondément dans le profil du sol. La capacité de rétention ultime du sol dépend de plusieurs facteurs, notamment de sa minéralogie, de la répartition de la taille des particules, du potentiel d'oxydo-réduction et du pH. Les sols à texture fine offrent théoriquement davantage de sites de sorption pour le phosphore (US-EPA, 2002).

Lorsque le pH augmente, les particules du sol sont chargées de plus en plus négativement, et l'adsorption des anions phosphates est donc diminuée. En outre, le cycle du phosphore est influencé par le potentiel d'oxydo-réduction : en milieu oxydé, l'adsorption est plus importante, tandis qu'en milieu réducteur, une plus grande quantité de phosphore est présente dans l'eau (phénomène de relargage à des potentiels rédox faibles). Enfin, une augmentation de la température favorise l'élimination du phosphore en stimulant la croissance bactérienne (Morvannou and Forquet, 2019). D'autre part, l'adsorption du phosphore diminue en conditions anaérobies, ce qui conduit à un relargage massif (Sato *et al.*, 2011)

Morvannou et Forquet (2019) ont montré que le sol a une capacité à retenir jusqu'à 95% du phosphore dans ses 30 premiers centimètres, dans le cas d'une ZRV, donc avec présence de roseaux pour compléter le traitement et le stockage (charge journalière s'élevant à 0,16 gPt/j et 0,12 gP- PO_4^{3-} /j en entrée). De même, Ollivier *et al.* (2013a) ont montré une diminution très importante de la concentration en phosphore après le passage des EUT dans une colonne de sol, celle-ci étant toujours en dessous de la limite de détection de 1 $\mu\text{mol/L}$, alors que la concentration d'entrée variait jusqu'à 13,7 $\mu\text{mol/L}$ pour une moyenne sur toute la durée de l'expérimentation d'environ 4 $\mu\text{mol/L}$.

IV.2.4 Micropolluants

Les micropolluants présents dans l'eau comprennent une multitude de composés minéraux et organiques dont les effets sur les organismes vivants peuvent être toxiques à de très faibles concentrations. On distinguera deux grands groupes de micropolluants : les micropolluants organiques et les micropolluants minéraux.

IV.2.4.1 Micropolluants organiques

Les micropolluants organiques regroupent plusieurs types de composés, d'origine naturelle, comme certains hydrocarbures, ou anthropique comme les composants industriels (plastiques, PCB, pesticides), les solvants et les détergents (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). Ils sont également appelés les « xénobiotiques », et sont généralement nuisibles à la vie dans et à la surface du sol. Ces composés sont retenus dans le sol par adsorption sur les argiles, les hydroxydes de fer ou de manganèse et la MO, puis immobilisés par sédimentation ou éliminés / dégradés grâce à l'activité microbienne du sol (Abbar, 2018).

Les substances en phase particulaire sont essentiellement sujettes à des mécanismes de sédimentation et de filtration des pores du sol, tandis que la rétention des formes en phase dissoute est gouvernée par des interactions physico-chimiques avec la matrice environnante. Les HAP peuvent en outre être sujets à certains processus de dissipation, mais la plupart d'entre eux sont relativement persistants dans les sols (Tedoldi *et al.*, 2019).

La plupart des microorganismes présents dans le sol est impliquée dans les processus de biodégradation des xénobiotiques, soit directement (bactéries, champignons, algues) grâce à leur capacité de dégradation, spécifique ou non, soit indirectement (algues, microfaune) par la régulation du niveau des populations efficaces pour la dégradation par les phénomènes de prédation ou de compétition pour les substrats minéraux ou pour les niches écologiques (Martins, 1993). La dégradation microbienne est ainsi un mécanisme important de l'élimination / dégradation des polluants organiques persistants (POP), rassemblant des composés pour la plupart fortement toxiques pour la santé humaine et animale, même à faible concentration (Ren *et al.*, 2018).

La biodégradabilité de nombreux composés organiques dans le sol dépend de la disponibilité de l'oxygène, ce qui restreint la zone de dégradation de ces polluants au 30 premiers centimètres du sol. Les composés halogénés, comme de nombreux solvants chlorés, sont généralement biodégradés dans des conditions anaérobies lorsque le dioxyde de carbone remplace l'oxygène. Les composés organiques aromatiques comme le benzène et le toluène, cependant, sont biodégradés principalement en conditions aérobies. Quant à l'élimination physique, les contaminants organiques sont adsorbés par la MO solide, généralement en proche surface, là où la MO est la plus abondante. Les solides organiques accumulés dans le réservoir et dans le profil du sol peuvent donc être d'importants agents de rétention des contaminants organiques (US-EPA, 2002).

Les pesticides sont l'un des groupes de micropolluants organiques éventuellement présents dans les EUT. Des phénomènes complexes d'adsorption par les complexes argilo-humiques ou de biodégradation peuvent intervenir lors de leur transfert dans le sol vers les nappes souterraines (Figure 24). Toutefois, leur devenir dans le sol reste complexe, et encore difficilement cernable, car il varie avec le type de molécules. La dégradation est un terme général qui regroupe plusieurs types de processus ayant tous en commun de transformer le produit initial en métabolites ou jusqu'à la minéralisation quand la dégradation est complète. Les dégradations abiotiques, l'hydrolyse et la photolyse font intervenir respectivement l'eau et la lumière. L'hydrolyse est particulièrement influencée par le pH et la température, et la photolyse dépend plutôt de l'humidité et de la localisation des solutés par rapport à la surface. Quand les microorganismes, champignons et bactéries, entrent en jeu, on parle de dégradation biotique. Ils dégradent les pesticides présents en solution, en particulier dans les zones fortement chargées en matières organiques comme les zones racinaires (Gatel, 2018). Une fois les molécules dégradées, leurs formes finales de dégradation peuvent parfois rester liées aux agrégats du sol de façon irréversible. Cependant, pour les pesticides, les molécules se désorbent dans la plupart des cas lors de changements de conditions environnementales ou au fur et à mesure des pluies, par lessivage. La minéralisation totale dépend de la stabilité chimique de la molécule et de facteurs abiotiques (température, humidité) et biologiques (microflore) (Alterre Bourgogne, 2012).

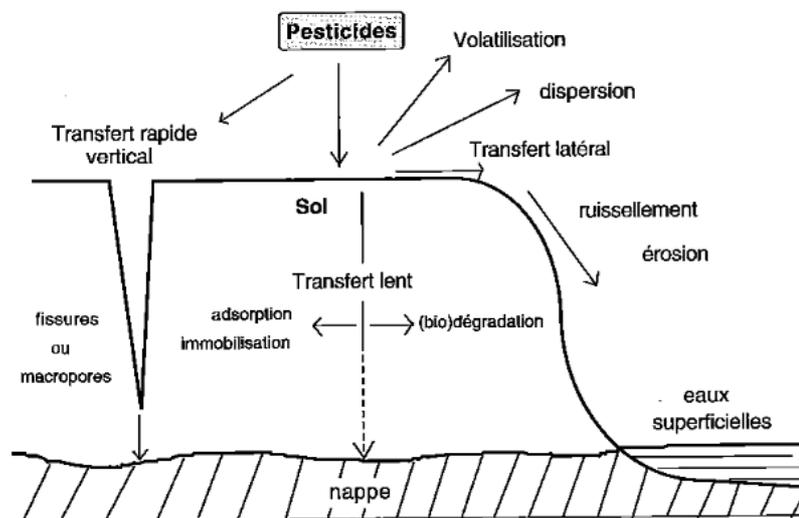


Figure 24 : Devenir des pesticides dans le sol (Alterre Bourgogne, 2012)

De nombreuses études ont été menées sur le transport et l'élimination des produits pharmaceutiques dans des colonnes de sol avec des écoulements non saturés. Leur mobilité dépend grandement du type de produit étudié. L'étude en particulier d'une colonne de sol argileux a montré de bons résultats de rétention dans un premier temps, mais la capacité de rétention totale reste toutefois limitée et tous les composés étudiés ont ensuite été lessivés à long terme (Banzhaf and Hebig, 2016). Selon le type de micropolluants organiques, la rétention est donc plus ou moins importante. Les concentrations retrouvées dans l'eau du sol sont faibles et quasiment toutes inférieures à celles mesurées dans les eaux d'entrée. Dans le cas d'un sol argileux, la concentration en hormones et pharmaceutiques diminue de plus de 70 %, et varie entre 30 et 70 % pour certains pesticides. D'autres micropolluants tels que certains alkylphenols et les perfluorés ne sont pas retenus. Les bons résultats sont principalement dus à la présence des argiles majoritairement responsables du phénomène d'adsorption (Boutin *et al.*, 2019).

Conn *et al.* (2010) ont étudié le devenir de certains composés organiques traces (caféine, triclosan, acide nitrilotriacétique, EDTA, ...) contenus dans les eaux usées, et qui ne sont pas dégradés lors de leur passage en STEU. L'infiltration de ces eaux à travers un sol sablo-limoneux a permis de réduire de plus de 90 % les concentrations des composés organiques traces cibles ; souvent, ces réductions ont été obtenues après la percolation des effluents à travers seulement 60 cm de sol. Toutefois il faudra être attentif car malgré de bons rendements éliminatoires, les 10% non éliminés pourraient avoir un impact non négligeable.

D'autre part, un même composé peut se comporter différemment dans des sols de textures ou structures différentes. Ceci nous laisse supposer que le comportement d'un produit chimique dépend de ses propriétés intrinsèques aussi bien que de la nature du milieu poreux dans lequel il se trouve (Martins, 1993). Il est également nécessaire de prendre en compte le fait que différents contaminants cohabitent dans un même milieu, et que les processus de dégradation peuvent en être modifiés. En effet, une étude menée sur l'évolution de 4 herbicides dans le sol a démontré que leur sorption diminuait en raison de la compétition pour les sites de sorption, impliquant pour les herbicides les plus récalcitrants un maintien prolongé dans l'état biodisponible, retardant potentiellement leur dégradation (Martins et Mermoud, 1998).

IV.2.4.2 Micropolluants minéraux

Les micropolluants minéraux sont représentés essentiellement par les ETM. Ceux-ci rassemblent un certain nombre de métaux, comme les métaux traces (Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Hg, Ni, Pb, Zn) et les métalloïdes (As, Se), qui peuvent être toxiques pour l'environnement selon leur concentration (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). Ces éléments sont présents de façon naturelle dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche-mère du sous-sol (Lemière *et al.*, 2001). Toutefois, ils restent naturellement peu abondants dans le milieu naturel, mais sont présents dans les EUT (Abbar, 2018).

Dans les sols, les ETM peuvent être associés à une phase solide ou sous forme soluble. Les formes associées à une phase solide (c'est-à-dire pour l'essentiel incluses dans les réseaux cristallins des minéraux ou adsorbées sur les argiles et/ou la MO) sont majoritaires. Les formes solubles (cations ou anions libres, complexes minéraux neutres, ...) bien que minoritaires, sont particulièrement importantes car elles sont les plus mobiles et les plus biodisponibles. Les ETM peuvent passer d'une forme mobile à une forme immobile dans les sols, à des vitesses variables sous l'influence de divers facteurs dont les principaux sont le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la CEC (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007).

Les métaux attachés à la phase solide peuvent être retenus par filtration des EUT. En revanche, la rétention des métaux sous forme soluble dépend de processus variés. Ces principaux processus contrôlent le potentiel de fixation/mobilité des métaux dans les systèmes d'infiltration. Il s'agit notamment d'adsorption sur les particules du sol, de complexation, de précipitation et d'interaction avec les molécules organiques. Comme la quantité de MO naturellement présente dans le sol sous la surface d'infiltration est généralement faible, la capacité d'échange de cations du sol et le pH de la solution de sol contrôlent la mobilité des métaux sous la surface d'infiltration. Les conditions acides peuvent réduire la sorption des métaux dans les sols, ce qui entraîne un risque accru de contamination des eaux souterraines (US-EPA, 2002).

Dans le cas d'une ZRV, une rétention de certains métaux a eu lieu (Al, Fe, Li, Mn et Rb). Le suivi a duré 18 mois, et aucun relargage vers la nappe n'a été observé. Cependant, aucun élément ne permet de prédire la durée de cette rétention, évolutive au cours du temps (cas du cadmium) (Boutin *et al.*, 2019). Ollivier *et al.* (Ollivier *et al.*, 2013b) ont étudié l'infiltration d'EUT dans une colonne de sol pendant 18 mois et ont, au contraire, constaté un relargage de manganèse et de nickel après 8 mois d'infiltration dû à l'apparition de conditions anaérobies. De manière générale, la distribution des métaux dans le sol est fortement dépendante du type de sol, et il serait donc nécessaire de multiplier les mesures sur chacun des types de sol afin de bien évaluer l'impact des EUT sur la répartition des métaux (Belaid, 2010)

A l'inverse des polluants organiques, les métaux sont des éléments chimiques, donc des substances persistantes. Les seules manières de les traiter sont ainsi soit de les extraire du milieu soit de les immobiliser. La première méthode est très coûteuse et la seconde trop hasardeuse, une modification du milieu (par exemple, l'inondation passagère du sol et l'anoxie qui en résulte) pouvant conduire à une augmentation de la biodisponibilité du métal. Toutefois, de nombreux organismes vivants sont à même de solubiliser et d'accumuler des ETM tout en les concentrant. A cet effet, les bactéries seraient les plus efficaces, suivies des champignons et des végétaux. Malheureusement, les bactéries sont elles-mêmes difficiles à extraire des sols où elles se trouvent, et il est délicat de contrôler la présence de champignons sur un milieu non approprié à leur développement. La décontamination du sol se fait donc par les plantes, on parle de phytoremédiation (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). Celle-ci permet de dépolluer les sols et de rétablir leurs fonctions en utilisant des variétés végétales spécifiques et en réduisant l'impact des polluants sur celles-ci (INRA, 2015).

Hormis les ETM, certains composés inorganiques sont susceptibles d'être considérés comme des polluants, dans la mesure où leur présence dans l'eau souterraine est susceptible de la rendre impropre à la consommation humaine. Cette catégorie comprend notamment les nitrates et nitrites, les fluorures et les cyanures. Les nitrates, nitrites et les sels de cyanures sont largement solubles dans l'eau dans les conditions physico-chimiques usuelles. Lorsqu'ils sont exposés sous forme solide au ruissellement, ils sont peu à peu dissous et entraînés par les eaux. Les nitrates et nitrites sont stables en tant que tels, et ne se dégradent que sous l'effet de réactifs oxydoréducteurs ou d'actions bactériennes. Les cyanures se dégradent rapidement sous l'effet de l'acidité, et donc ne sont pas stables à long terme dans les sols (Lemière *et al.*, 2001).

IV.2.5 Pathogènes

Les organismes pathogènes contenus dans les eaux usées peuvent être classés en quatre grands groupes : les protozoaires, les helminthes, les bactéries et les virus. Les deux mécanismes responsables de l'immobilisation de ces microorganismes sont la filtration et l'adsorption (la prédation n'ayant lieu qu'une fois les pathogènes retenus dans le sol)(Chabaud, 2007).

En effet, la grande taille des helminthes et des protozoaires (supérieure à 25 µm), semblable à celle des particules de limon, se traduit généralement par une filtration physique très efficace de ces entités par le sol. Des exceptions pourraient se produire dans le cas d'un sable grossier ou de sol fissuré. Cependant, les bactéries et les virus sont de taille beaucoup plus petite. Les premières peuvent être filtrées par un sol s'il est essentiellement argileux, les bactéries ayant une taille comprise entre 0,1 et 10 µm, taille plus importante que les particules d'argile. A l'inverse, les virus sont trop petits (10 nm à 350 nm) pour être filtrés, même pour les argiles très fines (Nasri, 2014).

Les virus et les bactéries les plus petites sont donc retenus dans le sol par adsorption. Le mécanisme met en jeu les forces attractives et répulsives entre les bactéries ou les virus (assimilés à des colloïdes) et le substratum (grains de sable) (Chabaud, 2007). L'adsorption des bactéries sur l'argile et les colloïdes organiques a lieu dans le cas où la solution du sol a une force ionique élevée et des valeurs de pH neutres à légèrement acides (US-EPA, 2002). L'adsorption des virus est meilleure dans les sols argileux, où elle est en grande partie due à des interactions électrostatiques à double couche et aux forces de Van der Waals. Cependant, l'adsorption des micro-organismes à la surface des grains du sol est un phénomène réversible, ce qui veut dire que les micro-organismes adsorbés peuvent se détacher des particules de sol et se désorber dans l'eau. Ils peuvent ensuite être ré-adsorbés plus loin, ou bien circuler jusqu'à la nappe (Nasri, 2014).

Une fois retenus, les bactéries et les virus peuvent être éliminés par des facteurs physiques, chimiques et biologiques. La survie des bactéries est fonction de facteurs abiotiques tels que l'humidité, le pH, la température, la teneur en MO et l'oxygène mais aussi de facteurs biologiques tels que la prédation (Chabaud, 2007). En effet, Tomaras et al. (2009) ont montré que les bactéries présentes dans les eaux usées meurent rapidement à leur entrée dans le sol à cause de la compétition importante avec la flore indigène du sol. Lorsque les bactéries entériques subissent la filtration des premiers centimètres du sol, elles rencontrent des conditions très différentes et souvent moins favorables que celles offertes par leurs hôtes (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). En conclusion, selon une estimation de l'US-EPA (US-EPA, 2002), près de 99 % des bactéries contenues dans les eaux usées traitées infiltrées dans le sol seraient éliminées dans les 30 premiers centimètres du sol.

L'élimination des virus dans le sol est plus complexe que celle des bactéries car les virus souvent liés aux colloïdes migrent ainsi avec ces derniers au sein du sol. Ils présentent ainsi des temps de survie beaucoup plus importants que ces dernières. L'augmentation de la température est le facteur le plus préjudiciable à la survie des virus dans le sol (Beupoil *et al.*, 2010). Une fois qu'ils sont retenus, le taux d'inactivation des virus est de 30 à 40 % par jour. S'ils ne sont pas désactivés, ils s'accumulent dans le sol et peuvent ensuite être libérés en raison de conditions extérieures, telles qu'un débit d'infiltration plus important ou de fortes pluies. De nombreuses études ont montré la présence de virus jusqu'à 3 mètres de profondeur en sol insaturé, ce qui signifie qu'ils peuvent circuler assez librement dans le sol. Une contamination des eaux souterraines peut alors en résulter (US-EPA, 2002). Au contraire, d'autres études ont montré une bonne élimination des virus, de 99 % dans les 30 premiers centimètres, ou encore de 3 log après un passage dans un profil de sable non saturé de 60 cm de profondeur (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). Les résultats du niveau d'abattement des virus par le sol ne font donc pas consensus.

Bien que de nombreuses études aient été réalisées sur le destin des bactéries et des virus dans les sols, peu de données semblent disponibles concernant les protozoaires et les helminthes. Compte tenu de leur taille et des milieux de vie propices à leur développement, il semble raisonnable de supposer que les mêmes performances de traitement peuvent être atteintes pour ces organismes pathogènes (Phalempin, Vanclooster and Gerin, 2018). Le *Tableau 17* présente quelques temps de survie typiques pour certaines espèces pathogènes dans les eaux usées et dans un profil de sol non saturé.

Tableau 17 : Temps de survie typiques de certains organismes pathogènes dans les eaux douces et usées ainsi que dans un profil de sol non saturé à une température de 20 à 30°C (US-EPA, 2002)

Pathogènes	Temps de survie typiques (jours)	
	En eau douce et usée	En sol non saturé
Entérovirus	< 120 mais souvent < 50	< 100 mais souvent < 20
Bactéries		
- Coliformes fécaux	< 60 mais souvent < 30	< 70 mais souvent < 20
- <i>Salmonella</i> spp	< 60 mais souvent < 30	< 70 mais souvent < 20
- <i>Shigella</i> spp.	< 30 mais souvent < 10	/
Protozoaires		
- Kystes d' <i>Entamoeba histolytica</i>	< 30 mais souvent < 15	< 20 mais souvent < 10
Helminthes		
- Œufs d' <i>Ascaris lumbricoïdes</i>	Plusieurs mois	Plusieurs mois

IV.3 Conclusion

Nous avons vu dans cette partie que le sol détient une grande capacité de traitement des contaminants contenus dans les EUT lors de leur migration dans le sol. Les processus majeurs rencontrés sont l'adsorption et l'activité biologique, mais on trouve aussi de la filtration, des réactions de dissolution-précipitation et la complexation.

En débarrassant les EUT d'une grande partie de leurs impuretés, le sol a donc un grand rôle épuratoire. Mais cette fonction a des limites dictées par les paramètres pédologiques du sol (porosité, taille du réservoir sol...), par les impuretés elles-mêmes (taille des résidus, molécules) et par des conditions externes (pluies, pente...). Les principales caractéristiques d'un sol mises en jeu sont sa texture et sa perméabilité, sa capacité de stockage, sa teneur en MO et l'activité des microorganismes, et son hydromorphie (Alterre Bourgogne, 2012). D'où la nécessité de caractériser le sol avant de mettre en place un système d'infiltration.

Cependant, nous en savons encore trop peu sur l'efficacité de ces processus. Les polluants majeurs, tels que le carbone, l'azote et le phosphore, ont été étudiés et sont très bien traités, mais l'élimination / dégradation des micropolluants minéraux et organiques ainsi que des pathogènes est encore peu maîtrisée.

Globalement, étudier l'impact des EUT sur un sol nécessite des approches pluridisciplinaires. Le sol, bien qu'il soit facilement accessible, est un milieu naturel très difficile à comprendre, étudier et prédire, d'autant plus lorsque l'on veut y injecter des EUT.



V Synthèse

V. Synthèse

L'objectif de cette bibliographie était d'évaluer les avantages et les inconvénients qu'aurait l'infiltration d'EUT vis-à-vis de la biodiversité des sols. Il s'agit de savoir s'il est pertinent de réaliser une zone d'infiltration en sortie de STEU afin d'apporter un traitement d'affinage aux EUT et si l'impact sur les sols est significatif ou non.

En sortie de station, les EUT contiennent encore des micropolluants, dont certains sont dangereux pour l'environnement. Cette composition varie toutefois en fonction du type de traitement dans la station, et de la présence ou non d'un traitement tertiaire, qui permet de diminuer considérablement la charge polluante des eaux avant de les infiltrer. En ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques des EUT, et parmi les paramètres étudiés (pH, conductivité et viscosité), seule la conductivité semble différer entre une eau naturelle et une eau usée, traitée ou non. En théorie, il s'agit donc du seul paramètre qui pourrait avoir une influence sur le dispositif d'infiltration et la qualité du sol, par rapport à une infiltration d'eau naturelle. Il faut également noter que les variations de charge hydraulique et de régime hydrique peuvent également avoir de l'influence sur le dispositif d'infiltration par rapport à un régime hydrique naturel (pluviométrie). Ces différents facteurs vont donc majoritairement être conditionnés par les caractéristiques du sol.

Le sol est une matrice complexe, qui, lorsqu'elle est détériorée, peut prendre des centaines d'années à revenir à son état général d'origine. L'étude initiale du sol est primordiale avant de mettre en place une zone d'infiltration, car ses caractéristiques conditionnent la pérennité et l'efficacité d'un tel ouvrage. Par exemple, la teneur en argiles doit être connue, car elle doit être suffisamment forte pour optimiser les processus de dégradation au sein du sol, mais suffisamment faible pour ne pas engendrer de difficultés d'infiltration. En effet, l'apport d'eau va avoir un certain nombre d'impact sur le sol. De manière générale, on constate à plus ou moins long terme l'apparition de différents phénomènes (colmatage, lessivage et engorgement) menant à une modification des propriétés du sol : porosité, pH, conductivité électrique, teneur en matières organiques, ... D'ailleurs, les études déjà menées ne sont pas unanimes sur les effets de l'infiltration, observant parfois une diminution, parfois une augmentation de ces paramètres souvent en lien avec la quantité d'eau apportée mais qui est rarement précisée dans ces dites études (notion de charge hydraulique journalière). Ces aires d'infiltration en sortie de station d'épuration sont des solutions extensives dont l'optimisation de la surface ne devra pas être une priorité car l'intensification du procédé pourrait engendrer une trop forte dégradation des sols. Une conclusion peut toutefois être tirée concernant les microorganismes du sol qui ne semblent pas ou peu affectés. Leur capacité à traiter les EUT n'est donc pas significativement modifiée. D'autre part les sols à composante limoneuse ou argileuse semble être de meilleurs substrats, en ce qui concerne les sols sableux et argileux il sera nécessaire de trouver des alternatives pour des questions de traitement ou d'infiltration.

Les processus de dégradation ayant lieu dans le sol sont multiples et dépendent à la fois de la composition du sol (texture et structure notamment) et de sa biodiversité. Il peut s'agir de filtration, d'activité biologique, de précipitation ou encore d'adsorption. Ces processus agissent en éliminant / dégradant différentes pollutions ou complémentirement, en traitant le même type de pollution. Selon la pollution étudiée, ces processus sont plus ou moins efficaces. Les pollutions carbonée, azotée et phosphorée présentent un bon rendement (bien que celui de l'azote soit plutôt aléatoire étant donnée la nécessité de combiner conditions aérobies et anoxiques pour l'éliminer totalement). Le rendement d'élimination / dégradation des micropolluants est plus variable car il dépend grandement de la famille de micropolluants considérée. On constate toutefois généralement un bon rendement, grandement favorisé par la présence d'argiles dans le sol (dans le cas d'un sol argileux, diminution de 70 % de la concentration en hormones et pharmaceutiques et de 30 à 70 % de celles de certains pesticides). Il faut toutefois rester attentif aux pourcentage non éliminés car ils sont loin de n'avoir aucun impact en engendrant des concentrations relativement grandes au sein de l'eau du sol. L'élimination des pathogènes est également bonne (99 % des bactéries éliminées), même si le devenir des virus est assez peu connu. De manière générale, la capacité d'abattement des polluants contenus dans les EUT

par le sol reste prometteuse, et doit donc être approfondie.

A la suite à cette synthèse, nous sommes maintenant en mesure de répondre aux questions posées au début de cette étude. Le sol peut effectivement constituer un outil non négligeable d'affinage supplémentaire des EUT. Ce dernier est en lien avec un ensemble de mécanismes (physiques, chimiques et biologiques) énumérés auparavant. Toutefois la capacité de traitement d'un type de sol lui est intrinsèque et évoluera au fil du temps du fait des modifications induites par l'infiltration d'EUT. Le dimensionnement d'un tel ouvrage d'infiltration reste donc complexe, car il dépend de nombreux paramètres différents. La généralisation ne pourra se faire qu'après une étude approfondie des différentes grandes classes de sols présentes. De plus, l'emploi d'un sol non remanié semble généralement plus approprié et présente des performances plus intéressantes, ainsi la réalisation d'expérimentations avec des sols remaniés pour le traitement complémentaire des EUT implique nécessairement un biais qui est préjudiciable aux performances (écoulement préférentiels, perte de la biomasse, etc).

Le couvert végétal a son rôle à jouer dans cette tâche car le réseau racinaire peut faciliter l'infiltration d'eau et limiter le colmatage de surface. De plus les plantes utilisent l'eau et les nutriments qu'elle contient pour leurs besoins physiologiques, même si cette part de pollution éliminée reste faible en proportion par rapport à la totalité importée.

La caractérisation des sols devra être impérative pour savoir dans quel état se trouve celui-ci avant, pendant et après l'infiltration d'EUT sur une échelle de plusieurs années. De larges recherches ont été menées sur ce domaine en se basant sur la qualité microbiologique des sols. La mise en œuvre de ces techniques peut s'avérer compliquée pour de simples opérateurs dans le cadre d'une tâche d'exploitation régulière. Il semble opportun d'envisager des indicateurs mésobiologiques (vers ou collemboles) (Jacques *et al.*, 2017) observables directement avec une loupe, descripteurs de l'état des sols à un instant T. Cette perspective intéressante pourra également faire l'objet d'un projet de recherche à proprement parler. En dernier lieu, il ne faut pas oublier les végétaux présents sur les zones d'infiltration, un changement naturel de population végétale pourrait également indiquer un changement de l'état du sol notamment en cas de salinisation.

Tout au long de cette synthèse, l'état de santé des sols et leurs caractéristiques sont ressortis comme des données primordiales pour envisager la création d'une zone d'infiltration. D'un point de vue fonctionnel, nous pouvons espérer que les sols ne soient pas perturbés par l'injection d'EUT du moment que leurs caractéristiques démontrent une aptitude à l'infiltration et que leur état de santé initial soit bon (indicateurs microbiologiques). Le maintien d'un taux de MO au sein des sols devrait être la condition impérative pour assurer la pérennité de ce type d'ouvrage ce qui devrait être le cas en infiltrant des EUT. L'arrêt définitif de leur l'infiltration laissera le sol s'appauvrir en MO et les grands épisodes pluvieux viendront lessiver les polluants ainsi stockés, notamment en lessivant les argiles. Dans ces conditions il paraît important d'envisager la création de ce type d'ouvrage en prenant en compte l'ensemble de son cycle de vie et notamment son devenir une fois que l'alimentation en EUT aura cessé, afin d'éviter le relargage massif de polluants vers la nappe lors d'épisodes de fortes précipitations par exemple et ne pas créer un site pollué.

Actuellement, le compromis entre les différentes caractéristiques du sol nécessaires à la création de ces ouvrages, la qualité et la quantité d'EUT que l'on envisage d'infiltrer, les objectifs de traitement envisagés et la durée d'exploitation de tels ouvrages est inévitable.



VI Perspectives

VI. Perspectives

Grâce aux études déjà réalisées sur l'épuration des EUT par le sol, nous sommes capables d'établir certaines conditions afin d'obtenir un dispositif d'infiltration le plus performant possible. Cependant, il reste encore beaucoup de paramètres qui n'ont pas encore été étudiés, comme les aspects microbiologiques et chimiques, et qui restent donc à investiguer.

Par exemple, Carroll *et al.* ont étudié les différences de traitement et de capacité d'infiltration de 6 types de sol. Les résultats ont montré qu'un podzosol (sol sableux et acide) présente les moins bonnes performances du fait d'une trop grande perméabilité (4 m/j) réduisant le temps de séjour de l'eau dans le sol. En revanche, les ferrosols (sol argilo-calcaire) et dermosols (sol limono-argileux) montrent tous les deux des réductions de plus 90 % de l'azote et du phosphore sans réduction majeure de la perméabilité du sol, ce qui indique une performance satisfaisante sur une longue période. Le sol choisi pour l'épuration doit avoir une capacité d'échange cationique élevée, contenir des matières organiques et des argiles et avoir une perméabilité moyenne (Carroll *et al.*, 2006).

Tedoldi *et al.* (2019) ont simulé le transfert de polluants dans le sol des ouvrages de filtration. L'étude a démontré que la saturation des capacités de rétention du sol peut survenir de manière relativement précoce si les capacités de rétention initiales sont faibles (dans le cas d'un sol sableux par exemple). Néanmoins, la durée de vie d'une zone d'infiltration peut être significativement améliorée par une modification de l'horizon superficiel, via un amendement organique par exemple, de façon à optimiser la rétention de la pollution dissoute. En outre, le fait de privilégier une arrivée d'eau la plus répartie possible à la surface des ouvrages s'avère être un moyen efficace de limiter la vitesse de migration des métaux dans le sol.

Pour prévoir le déplacement des polluants provenant des systèmes d'infiltration souterrains, il est important d'estimer le volume total de sol avec lequel les EUT seront en contact lorsqu'elles percoleront vers les eaux souterraines. On peut s'attendre à ce que les sols à texture fine et non structurée (par exemple, les argiles, les argiles limoneuses) dispersent l'eau et provoquent un contact avec un plus grand volume de sol que les sols grossiers, granulaires (par exemple, les sables) ou les sols à texture fine très structurés (par exemple, les limons argileux) ayant de grands pores continus. De plus, la vitesse du mouvement de l'eau et le degré de fluctuation de son élévation sont des facteurs importants (US-EPA, 2002).

Les sols sont des milieux qui s'aèrent naturellement et il faudra veiller au maintien des conditions aérobies de ce massif afin de maintenir sa capacité épuratoire. Cette bonne oxygénation passera nécessairement par un travail sur l'hydraulique afin de limiter le colmatage et l'engorgement des sols, mais également par un maintien de la macrofaune. Le volume d'eau journalier à infiltrer sera donc en rapport avec les capacités d'infiltration du milieu et l'on veillera à avoir une alimentation séquencée dans le temps (alternance d'alimentation) afin de prévoir des périodes de repos et d'alimentation qui ont déjà fait leur preuve sur d'autres ouvrages de traitement comme les filtres à sable et les filtres plantés de roseaux notamment pour des aspects d'optimisation de la répartition de l'eau et la gestion du colmatage.

Comme pour tout ouvrage de traitement des eaux usées, les dispositifs d'infiltration des EUT peuvent certainement émettre des GES dans des conditions particulières de dysfonctionnement (engorgement prolongé et colmatage entraînent l'apparition et le maintien de conditions anaérobies) (Bateman & Baggs, 2005; Ball, 2013; C. Li, Xiong, Huang, Xu, & Huang, 2020), toutefois la littérature à ce sujet est très faible lorsqu'il s'agit d'EUT et pourrait constituer un axe de recherche à développer (bilan comparatif de l'émission de CO₂, émission de N₂O, CH₄ voir H₂S).

En ce qui concerne la présence ou non de végétaux dans le dispositif, il semblerait que les plantes influencent les populations microbiennes du sol. Parmi l'immense biodiversité microbienne tellurique, la plante sélectionne des populations particulières, bien adaptées à l'environnement rhizosphérique. L'environnement ainsi constitué diffère selon le génotype de la plante. Cette sélection repose sur

l'aptitude physiologique des populations microbiennes à tirer au mieux profit des composés organiques libérés. Ainsi, il a été suggéré que les populations microbiennes sélectionnées par la plante seraient favorables à sa croissance et à sa santé, et contribueraient à son adaptation en situations de faible fertilité et/ou de fortes densités de populations pathogènes. A titre d'exemple, le déclin du piétin échaudage du blé a été attribué à la sélection par les racines infectées par l'agent pathogène de populations bactériennes productrices d'antibiotiques, ce qui a probablement contribué au maintien de cette espèce végétale. De plus, il semble que les bactéries favorisent l'établissement de la symbiose entre les plantes et les mycorhizes, champignons transférant à la plante du phosphore et de l'azote en échange des nutriments organiques et énergétiques qu'elle a fabriqués lors de la photosynthèse. Des processus de coévolution plantes-microorganismes impliquant des bénéfices réciproques ont probablement lieu (INRA, 2015).

Par la phytoremédiation, les plantes peuvent également contribuer à puiser dans le sol une part de pollution nécessaire pour leur métabolisme, en absorbant les métaux notamment. Ces plantes sont ensuite récoltées, incinérées, et les cendres confinées ou les métaux extraits. En outre, la végétation dispose d'un temps de réaction dix fois plus rapide que le sol suite à un changement. Elle serait donc un bon indicateur de la qualité du sol (Gobat, Aragno and Matthey, 2010). Pour ces raisons, il pourrait être important que la zone d'infiltration mise en place dispose d'une végétation.

Il se dégage de ce travail bibliographique que les services écosystémiques rendus par les sols sont de plus en plus valorisés, notamment pour leur capacité à réguler les polluants majeurs. Dans le cadre des EUT, les sols sont perçus comme un bioréacteur pour le traitement des polluants majeurs (C, N et P), des pathogènes et des micropolluants. Le constat est d'autant plus flagrant en ce qui concerne la biodiversité microbienne des sols où la connaissance de l'impact d'injection d'EUT reste très partielle. Ce projet s'intègre dans un contexte national et international de préservation des sols, et de prise de conscience générale de la fragilité du sol. Aujourd'hui, les outils de caractérisation du sol à un instant donné sont disponibles mais ne permettent pas de prédire son évolution dans le temps. De plus, le dimensionnement des ouvrages en fonction d'objectifs divers en tenant compte de la nature du sol et des impacts potentiellement générés, n'est pas maîtrisé.

Ainsi, il existe un manque d'outils pour fournir aux acteurs opérationnels (Agence de l'eau, communes, etc.) des informations pertinentes pour le dimensionnement de ces systèmes. Une perspective à moyen terme serait de proposer des bases de dimensionnement en tenant compte des objectifs opérationnels (infiltration totale ou partielle, traitement complémentaire, réduction des micropolluants et réduction des pathogènes), pour différents types de sol et différents paramètres (charge appliquée, état de santé du sol). Le but serait de proposer des solutions spécifiques aux EUT pour :

- ❖ Minimiser la dégradation du sol en place (salinisation, colmatage, déstockage du carbone).
- ❖ Limiter l'impact potentiel généré sur le sol d'un point de vue de la biodiversité microbienne (diversité des espèces présentes).
- ❖ A terme, trouver un équilibre entre performances de traitement et maintien des fonctionnalités des sols.

Bibliographie

Abbar, B. (2018) *Influence de la physico-chimie des eaux de ruissellement sur la vulnérabilité des ouvrages de rétention*.

ADEME (2012) 'Diversité Taxonomique Microbienne (pyroséquençage)'.

Agence de Bassin Loire-Bretagne (1980) *L'assainissement individuel : principes et techniques actuelles*.

Agence de l'eau Rhin-Meuse (2007) *Les procédés d'épuration des petites collectivités*.

Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (2005) *Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes : recommandations techniques pour la conception et la réalisation*.

Alexandre, O. et al. (1997) *Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités, Document Technique FNDAE*. Available at: <http://www.fndae.fr/documentation/PDF/fndae22web-2.pdf>.

Alterre Bourgogne (2011) 'Les sols : un support vivant, des services multiples', *Repères*, (N°58).

Alterre Bourgogne (2012) *Les sols : des fonctionnalités à mieux connaître pour une meilleure utilisation*.

Alves, P. F. S. et al. (2019) 'Soil chemical properties in banana crops fertigated with treated wastewater', *Revista Caatinga*, 32(1), pp. 234–242. doi: 10.1590/1983-21252019v32n123rc.

Anses (2012) 'Réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et le lavage des voiries', *Avis de l'Anses*, p. 33.

ANSES (2012) 'Réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation des cultures, l'arrosage des espaces verts par aspersion et le lavage des voiries', *Avis de l'Anses*, p. 33.

Arnaut, L., Sebastiao, F. and Burrows, H. (2006) *Chemical Kinetics : From molecular structure to chemical reactivity*.

ARPE (2017) *Les Bio-Réacteurs à Membranes en Provence-Alpes-Côte d'Azur*.

Audebert, M. (2015) *Développement d'une méthode de contrainte des modèles hydrodynamiques par une stratégie d'analyse des données géophysiques ERT: application aux écoulements de lixiviats dans les massifs de déchets*.

Ayers, R. S. and Westcot, D. W. (1985) *Water quality for agriculture*.

Baize, D. et al. (2002) '100 years spreading of urban waste water on market-garden soils close to Paris (France): subsequent impacts and hazards', *17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand*, (April 2015), pp. 204–210.

Baize, D. (2004) *Petit lexique de pédologie*.

Baize, D. and Jabiol, B. (1995) *Guide pour la description des sols*.

Ball, B. C. (2013) 'Soil structure and greenhouse gas emissions: a synthesis of 20 years of experimentation', *European Journal of Soil Science*, 64(3), pp. 357–373. doi: 10.1111/ejss.12013.

Banzhaf, S. and Hebig, K. H. (2016) 'Use of column experiments to investigate the fate of organic micropollutants - A review', *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(9), pp. 3719–3737. doi: 10.5194/hess-20-3719-2016.

Bateman, E. J. and Baggs, E. M. (2005) 'Contributions of nitrification and denitrification to N₂O

- emissions from soils at different water-filled pore space', *Biology and Fertility of Soils*, 41(6), pp. 379–388. doi: 10.1007/s00374-005-0858-3.
- Baveye, P. *et al.* (1998) 'Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, pp. 123–191. doi: 10.1080/10643389891254197.
- Beach, D. N. H. *et al.* (2005) 'Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation', *Journal of Hydrology*. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.01.024.
- Bear, J. (1972) *Dynamics of Fluids in Porous Media*.
- Beaupoil, A. *et al.* (2010) 'Risques sanitaires liés à la réutilisation d'eaux usées traitées pour l'aéroaspersion des espaces verts', p. 61. Available at: http://documentation.ehesp.fr/memoires/2010/persan_igs/aeroaspersion.pdf.
- Bedbabis, S. *et al.* (2014) 'Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate', *Journal of Environmental Management*. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.11.007.
- Belaid, N. (2010) *Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax : salinisation , accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques*.
- Benoît, P. *et al.* (2014) 'Conséquences de l'épandage de Mafor en termes de contamination de l'environnement'.
- Berland, J.-M. *et al.* (2001) *Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités*.
- Blanchart, E., Peigné, J. and Vian, J.-F. (2010) *Les organismes du sol*. Available at: https://www.supagro.fr/ress-pepites/OrganismesduSol/co/4_1c_OSdiversite.html.
- Bot, A. and Benites, J. (2005) *The importance of soil organic matter*. doi: 10.5194/soil-1-707-2015.
- Bourbon, B. *et al.* (2015) 'Les traitements tertiaires : pour quoi faire ?', in *14è Séminaire Eau*, p. 30.
- Bourrié, G. *et al.* (2018) *Série Les sols Volume 3 Les sols au cœur de la zone critique*.
- Boutin, C. *et al.* (2019) *Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation*.
- Boutin, C., Héduit, A. and Helmer, J.-M. (2009) 'Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées', *Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2008; action 28 : 'Réutilisation des eaux traitées'*, p. 100. Available at: http://www.onema.fr/IMG/pdf/2009_038.pdf.
- Braudeau, E., Frangi, J. P. and Mohtar, R. H. (2004) 'Characterizing nonrigid aggregated soil-water medium using its shrinkage curve', *Soil Science Society of America Journal*, 68(2), pp. 359–370. doi: 10.2136/sssaj2004.3590.
- Briandet, R. and Naïtali, M. (2019) *Biofilms, la vie des microbes en société*. Editions Q.
- Bruand, A. and Coquet, Y. (2005) 'Les sols et le cycle de l'eau', *Science du Sol et Environnement*, (1), pp. 345–363. Available at: <http://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00090203/>.
- Brunsch, A. F. *et al.* (2018) 'Retention soil filter as post-treatment step to remove micropollutants from sewage treatment plant effluent', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 637–638, pp. 1098–1107. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.063.
- Buckingham, E. (1907) *Studies on the movement of soil moisture*.

- Calvet, R. (2003a) *Le sol : propriétés et fonctions. Tome 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces*.
- Calvet, R. (2003b) *Le sol : propriétés et fonctions. Tome 2 : Phénomènes physiques et chimiques*.
- Camuzard, J.-P. (2004) *Le sol, un milieu complexe au pouvoir épurateur limité*.
- Carre, E. (2017) 'Qualité biologique des eaux usées traitées en vue de la réutilisation'.
- Carroll, S. *et al.* (2006) 'Assessment via discriminant analysis of soil suitability for effluent renovation using undisturbed soil columns', *Geoderma*, 131(1–2), pp. 201–217. doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.022.
- Cellule Etat de l'Environnement Wallon (2007) 'Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007', p. 736.
- Chabaud, S. (2007) *Influence du biofilm sur les performances des systèmes de traitement par infiltration dans le sol : application à l'assainissement non collectif*.
- Chantigny, M. and Angers, D. (2005) 'Activité microbiologique et qualité des sols : quoi de neuf sous nos pieds ?', *Colloque en agroenvironnement : Des outils d'intervention à notre échelle*, pp. 1–10.
- Choubert, J. M., Martin-Ruel, S., *et al.* (2011) 'Évaluer les rendements des stations d'épuration : apports méthodologiques et résultats pour les micropolluants en filières conventionnelles et avancées', *Techniques - Sciences - Methodes*, a(1–2), pp. 44–62. doi: 10.1051/tsm/201101044.
- Choubert, J. M., Martin Ruel, S., *et al.* (2011) 'Limiting the emissions of micro-pollutants : what efficiency can we expect from wastewater treatment plants ?', *Water Science and Technology*, 63(1), pp. 57–65. doi: 10.2166/wst.2011.009.
- Christou, A. *et al.* (2014) 'Impact assessment of the reuse of two discrete treated wastewaters for the irrigation of tomato crop on the soil geochemical properties, fruit safety and crop productivity', *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier B.V., 192, pp. 105–114. doi: 10.1016/j.agee.2014.04.007.
- Clément, R. *et al.* (2018) 'Caractérisation de l'évolution des infiltrations d'eaux usées traitées dans les zones de rejet végétalisée', pp. 1–5.
- Commission européenne (1986) 'Directive du Conseil du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture', 16, pp. 1–13.
- Communauté de Communes Entre Aire et Meuse (2012) 'Documentation Technique Assainissement Non Collectif'.
- Conn, K. E. *et al.* (2010) 'Fate of trace organic compounds during vadose zone soil treatment in an onsite wastewater system', *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(2), pp. 285–293. doi: 10.1002/etc.40.
- Conseil de l'Europe (1976) 'Charte européenne des sols', *Revue Juridique de l'Environnement*, n°3-4, pp. 421–424.
- Coquery, M. *et al.* (2011) 'Mesurer les micropolluants dans les eaux usées brutes et traitées : Protocoles et résultats pour l'analyse des concentrations et des flux', *Techniques - Sciences - Methodes*, (1–2), pp. 25–43.
- Corning, E. *et al.* (2016) 'The Carbon Cycle and Soil Organic Carbon', *Agronomy Fact Sheet Series*, (C), p. 2.
- Van Cuyk, S. *et al.* (2001) 'Hydraulic and purification behaviors and their interactions during

- wastewater treatment in soil infiltration systems', *Water Research*, 35(4), pp. 953–964. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00349-3.
- Darcy, H. (1856) *Les fontaines publiques de la ville de Dijon : exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau*. Victor Dal. Paris.
- Dère, C. *et al.* (2006) 'Reconstitution des apports en éléments traces métalliques et bilan de leur migration dans un Luvisol sableux soumis à 100 ans d'irrigation massive par des eaux usées brutes', *Comptes Rendus - Geoscience*, 338(8), pp. 565–573. doi: 10.1016/j.crte.2006.02.006.
- DISE (2009) *Aires d'infiltration des stations d'épuration : guide de conception et de gestion*.
- Djabelkhir, K. (2015) *Développement d'une modélisation du devenir de pesticides à l'échelle d'un versant au sein d'une plateforme hydrologique, prise en compte de la macroporosité*.
- Djedidi, N. and Hassen, A. (1991) 'Propriétés physiques des sols et pouvoir colmatant des eaux usées en fonction de leur degré de traitement', *Cah. ORSTOM*, XXVI(1), pp. 3–10.
- Doussan, C. and Ruy, S. (2009) 'Prediction of unsaturated soil hydraulic conductivity with electrical conductivity', *Water Resources Research*, 45(10), pp. 1–12. doi: 10.1029/2008WR007309.
- Dousset, S. and Mouvet, C. (1997) 'Lessivage de la terbuthylazine et de l'atrazine en colonnes de sol au laboratoire', pp. 335–342.
- Eglin, T. *et al.* (2010) 'La vie cachée des sols', *MEDDTL*, p. 20.
- Elfanssi, S., Ouazzani, N. and Mandi, L. (2018) 'Soil properties and agro-physiological responses of alfalfa (*Medicago sativa* L.) irrigated by treated domestic wastewater', *Agricultural Water Management*. Elsevier, 202(February), pp. 231–240. doi: 10.1016/j.agwat.2018.02.003.
- Epnac (2006) 'Exploitation des stations d'épuration', p. 81.
- Espinoza, L. *et al.* (2005) 'The Nitrogen and Phosphorous Cycle in Soils', *Agriculture and Natural Resources*, pp. 1–4.
- Eveborn, D. *et al.* (2014) 'Phosphorus in soil treatment systems: Accumulation and mobility', *Water Research*. Elsevier Ltd, 64, pp. 42–52. doi: 10.1016/j.watres.2014.06.034.
- Faby, J. A. (1998) 'L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation', *Document Technique FNDAE*, 11(Hors-série).
- Faybishenko, B. *et al.* (2016) 'Preface to the Special Issue of Vadose Zone Journal on Soil as Complex Systems', *Vadose Zone Journal*, 15(2), p. vzj2016.01.0005. doi: 10.2136/vzj2016.01.0005.
- Forquet, N. (2015) 'WetClog _ mod : Modelling suspended solid transport in vertical flow constructed wetlands'.
- Forquet, N., Bisone, S. and Clément, R. (2017) 'Etudes préalables sur site : une méthodologie pour décrire un site et choisir les points d'échantillonnage et/ou de mesure de capacité d'infiltration', pp. 1–31.
- Ganjegunte, G. *et al.* (2017) 'Effects of treated municipal wastewater irrigation on soil properties, switchgrass biomass production and quality under arid climate', *Industrial Crops and Products*. Elsevier B.V., 99, pp. 60–69. doi: 10.1016/j.indcrop.2017.01.038.
- Gatel, L. (2018) *Construction et évaluation d'un modèle de transport de contaminants réactifs couplé surface-subsurface à l'échelle du versant*.
- Gatica, J. and Cytryn, E. (2013) 'Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in the soil microbiome', *Environmental Science and Pollution Research*, 20(6), pp. 3529–3538. doi:

10.1007/s11356-013-1505-4.

Germon, J. and Couton, Y. (1999) 'La dénitrification dans les sols : régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution', *Courrier de l'environnement de l'INRA*, (38), pp. 67–74.

Gill, L. W. *et al.* (no date) 'The Efficiencies of Subsoils for on-site wastewater disposal with respect to Endocrine Disrupting Chemicals Small Scale Study prepared for the Environment Protection Agency'.

Girard, M.-C. *et al.* (2011) *Sols et environnement*.

Gis Sol (2011) 'L'Etat des sols de France.', *Groupement d'intérêt scientifique sur les sols*, p. 188.

Gobat, J.-M., Aragno, M. and Matthey, W. (2010) *Le sol vivant : bases de pédologie - Biologie des sols*.

Gonzalez-Merchan, C. (2012) 'Amélioration des connaissances sur le colmatage des systèmes d'infiltration d'eaux pluviales', *Institut National des Sciences Appliquées de Lyon*, Thèse, p. 298.

Gril, J. J. (1977) 'Comparaison des méthodes de mesure de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol : quelques résultats d'essais et application aux tests de dimensionnement de l'épandage souterrain d'effluents domestiques'.

Gril, J. J. (1980) 'L'épandage des eaux usées domestiques : études préalables de l'aptitude des sols et règles de dimensionnement des installations'.

Hendrickx, J. M. H. and Flury, M. (2001) 'Uniform and Preferential Flow Mechanisms in the Vadose Zone', in *Conceptual models of flow and transport in the fractured vadose zone*, *National Academy of Sciences, Washington, DC*, pp. 149–187.

Hentati, O. *et al.* (2014) 'Effects of long-term irrigation with treated wastewater on soil quality, soil-borne pathogens, and living organisms: Case study of the vicinity of El Hajeb (Tunisia)', *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(5), pp. 2671–2683. doi: 10.1007/s10661-013-3570-z.

Hillel, D. (2004) *Environmental Soil Physics*.

Huber, G. and Schaub, C. (2011) 'La fertilité des sols : L'importance de la matière organique'.

Ibekwe, A. M., Gonzalez-Rubio, A. and Suarez, D. L. (2018) 'Impact of treated wastewater for irrigation on soil microbial communities', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 622–623, pp. 1603–1610. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.039.

INRA (2015) *Le sol : une ressource pour la vie*. doi: 10.3406/ingeo.1937.6212.

INRA (no date) *Diversité taxonomique microbienne*. doi: 10.1007/s13593-013-0162-9.

Jacques, M. T. *et al.* (2017) 'Safety assessment of nanopesticides using the roundworm *Caenorhabditis elegans*', *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Academic Press, 139, pp. 245–253. doi: 10.1016/J.ECOENV.2017.01.045.

Klay, S. *et al.* (2010) 'Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia)', *Desalination*. Elsevier B.V., 253(1–3), pp. 180–187. doi: 10.1016/j.desal.2009.10.019.

Kwey, M. M., Kalala, S. and Banza, J. (2015) 'Etude de cas sur l'impact des amendements organiques vis-à-vis de la salinité en culture de bananier', *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 11(3), pp. 152–160.

Lazarova, V. and Brissaud, F. (2007) 'Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France', *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 299(Unesco), pp. 43–53.

Legros, J.-P. (2012) 'C'est quoi un sol ?'

Lejon, D. P. H. *et al.* (2008) 'Copper dynamics and impact on microbial communities in soils of variable organic status', *Environmental Science & Technology*, 42(8), pp. 2819–2825.

Lemanceau, P. *et al.* (2014) 'Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology', *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), pp. 67–81. doi: 10.1007/s13593-014-0247-0.

Lemière, B. *et al.* (2001) 'Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes', *Brgm* 300, p. 39. Available at: www.developpement-durable.gouv.fr/.

Li, B. *et al.* (2019) 'Microbial assessments of soil with a 40-year history of reclaimed wastewater irrigation', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 651, pp. 696–705. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.193.

Li, C. *et al.* (2020) 'Impact of irrigation and fertilization regimes on greenhouse gas emissions from soil of mulching cultivated maize (*Zea mays* L.) field in the upper reaches of Yellow River, China', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 259, p. 120873. doi: 10.1016/J.JCLEPRO.2020.120873.

Li, Y. H. *et al.* (2015) 'Application of subsurface wastewater infiltration system to on-site treatment of domestic sewage under high hydraulic loading rate', *Water Science and Engineering*. Elsevier Ltd, 8(1), pp. 49–54. doi: 10.1016/j.wse.2015.01.008.

Lloyd, N. A., Nazaret, S. and Barkay, T. (2018) 'Whole genome sequences to assess the link between antibiotic and metal resistance in three coastal marine bacteria isolated from the mummichog gastrointestinal tract', *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier, 135, pp. 514–520. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.07.051.

Lowe, K. S. and Siegrist, R. L. (2015) 'Controlled Field Experiment for Performance Evaluation of Septic Tank Effluent Treatment during Soil Infiltration', *Journal of environmental engineering*, 134(2), pp. 93–101. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134.

Martinho, E. *et al.* (2010) 'An experimental study of the diesel biodegradation effects on soil biogeophysical parameters', *Water, Air, and Soil Pollution*, 206(1–4), pp. 139–154. doi: 10.1007/s11270-009-0092-y.

Martins, J. (1993) *Les aspects hydrodynamiques, physico-chimiques et biologiques du devenir des pesticides dans les sols : Application au transfert du Pentachlorophenol en colonnes.*

Martins, Jean (2008) *Microbiogéochimie, transfert réactif et impact des micropolluants dans les sols. Approche couplé multi-échelles et modélisation.*

Martins, J. and Mermoud, A. (1998) 'Sorption and degradation of four nitroaromatic herbicides in mono and multi-solute saturated/unsaturated soil batch systems', *Journal of Contaminant Hydrology*, 33(1–2), pp. 187–210. doi: 10.1016/S0169-7722(98)00070-9.

Massenet, J.-Y. (2010) 'Les constituants solides du sol', *Cours de pédologie forestière*, 3.

Massenet, J.-Y. (2013a) 'Chimie du sol', *Cours de pédologie forestière*, 5, p. 49.

Massenet, J.-Y. (2013b) 'Chimie du sol', *Cours de pédologie forestière*, 5, p. 49. Available at: <http://jymassenet-foret.fr/cours/pedologie/PEDO5.pdf>.

Massenet, J.-Y. (2013c) 'Propriétés physiques du sol', *Cours de pédologie forestière*, 4, pp. 1–54. doi: 10.1163/ej.9789028605220.433-533.5.

McKinley, J. W. and Siegrist, R. L. (2011) 'Soil clogging genesis in soil treatment units used for onsite wastewater reclamation: A review', *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(24), pp. 2186–2209. doi: 10.1080/10643389.2010.497445.

- Mercoiret, L. (2010) 'Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités Application aux agglomérations d'assainissement'.
- Miquel, G. (2003) 'La qualité de l'eau et de l'assainissement en France - Rapport législatif 215 tome2', p. 293.
- Mishra, S. K. *et al.* (2019) 'Valuation of ecosystem services in alternative bioenergy landscape scenarios', *GCB Bioenergy*, 11(6), pp. 748–762. doi: 10.1111/gcbb.12602.
- Miyamoto, S. and Chacon, A. (2006) 'Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water. II. Soil factors', *Landscape and Urban Planning*, 77(1–2), pp. 28–38. doi: 10.1016/j.landurbplan.2004.12.011.
- Mkhinini, M. *et al.* (2019) 'Effect of treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate) on the biochemical and transcriptomic response of earthworms *Eisenia andrei*', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 647, pp. 1245–1255. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.449.
- Morugán-Coronado, A. *et al.* (2011) 'Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil', *Soil and Tillage Research*, 112(1), pp. 18–26. doi: 10.1016/j.still.2010.11.004.
- Morvannou, A. and Forquet, N. (2019) 'Projet ROSEEV : ROle du Sol dans les zonEs de rEjet Végétalisées Devenir du phosphore et colmatage'.
- Musy, A. and Soutter, M. (1991) *Physique du sol*.
- Nasri, B. (2014) *Évaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié*.
- Nazaret, S., Brothier, E. and Ranjard, L. (2003) 'Shifts in diversity and microscale distribution of the adapted bacterial phenotypes due to Hg(II) spiking in soil', *Microbial Ecology*, 45(3), pp. 259–269.
- Negreanu, Y. *et al.* (2012) 'Impact of treated wastewater irrigation on antibiotic resistance in agricultural soils', *Environmental Science & Technology*, 46, pp. 4800–4808. doi: 10.1007/s11356-013-1505-4.
- Obayomi, O. *et al.* (2019) 'Importance of soil texture to the fate of pathogens introduced by irrigation with treated wastewater', *Science of the Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.378.
- Ollivier, P. *et al.* (2013a) 'Linking water quality changes to geochemical processes occurring in a reactive soil column during treated wastewater infiltration using a large-scale pilot experiment: Insights into Mn behavior', *Chemical Geology*. Elsevier, 356, pp. 109–125. doi: 10.1016/j.chemgeo.2013.07.023.
- Perevochtchikova, M. *et al.* (2019) 'Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992–2017', *Ecosystem Services*, 36. doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100900.
- Petitjean, A., Forquet, N. and Boutin, C. (2016) 'Oxygen profile and clogging in vertical flow sand filters for on-site wastewater treatment', *Journal of Environmental Management*, 170. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.12.033.
- Phalempin, M., Vanclooster, M. and Gerin, P. A. (2018) 'Mission de guidance sur le traitement approprié et la capacité épuratoire des sols', *Convention d'étude entre le Earth & Life Institute de l'Université catholique de Louvain et la Direction générale opérationnelle Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement*, p. 226.
- Pierzynski, G. M. (1991) 'The Chemistry and Mineralogy of Phosphorus in Excessively Fertilized Soils', *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(3–4), pp. 265–295. doi: 10.1080/10643389109388418.

- Le Pimpec, P. *et al.* (2011) *Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques*.
- Portell, X. *et al.* (2018) 'Microscale heterogeneity of the spatial distribution of organic matter can promote bacterial biodiversity in soils: Insights from computer simulations', *Frontiers in Microbiology*, 9(July), pp. 1–16. doi: 10.3389/fmicb.2018.01583.
- Pound, C. E., Crites, R. W. and Olson, J. V. (1978) 'Long-term effects of land application of domestic wastewater : Hollister, California, Rapid infiltration site'.
- Predelus, D. *et al.* (2014) 'Colloidal particle transport in unsaturated porous media : Influence of flow velocity and ionic strength on colloidal particle retention', in *Conference: EGU General Assembly*.
- Ben Rajeb, A. *et al.* (2009) 'Soil microbial growth and biofilm expansion assessment under wastewater infiltration percolation treatment process: column experiments', *Desalination*. Elsevier B.V., 246(1–3), pp. 514–525. doi: 10.1016/j.desal.2008.04.060.
- Ranjard, L. *et al.* (2006) 'Field and microcosm experiments to evaluate the effects of agricultural Cu treatment on the density and genetic structure of microbial communities in two different soils', *FEMS Microbiology Ecology*, 58(2), pp. 303–315. doi: 10.1111/j.1574-6941.2006.00157.x.
- Ranjard, L. (2017) 'La qualité microbiologique des sols agricoles'.
- Remon, E. (2006) *Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution*.
- Ren, X. *et al.* (2018) 'Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 610–611, pp. 1154–1163. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.089.
- Richards, L. A. (1931) 'Capillary conduction of liquids through porous mediums', *Physics*, 1, pp. 318–333.
- Rodgers, M. *et al.* (2004) 'Organic carbon and ammonium nitrogen removal in a laboratory sand percolation filter', *Journal of Environmental Science and Health*, 39(9), pp. 2355–2368.
- Rotbardt, A. (2011) 'Réutilisation des eaux usées traitées - Perspectives opérationnelles et recommandations pour l'action', p. 91.
- Ruel, S. M. and Coquery, M. (2009) 'Devenir d'œstrogènes et de bêtabloquants dans les filières eau', 717.
- Ruppelt, J. P. *et al.* (2019) 'Redox potential as a method to evaluate the performance of retention soil filters treating combined sewer overflows', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 650, pp. 1628–1639. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.043.
- Ruttenberg, K. C. (2013) 'The Global Phosphorus Cycle', *Treatise on Geochemistry: Second Edition*, 10, pp. 499–558. doi: 10.1016/B978-0-08-095975-7.00813-5.
- Sato, K. *et al.* (2011) 'Quantitative evaluation of treatment processes and mechanisms of organic matter, phosphorus, and nitrogen removal in a multi-soil-layering system', *Soil Science and Plant Nutrition*, 57(3), pp. 475–486. doi: 10.1080/00380768.2011.590944.
- Scanlan, C. *et al.* (2016) 'The interaction between soil pH and phosphorus fertilizer is dynamic', *Department of Agriculture and Food Western Australia*.
- Schwartz, C. (2013) 'Les sols de jardins, supports d'une agriculture urbaine intensive', *VertigO*, (Hors-série 15), pp. 0–18. doi: 10.4000/vertigo.12858.
- Sehar, S. and Naz, I. (2016) 'Roles of the biofilms in wastewater treatment', *Intech*, i(tourism), p. 13.

doi: <http://dx.doi.org/10.5772/57353>.

Sexe, M. (1989) 'D.E.A. de pédologie : Biodisponibilité du phosphore dans un vertisol soumis à deux systèmes de culture différents'.

Sharma, S. K. and Kennedy, M. D. (2017) 'Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse', *International Biodeterioration and Biodegradation*. doi: 10.1016/j.ibiod.2016.09.013.

Siegrist, R. L., Tyler, E. J. and Jenssen, P. D. (2000) 'Design and Performance of Onsite Wastewater Soil Absorption Systems', in, p. 51.

Siggins, A. *et al.* (2016) 'Effects of long-term greywater disposal on soil: A case study', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 557–558, pp. 627–635. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.084.

Simonin, M. *et al.* (2016) 'Titanium dioxide nanoparticles strongly impact soil microbial function by affecting archaeal nitrifiers', *Scientific Reports*. Nature Publishing Group, 6(August), pp. 1–10. doi: 10.1038/srep33643.

Tahar, A. (2013) *Amélioration de l'élimination des micropolluants organiques des eaux usées par traitements secondaire et tertiaire*.

Tedoldi, D. *et al.* (2019) 'Accumulation de métaux et HAP dans le sol de différents ouvrages d'infiltration', *Techniques - Sciences - Méthodes*, 12, pp. 89–111.

Tomaras, J. *et al.* (2009) 'Microbial diversity of septic tank effluent and a soil biomat', *Applied and Environmental Microbiology*, 75(10), pp. 3348–3351. doi: 10.1128/AEM.00560-08.

Ugarte Nano, C. C. (2015) *Etude de la variabilité des propriétés physiques et hydrodynamiques d'un sol argileux sous l'effet de conduites en protection intégrée contre les adventices*.

UNIFA (2012) 'L'activité biologique des sols : une clé de la fertilité', (26).

Urbano, V. R. *et al.* (2017) 'Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield', *Agricultural Water Management*, 181, pp. 108–115. doi: 10.1016/j.agwat.2016.12.001.

US-EPA (2002) *Onsite Wastewater Treatment System Manual, Environmental Protection*.

Vivant, A.-L. *et al.* (2016) 'Free water surface constructed wetlands limit the dissemination of extended-spectrum beta-lactamase producing *Escherichia coli* in the natural environment', *Water Research*, 104, pp. 178–188. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.015>.

Wang, H. *et al.* (2015) 'A modified BAF system configuring synergistic denitrification and chemical phosphorus precipitation: Examination on pollutants removal and clogging development', *Bioresour Technol*. Elsevier Ltd, 189, pp. 44–52. doi: 10.1016/j.biortech.2015.03.132.

Watro, A. *et al.* (2018) 'The relationship between mineral nitrogen content and soil pH in grassland and fodder crop soils', *Applied Ecology & Environmental Research*, 17(1), pp. 107–121. doi: 10.15666/aeer/1701.

Withers, P. J. A., Jarvie, H. P. and Stoate, C. (2011) 'Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters', *Environment International*. doi: 10.1016/j.envint.2011.01.002.

Yong, C. F., McCarthy, D. T. and Deletic, A. (2013) 'Predicting physical clogging of porous and permeable pavements', *Journal of Hydrology*, 481, pp. 48–55. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.12.009.

Annexe 1

Traitement secondaire

Les procédés secondaires sont répartis en deux catégories : les procédés intensifs et les procédés extensifs (Miquel, 2003).

Procédés intensifs

Les procédés intensifs de traitement des eaux usées sont les plus répandus dans les stations d'épuration urbaines. Ils regroupent des techniques présentant des surfaces réduites sur lesquelles les phénomènes de transformation et de dégradation des matières polluantes par l'activité bactérienne sont intensifiés par rapport à ceux que l'on peut observer dans le milieu naturel (Berland *et al.*, 2001).

Les boues activées

Le traitement le plus utilisé en France est celui des boues activées (BA), avec 60% de taux de présence dans les STEU (Source : irstea.fr). Il est composé d'un bassin d'aération où les pollutions carbonée, azotée et phosphorée sont dégradées grâce à l'activité bactérienne, et d'un décanteur, permettant de séparer l'effluent traité des boues (Figure 25). La nitrification et la dénitrification y sont quasi totales, et il s'agit d'une filière performante sur tous les paramètres (Alexandre *et al.*, 1997), permettant ainsi le meilleur niveau de qualité du rejet parmi tous les autres procédés.

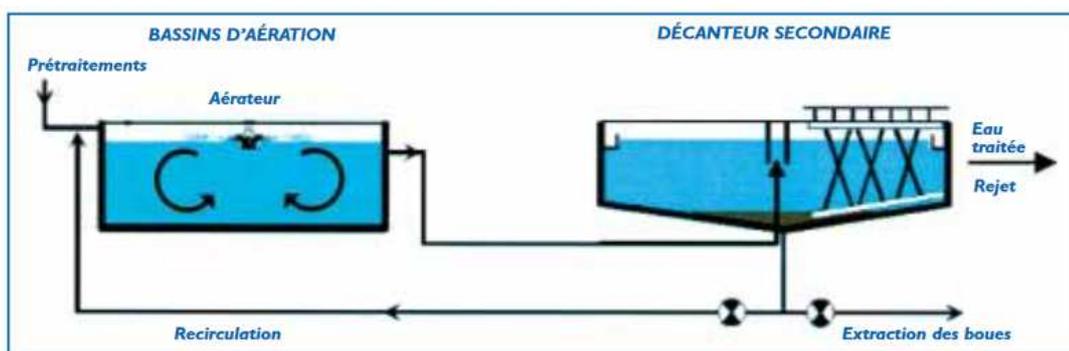


Figure 25 : Boues activées (Berland, Boutin, Molle, & Cooper, 2001)

Les bioréacteurs à membranes

Les bioréacteurs à membranes (BRM) sont un procédé utilisant le mécanisme des boues activées. Ils sont particulièrement employés pour dégrader la MO grâce à un ensemble de micro-organismes. La membrane fait office de séparateur physique entre les eaux traitées et la biomasse. On distingue deux types de BRM : le BRM à membranes externes (Figure 26) et les BRM à membranes immergées (Figure 27). Les BRM demandent moins d'espace (pas besoin de décanteur) que les BA, et présentent une capacité d'abattement importante, mais possèdent un grand risque de colmatage, donc nécessitent un entretien régulier (Sehar and Naz, 2016).

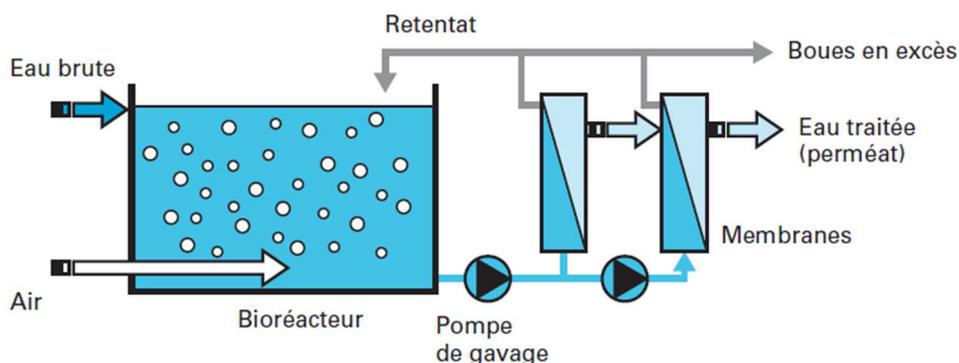


Figure 26 : Bioréacteurs à membranes externes (Source : Suez)

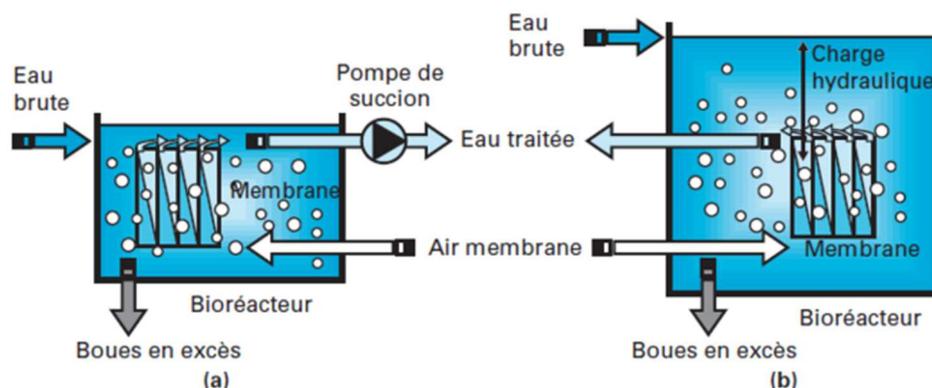


Figure 27 : Bioréacteurs à membranes immergées (Source : Suez)

Les lits bactériens et disques biologiques

Les lits bactériens (LB) font partie des processus à cultures fixées. Ce mécanisme consiste à faire ruisseler les eaux usées sur un ouvrage contenant des matériaux servant de support aux microorganismes (Figure 28) (Boutin, Héduit and Helmer, 2009).

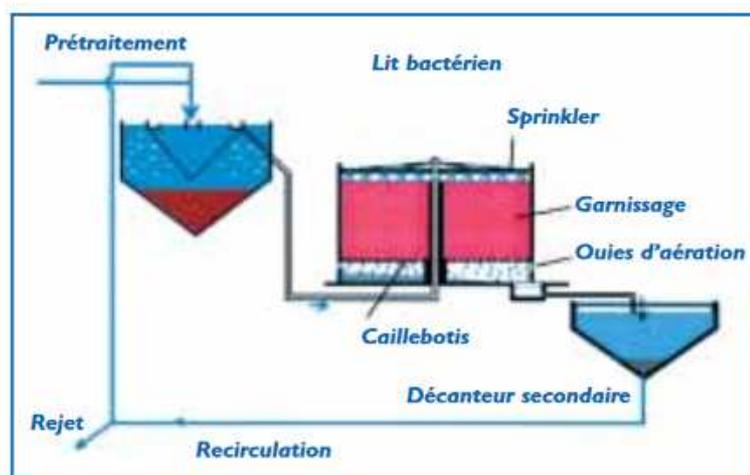


Figure 28 : Lits bactériens (Berland et al., 2001)

Un autre type de culture fixée est le processus des disques biologiques (DB). Il s'agit d'un ensemble de disques montés et assemblés sur un arbre, en partie immergés dans l'effluent à traiter (Figure 29). Un biofilm se forme à la surface des disques et la rotation de l'arbre permet l'oxygénation de la biomasse (Boutin, Héduit and Helmer, 2009).

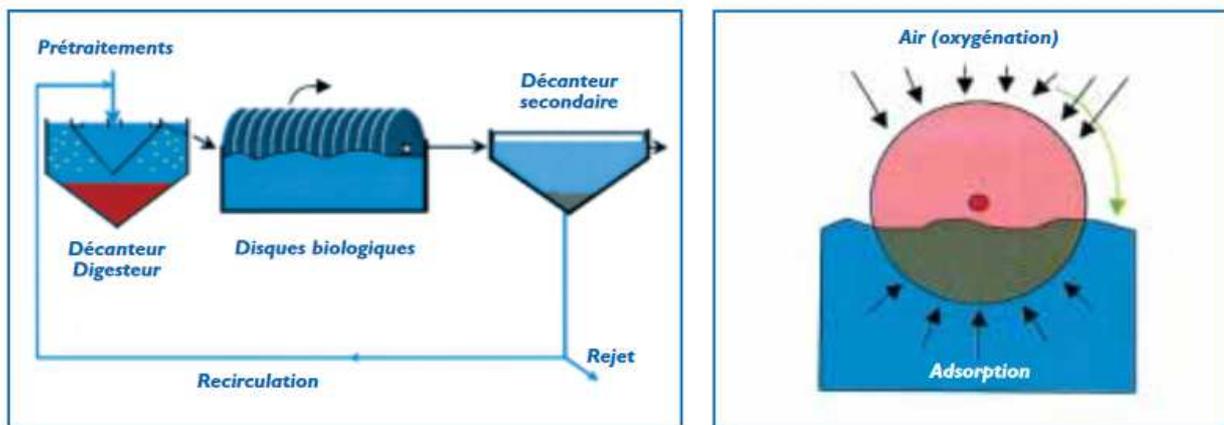


Figure 29 : Disques biologiques (Berland et al., 2001)

Procédés extensifs

Les techniques extensives de traitement des eaux usées rassemblent des ouvrages de grande dimension réalisant l'épuration par procédés biologiques avec une exploitation simple et peu coûteuse, mais n'ayant un niveau de performance souvent que limité, car les charges surfaciques appliquées doivent restées assez faibles (Berland et al., 2001).

Les filtres plantés de roseaux

Les filtres plantés de roseaux font partie de ces techniques, et sont divisés en deux catégories distinctes : les filtres plantés à écoulement vertical (Figure 30) et les filtres plantés à écoulement horizontal (Figure 31). Les premiers sont composés de couches successives de gravier ou de sable de granulométrie variable, à la surface duquel l'effluent brut est directement réparti. Dans les seconds, l'effluent est réparti sur la largeur et la hauteur du filtre par un système situé à l'une de ses extrémités. Ces systèmes reproduisent le fonctionnement des zones humides naturelles et permettent de traiter la pollution résiduelle des EUT par processus physique (filtration), chimique (adsorption et précipitation) et biologique (biomasse fixée) (Forquet, 2015). Toutefois, le traitement du phosphore est faible, et la nitrification variable, mais la dénitrification reste très importante.

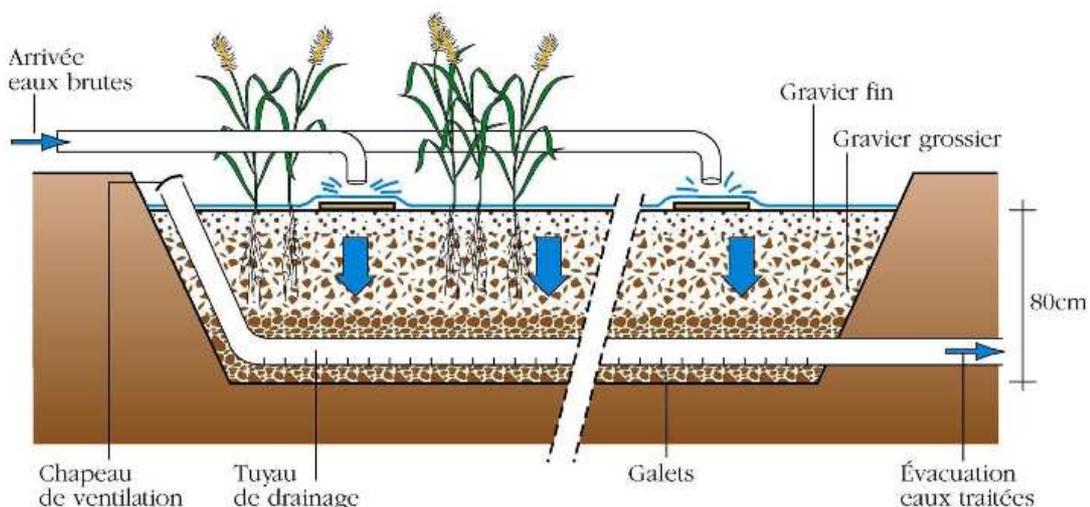


Figure 30 : Filtre planté de roseaux à écoulement vertical (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2005)

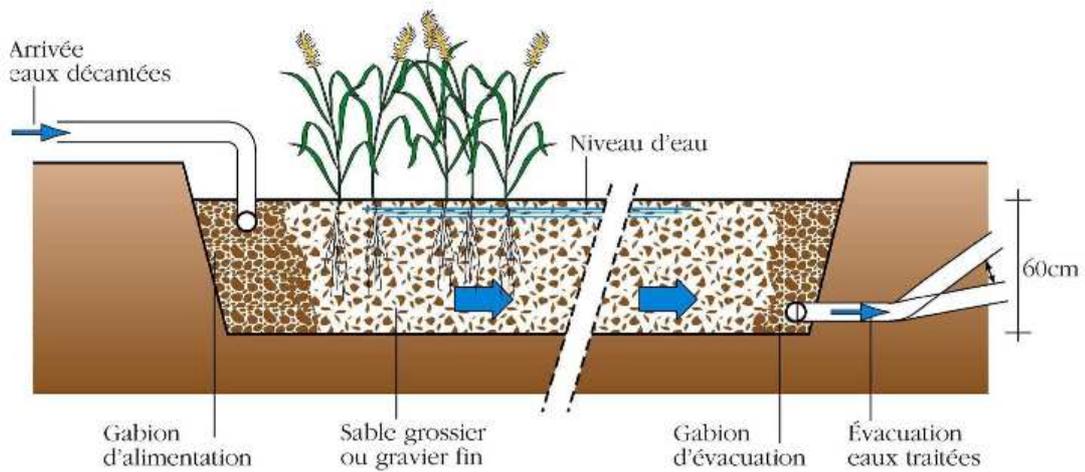


Figure 31 : Filtre planté de roseaux à écoulement horizontal (Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, 2005)

Le lagunage

Le lagunage naturel fait partie des méthodes extensives à cultures libres. L'épuration des EUT est réalisée suite à leur long séjour dans une suite de bassins, généralement au nombre de trois, où elles subissent divers processus de traitement (Figure 32). Le premier permet l'abattement de la charge polluante carbonée, le second traite les polluants majeurs tels que l'azote et le phosphore, et le dernier affine le traitement et assure la fiabilité du système en cas de dysfonctionnement des bassins précédents. Ce procédé utilise la photosynthèse permettant l'existence d'algues à la surface des bassins, fournissant le milieu en oxygène. Dans certains mécanismes, l'oxygénation du milieu est réalisée de manière mécanique par un aérateur de surface ou une insufflation d'air : on parle alors de lagunage aéré. Ce dernier procédé ressemble toutefois plus au mécanisme de boues activées, puisqu'il est composé de deux bassins en série : le premier pour l'aération et le second pour la décantation.

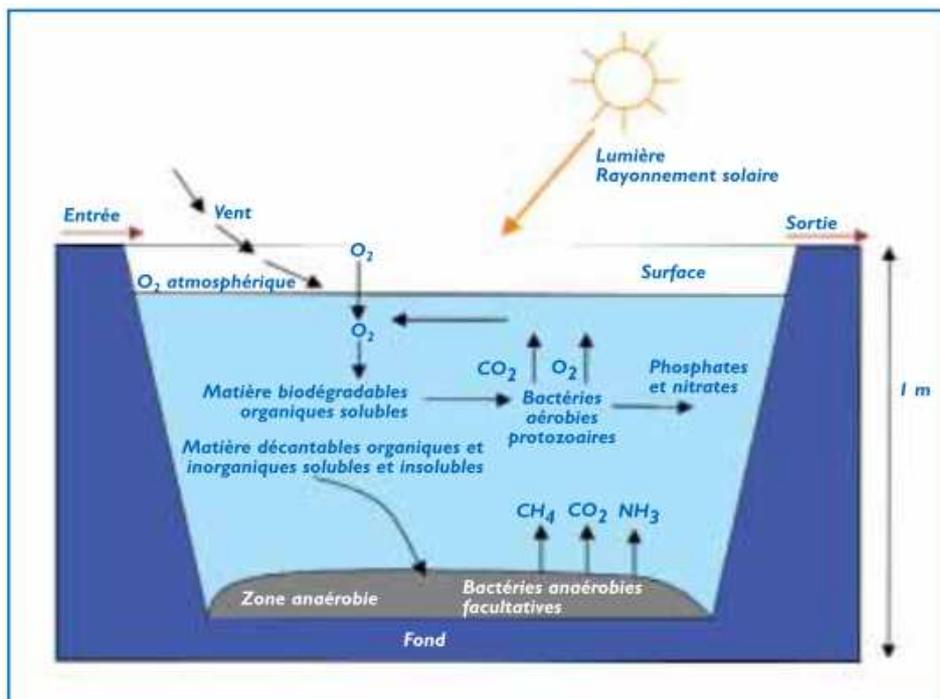


Figure 32 : Lagunage naturel (Berland et al., 2001)