



Recommandations méthodologiques pour la réalisation des ACV des systèmes d'assainissement non collectif

Pour :



Juin 2022

Bordereau de données documentaires

Référence	202105-571 / DV001501-1506
Titre	Recommandations méthodologiques pour la réalisation des ACV des systèmes d'assainissement non collectif
Commanditaire et Comité technique	ATEP, Acteurs du Traitement des Eaux de la Parcelle Synaba, Syndicat National des Bureaux d'étude en Assainissement Abas, Aquatiris, Bionest France, Eloy Water, Kingspan Environmental, Rikutec France Comité technique : CERIB, Alternative Carbone, GS-17 et ENGEES
Interlocuteur	Altan Sébastien, Grzesiak Jérémie, Sengelin Marc, Steininger Jérémie, Vaché Jérôme, Vanhecke Jean-François, Werckmann Martin
Adresse	Acteurs du Traitement des Eaux de la Parcelle 122 rue Amelot, 75011 Paris
Commentaire	Les informations contenues dans ce rapport sont issues de sources jugées fiables. INRAE Transfert décline toute responsabilité concernant les conséquences directes ou indirectes de l'utilisation des informations et résultats contenus dans ce document.

Contact INRAE Transfert Eco-Conception :

contact@it-acv.fr
2 Place Pierre Viala
34060 Montpellier

INRAE Transfert – Filiale d'INRAE

Membre Carnot 3BCAR

Siège social : 28 Rue du Dr. Finlay – 75015 Paris

Tél. : 33 (0)1 42 75 95 00

Website : www.inrae-transfert.fr

Société par Actions Simplifiée au capital de 1 920 000 €

RCS PARIS B 433 960 762

SIRET : 433 960 762 00030

APE 6630Z

TVA FR 96 433 960 762



Sommaire

1	Objectifs de l'étude	6
1.1	Contexte et objectifs de l'étude.....	6
1.2	Réalisation de l'étude	8
2	Les filières d'assainissement non collectif étudiées	9
3	L'ACV, une méthode d'évaluation des impacts environnementaux.....	12
4	Description des objectifs et des périmètres de l'étude ACV.....	14
4.1	Définition de l'Unité Fonctionnelle	14
4.2	Définition de la charge organique et de la caractérisation des eaux usées appliquées aux dispositifs d'ANC.....	16
4.3	Périmètre des études ACV pour les systèmes d'ANC.....	21
4.4	Critères de coupure et d'exclusions	25
4.5	Méthode de calcul des impacts environnementaux.....	26
5	Description des données à collecter et recommandations pour la réalisation de bilans massiques.....	34
5.1	Panorama des données d'infrastructure et de maintenance.....	34
5.1.1	Fabrication et construction du dispositif d'assainissement.....	34
5.1.2	Usage du dispositif et son entretien	36
5.1.3	Fins de vie des produits et recyclage	37
5.2	Harmonisation des bilans massiques	38
5.2.1	Principe des bilans massiques pour obtenir les ICV.....	39
5.2.2	Procédure de modélisation du bilan massique	40
5.2.3	Exemple d'un bilan massique	42
5.2.4	Emissions vers le milieu récepteur.....	48
5.2.4.1	Milieu récepteur des eaux usées traitées	48
5.2.4.2	Performance d'abattement et caractérisation des rejets de l'eau usée traitée	48
5.2.4.3	Volumes d'eau traversant le dispositif	50
5.2.4.4	Emissions gazeuses indirectes issues des eaux usées traitées.....	51
5.2.5	Emissions gazeuses directes.....	52
5.2.5.1	Flux de carbone.....	52
5.2.5.2	Flux d'azote	54
5.2.6	Gestion des matières de vidange.....	56

5.2.7	Spécificités des filtres plantés	58
5.3	Analyses des données.....	60
5.3.1	Analyse de la qualité des données	60
5.3.2	Analyse de sensibilité et caractérisation des incertitudes.....	62
6	Conclusions et axes d'amélioration de la méthodologie	64
7	Références.....	66
8	Annexes.....	69
8.1	Liste des composants potentiels d'un dispositif d'ANC	69
8.2	Inventaire de chantier d'installation d'un dispositif	74
8.3	Bilans massiques suivant la logique des compartiments des dispositifs	76

Liste des abréviations

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ANC : Assainissement Non Collectif

DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DVR : Durées de Vie de Référence

EH : Equivalent Habitant

ETM : Elément Trace Métallique

FDES : Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire

FTE : Fosse Toutes Eaux

GES : Gaz à Effet de Serre

GS-17 : Groupe spécialisé 17.1 (Épuration) de la CCFAT

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

INRAE : l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change – GIEC : Groupe d'experts

Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat

MES : Matières En Suspension

MV : Matières de Vidange

PER : Période d'Etude de Référence

STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

UF : Unité Fonctionnelle

1 Objectifs de l'étude

1.1 Contexte et objectifs de l'étude

L'ATEP, Acteurs du Traitement des Eaux de la Parcelle, est un syndicat qui rassemble les fabricants, les entreprises de services et leurs partenaires du domaine de la valorisation des eaux de la parcelle. Ce domaine comprend :

- Le traitement des eaux usées : séparation à la source et Assainissement Non Collectif (ANC) ;
- La récupération, le stockage et le traitement des eaux de pluie ;
- La valorisation des eaux non conventionnelles (eaux usées traitées, eaux grises, eau de pluie ; REUT).

Suite à la réalisation de plusieurs Analyses du Cycle de Vie (ACV) dédiées à des systèmes spécifiques d'ANC et d'un diagnostic préliminaire fait par l'Irstea en 2020 (Risch & Boutin, 2020a) au sujet de la mise en œuvre de l'ACV de ces systèmes, l'ATEP a été missionnée par la DGE pour réaliser un cadre de standardisation de l'analyse des systèmes ANC, de valorisation des eaux de pluie et de la REUT. Ce cadre vise à formuler des recommandations à suivre lors des ACV des différentes filières de gestion des eaux en circuit court, afin d'obtenir des ACV comparables et cohérentes, et ainsi faciliter le déploiement de l'éco-conception au sein de la filière.

Avec l'objectif global d'homogénéiser, au sein de la profession, les bilans environnementaux quantifiés par la méthodologie de l'ACV, ce cadre de standardisation permet de :

- Définir clairement le périmètre des ACV, c'est-à-dire les étapes du cycle de vie à intégrer au bilan environnemental, et des paramètres à prendre en compte pour chaque catégorie d'ANC étudiée ;
- Définir l'unité fonctionnelle des ACV et la méthode de calcul d'impacts environnementaux ;
- Définir des hypothèses communes pour une meilleure cohérence entre les périmètres d'analyses des systèmes (inventaires des infrastructures, modèles d'émissions en fonctionnement, maintenance, démantèlement, transport...).

Le présent rapport constitue le cadre de standardisation des systèmes d'ANC. Destiné aux entreprises de la profession, il fournit un cadre pour réaliser des bilans environnementaux quantifiés en accord avec les exigences ISO 14040 et ISO 14044 dédiées à la méthodologie de l'ACV (ISO, 2006a, 2006b). En parallèle de ces normes, les évolutions des réglementations environnementales ont généré d'autres cadres d'analyse qui suivent aussi une certaine perspective de cycle de vie. Il s'agit notamment de la méthode de calcul, établie par la norme NF EN 15804+A2 (en cours de révision en date de rédaction de ce rapport) et son complément national, qui sont dédiés aux calculs d'impacts des produits de la construction et à l'édition de

leurs Fiches de Données Environnementales et Sanitaires (FDES). Ces déclarations environnementales sont intégrables à la base Inies suite à leur validation par un vérificateur FDES habilité. C'est aussi la réglementation environnementale des bâtiments qui a récemment évolué avec les définitions des nouvelles exigences définies par la RE2020. Son objectif est de poursuivre l'amélioration de la performance énergétique et du confort des constructions, tout en diminuant leur impact carbone.

Malgré des logiques communes qui suivent une perspective de cycle de vie, ces trois cadres méthodologiques montrent des différences d'approches pour les calculs des bilans environnementaux. Ces différences portent notamment sur des cadrages plus ou moins restrictifs quant à la définition du service rendu par le produit ou encore quant au périmètre des étapes et émissions de substances prises en compte pour la quantification des impacts. Les recommandations fournies dans ce rapport ciblent ainsi les exigences des normes ISO 14040 et ISO 14044 pour l'application de l'ACV sur des dispositifs ANC, tout en s'accordant, dans la mesure du possible, aux exigences de périmètre et de calcul de la RE2020 et des déclarations FDES.

La première partie de l'étude décrit tout d'abord les différentes filières prises en compte dans le contexte de l'étude. Une description des renseignements exigés dans le contexte d'étude ACV normée ISO est ensuite réalisée (service rendu, unité fonctionnelle, spécificités des périmètres des émissions du traitement). Les hypothèses communes de modélisation des infrastructures des dispositifs et de leurs caractéristiques techniques sont présentées suivant le cadre descriptif des modules des FDES. Finalement, une présentation de bilans massiques est réalisée. Ceux-ci permettent d'obtenir des bilans massiques équilibrés en termes de masse d'eau, de boues, d'émissions gazeuses et d'éléments traités. Ces bilans massiques, harmonisés entre les différents systèmes d'ANC, vont constituer les émissions en usage pour alimenter l'Inventaires du Cycle de Vie (ICV) nécessaires à la réalisation de bilans environnementaux complets pour chaque dispositif suivant la méthodologie de l'ACV.

1.2 Réalisation de l'étude

Un comité de pilotage regroupé autour de l'ATEP, de constructeurs d'ANC et d'experts en métriques environnementales a été constitué pour cette étude. Il réunit :

<i>Acteur</i>	NOM Prénom
<i>ATEP</i>	STEININGER Jérémie
<i>Abas</i>	VACHÉ Jérôme
<i>Aquatiris</i>	WERCKMANN Martin
<i>Bionest France</i>	FAGGION Jean-François GRZESIAK Jérémie
<i>Eloy Water</i>	BEMELMANS Pierre TOBOGA Léon VANHECKE Jean-François
<i>Kingspan Environmental</i>	ALTAN Sébastien
<i>Rikutec France</i>	SENGELIN Marc
<i>SYNABA</i>	PARENT Emmanuel
<i>Alternative Carbone</i>	PETITOT Stéphane
<i>CERIB</i>	DECOUSSER Nicolas
<i>GS17</i>	LACASSE Roger

L'équipe INRAE Transfert chargée de la réalisation de l'étude, était constituée d'Antoine Esnouf (PhD, chargé de projet ACV Ecoconception) et de Doris Brockmann (PhD, consultante sénior). Elle s'est appuyée sur les savoir-faire et les connaissances d'INRAE dans les domaines de l'ACV et de la gestion de l'eau, et ceux du groupement de recherche ELSA (<http://www.elsa-lca.org/>). En plus de l'accompagnement au sein du comité de pilotage, les experts d'Alternative Carbone et du CERIB ont été mobilisés pour apporter les connaissances sur les méthodologies de quantification d'impacts environnementaux.

2 Les filières d'assainissement non collectif étudiées

En France, les installations d'ANC sont mises en place pour les habitations qui ne sont pas raccordées à un réseau public de collecte des eaux usées, leur permettant ainsi de traiter individuellement leurs eaux usées domestiques. Il est répertorié près de 5 millions d'installations d'ANC en France (Boutin, Olivier, Agenet, Parisi, Artuit, & et al., 2017).

Il existe un nombre important de types et de configurations de systèmes d'ANC disponibles sur le marché. Ils peuvent être catégorisés suivant leur conception et selon le type de mécanisme mobilisé (physique, biologique) pour le traitement de l'eau. Reprises par Boutin et al. (2017), les installations sont regroupées en 3 grandes familles :

- les Cultures Fixées sur Support Fin (CFSF) : les micro-organismes sont fixés sur un support non immergé (sable, fragments de coco, zéolithe, laine de roche, végétaux,...). Intègrent cette famille, les filières dites « traditionnelles » (épandage – massif filtrant reconstitué) de l'article 6 de l'arrêté du 7 mars 2012 ainsi que les « filtres compacts agréés » et les « filtres plantés agréés » selon la terminologie en usage au sein des Ministères en charge de l'Environnement et de la Santé ;
- les Cultures Fixées Immergées (CFI) : les micro-organismes sont fixés sur un support immergé (libre ou fixe) et l'aération est forcée. Cette famille correspond aux « micro-stations à cultures fixées agréées » comprenant également les disques biologiques, selon la terminologie en usage au sein des Ministères en charge de l'Environnement et la Santé ;
- les Cultures Libres (CL) : les micro-organismes sont libres, en suspension dans un réacteur et l'aération est forcée. Cette famille correspond aux « micro-stations à cultures libres agréées » (boues activées et SBR (Sequencing Batch Reactor)) selon la terminologie en usage au sein des Ministères en charge de l'Environnement et de la Santé.

En parallèle de ces 3 familles, cinq grandes catégories ont été définies (Figure 1). Au sein de la famille des Cultures Fixées sur Support Fin (CFSF), 3 catégories ont été différenciées : épandage-massif filtrant reconstitué (ex : filtre à sable), filtres compacts (ex : filtre sur fragments de coco) et filtres à végétaux.

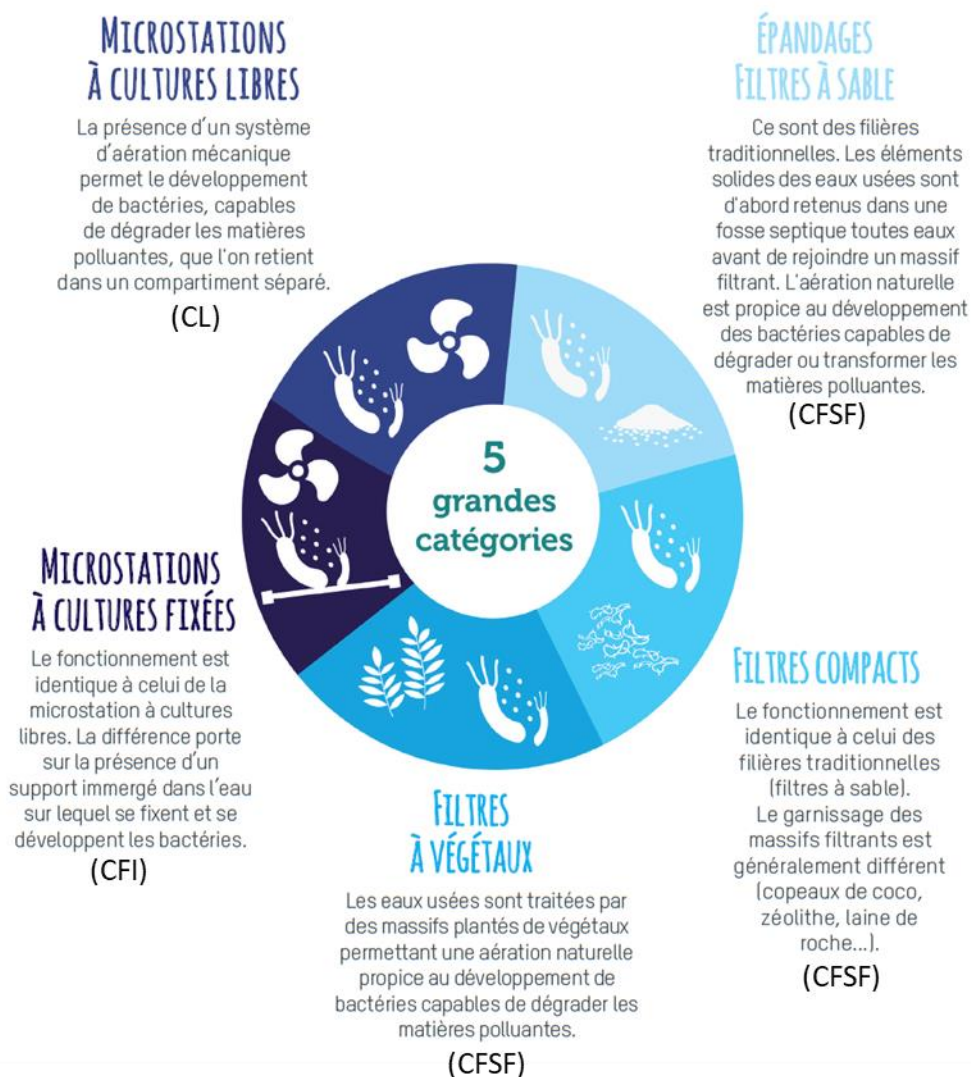


Figure 1. Les cinq grandes catégories de traitement en ANC (Boutin, Olivier, Agenet, Parisi, Artuit, & Al., 2017b)

Au sein des différentes familles de système, les systèmes d'ANC peuvent être déclinés en filières (Figure 2). Ces filières regroupent les systèmes selon leurs caractéristiques communes majeures de conception des installations d'épuration tels que le matériau de support pour les CFSF (sable, zéolithe, fragments de coco, xylit, fibres synthétiques...) ou la présence ou non de décanteur primaire pour les CL.

Au sein de chaque filière, les systèmes d'ANC se déclinent en dispositifs qui désignent la solution technique d'épuration. Chaque dispositif est identifiable par un numéro d'agrément sauf s'il s'agit d'une filière « traditionnelle » décrite dans l'article 6 de l'arrêté du 7 mars 2012.

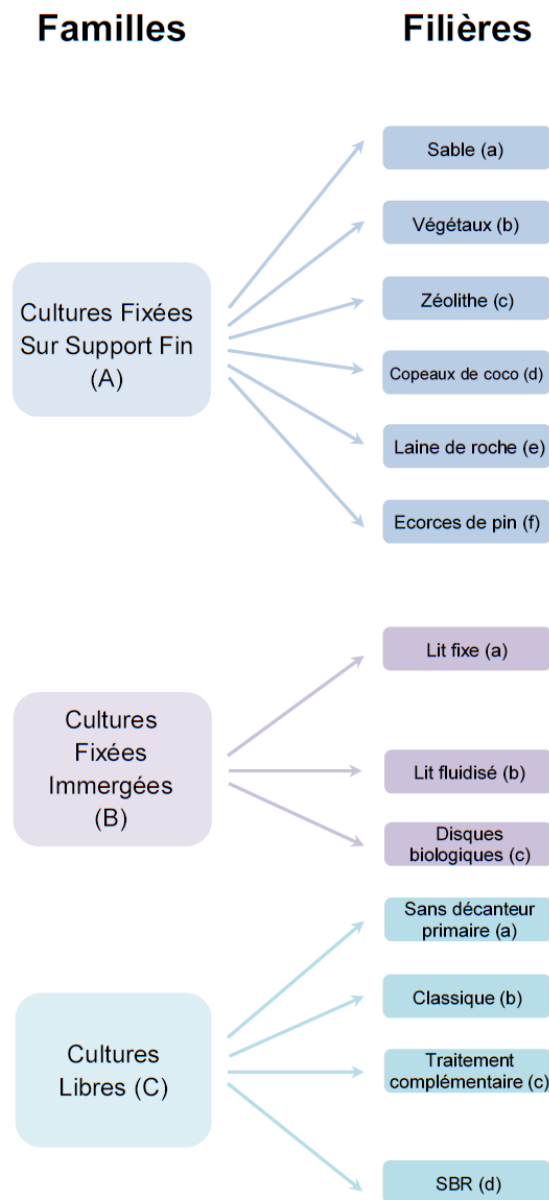


Figure 2. Familles et filières qui catégorisent les dispositifs de traitement en ANC (Boutin, Olivier, Agenet, Parisi, Artuit, & Al., 2017b)

L'étude d'harmonisation des ACV propose des hypothèses communes représentatives des dispositifs du regroupement d'entreprises et une méthodologie générale pour réaliser les bilans massiques en fonctionnement. La famille en cultures libres n'a par contre pas été étudiée spécifiquement, ni toutes les filières des familles en cultures fixées immergées et en cultures fixées sur support fins. Les hypothèses de modélisations peuvent tout de même être applicables pour ces filières. C'est aux praticiens ACV de juger de la pertinence de ces hypothèses pour dresser un ICV cohérent qu'il adaptera aux dispositifs et selon les limites d'accès aux données ou des objectifs de l'étude ACV.

L'harmonisation s'est reposée en partie sur les retours des constructeurs pour 3 principales filières qui sont :

- Filtres plantés (filtres végétaux horizontaux ou verticaux, en séries ou non) : Famille CFSF – correspondant à la filière Ab de la Figure 2 ;
- Fosse toutes eaux + Bioréacteur à cultures fixées (type filtre compact) : Famille CFSF - filières de type Ac, Ad, Ae, Af et autres media de filtration comme la xylit ou les fibres synthétiques, la filière Ad à base de fragments de coco est la seule qui à date possède une déclaration FDES ;
- Décanteur + Bioréacteur à cultures fixées immergées+ Clarificateur (microstation à lit fixe) : Famille CFI - filière Ba.

3 L'ACV, une méthode d'évaluation des impacts environnementaux

L'ACV est un cadre méthodologique standardisé par les normes ISO 14040 et ISO 14044 (ISO, 2006a, 2006b) pour estimer et évaluer l'impact environnemental d'un produit ou d'un service, depuis l'extraction de ses matières premières jusqu'à sa fin de vie ou sa réutilisation (du « berceau à la tombe »). Les étapes, ou processus unitaire, de la chaîne de valeur de la production du produit ou du service sont ainsi modélisées. A chacune des étapes de cette chaîne, tous les flux (énergie, matériaux, émissions vers l'environnement) nécessaires et issus de cette étape sont recensés. Ces flux sont donc attribués au périmètre de l'analyse de la production du bien ou du service.

Une fois les flux de substances et d'énergies recensés sur les étapes de la chaîne de valeur, l'ACV les traduit sur un panel d'indicateurs d'impacts environnementaux comme, par exemple, le changement climatique, la destruction de la couche d'ozone, l'eutrophisation des eaux, la consommation des matières premières (analyse multicritère).

L'ACV est une analyse multi-étape, multicritère et quantitative. Comme définie au sein des normes ISO, une ACV suit quatre phases :

Phase 1 : La définition des objectifs et du champ d'étude

La définition des objectifs a tout d'abord pour but d'énoncer clairement la question étudiée à travers l'analyse du bilan environnemental : diagnostic des contributions des étapes dans le but de mieux comprendre et anticiper les impacts environnementaux, écoconception, comparaisons d'alternatives, plans d'actions de réduction des impacts. Corominas et al. (2020) ont listé toutes les questions possibles où l'ACV peut être mobilisée pour l'analyse des installations de traitement de l'eau : (i) planification et étude de stratégie de gestion des eaux usées, (ii) conception d'installations et de réseaux, (iii) étude et/ou comparaison de l'exploitation, de l'optimisation et de réadaptation d'installations existantes, (iv) développement de nouvelles technologies de traitement.

La description du ou des systèmes à étudier ou à comparer doit ensuite être présentée et la définition du périmètre de la chaîne de valeur étudiée doit être établie (fonctions du système, gestion des coproduits, étapes pertinentes prises en compte au regard des objectifs de l'étude...). Aussi, l'unité fonctionnelle (UF) doit être clairement définie à cette étape. Elle représente la quantification de la fonction d'un produit, d'un procédé ou d'un service. Elle permet de comparer plusieurs alternatives sur la base d'un service équivalent.

Phase 2 : L'inventaire des flux

Lors de l'étape d'inventaire des flux, tous les flux de matières, d'énergies et de polluants entrants et sortants des processus unitaires faisant partis du périmètre de la chaîne de valeur sont décrits quantitativement (bilan massique qui lui est hors du périmètre des FDES, consommation d'énergie et de matériaux, infrastructures et son exploitation, étapes de transport, durées de vie...). Tous les flux associés à un processus unitaire sont regroupés au sein d'un Inventaire du Cycle de Vie (ICV). Les liens entre les différents ICV permettent ainsi de modéliser une chaîne de valeur d'un bien ou d'un service, depuis l'extraction des ressources jusqu'à sa fin de vie.

Les inventaires des flux sont basés sur des données dites spécifiques au projet fournies par le commanditaire de l'étude, des données internationales d'ACV, provenant de bases de données comme Ecoinvent® (Steubing et al., 2016; Wernet et al., 2016), ainsi que des données de la littérature. Chaque inventaire de processus unitaire doit être documenté et vérifié pour assurer la fiabilité des résultats et étudier leur incertitude. Cette phase aboutit à la modélisation des chaînes de valeur étudiées sous la forme d'un enchaînement d'ICV de processus unitaire.

Phase 3 : L'analyse des impacts environnementaux

A cette étape, chaque flux de l'inventaire (les consommations et les rejets/émissions recensés) est traduit en résultats d'impacts sur un panel d'indicateurs environnementaux. Les résultats sont exprimés par rapport à l'unité fonctionnelle du ou des produits ou services étudiés. Selon les objectifs de l'étude, ces résultats sont habituellement présentés de façon agrégés, comparés entre produits, puis chaque étape du cycle de vie est discriminée afin de déterminer leurs contributions respectives. Des analyses de sensibilité sur les résultats d'impacts sont aussi menées via la variation des valeurs de paramètres pertinents de la modélisation.

Phase 4 : L'interprétation des résultats

L'interprétation des résultats est une étape itérative avec les étapes précédentes. Elle met en avant les points forts et les points faibles d'un procédé et permet de déterminer les paramètres et les étapes clés de celui-ci (les étapes du procédé générant la majeure partie des impacts, pour chacun des indicateurs environnementaux). Les analyses de sensibilité permettent par exemple de hiérarchiser les améliorations du bilan au regard de la variation d'un paramètre technique. Ceci ouvre des perspectives en matière d'actions correctives et de diminutions des impacts environnementaux.

Les résultats de cette interprétation dépendent des objectifs et du champ de l'étude annoncés dans la première étape. Ils peuvent prendre la forme de conclusions et de recommandations au regard des procédés analysés.

4 Description des objectifs et des périmètres de l'étude ACV

4.1 Définition de l'Unité Fonctionnelle

La fonction principale (ou service rendu) des filières d'ANC est de **traiter les eaux usées domestiques afin d'éviter la pollution des milieux récepteurs et les risques sanitaires**. En ACV, cette fonction est quantifiée à travers une Unité Fonctionnelle (UF). L'objectif premier d'une unité fonctionnelle est de fournir une valeur de service rendu par rapport à laquelle les intrants et les extrants, et donc les résultats d'impacts environnementaux, sont rapportés. De nombreuses propositions d'UF ont été faites dans les études d'ACV de traitement des eaux usées. Elles se basent sur (Risch & Boutin, 2020a) :

- Le volume d'eaux usées à traiter ;
- Le volume d'eaux usées à traiter, associé à un objectif de traitement ;
- Une estimation de volume d'eaux usées selon la surface des habitations ou le nombre de pièces principales ;
- La masse de boues ;
- L'équivalent habitant (EH) : traitement des effluents d'un usager.

La définition d'une période d'étude doit être définie au sein de l'UF. Suivant les études, elle est soit non définie, soit définie par jour, par année, sur la durée de vie du dispositif ou du bâtiment.

La définition de l'UF, va orienter indirectement le bilan massique à travers la définition du volume et de la caractérisation physico-chimique des eaux usées à traiter. Le bilan de matière est en effet construit à partir de la composition des eaux usées domestiques en entrée de l'installation. Dans les ACV réalisées par l'INRAE, les unités fonctionnelles sont exprimées à travers le traitement des effluents d'un nombre défini d'usagers par jour.

Classiquement, d'après la Directive Européenne du 21 mai 1991¹, un EH correspond à une pollution de 60 g DBO₅.j⁻¹. Cette unité de mesure est utilisée pour définir la **capacité nominale** d'une station d'épuration en assainissement collectif, c'est-à-dire la charge polluante des eaux usées à traiter pour laquelle les installations sont conçues et ainsi être en conformité avec le niveau de rejet requis (norme NF EN 1085, 2007). Cette charge peut varier de quelques EH à une 20^{aine} d'EH pour les ANC. Cette unité de mesure est aussi utilisée par Vignoles (2015) pour définir la charge organique nominale : c'est la charge organique qui peut être traitée par l'installation qui

¹ https://aida.ineris.fr/consultation_document/1059

est mis sur le marché. Cette charge est à la base des calculs de dimensionnement pour la conception des installations de traitement.

La capacité ou la charge organique nominale est différente de la **charge réelle moyenne appliquée, ou la charge en exploitation**, à une installation de traitement (Dubois et al., 2022; Vignoles, 2015). La charge réelle moyenne est la charge réellement reçue par l'ouvrage. Elle est basée sur le nombre d'habitants réellement présents dans l'habitation pour laquelle l'installation d'ANC est raccordée. Quotidiennement, une installation d'ANC conçue pour 5 EH ne reçoit évidemment pas une charge constante de 5 EH. **La charge réelle moyenne appliquée est une donnée difficile à mesurer et est une donnée très variable** (Dubois et al., 2022; Vignoles, 2015). Les calculs de dimensionnement pour la conception d'ANC se base sur la charge organique nominale pour pouvoir prendre en charge les pics de charge réels appliqués et maintenir le service de traitement des eaux usées domestiques.

Les retours du comité de pilotage ont précisé que la capacité nominale la plus couramment installée est de 5 EH. Sur la base de ces retours, le comité s'est accordé à recommander l'usage de l'UF suivante pour les ACV d'ANC :

« Traiter la charge de pollution des eaux usées domestiques reçues sur la période de référence de 50 ans par un dispositif ANC d'une capacité nominale de 5 EH »

La capacité nominale des dispositifs est définie au sein de l'UF. Deux dispositifs ayant des capacités nominales différentes seront étudiés à travers des UF différentes. Les résultats d'impacts des études ACV qui en seront issus ne pourront pas être comparés directement. Par exemple, un dispositif d'une capacité nominale de 10 EH sera étudié à travers l'UF : « Traiter la charge de pollution des eaux usées domestiques reçues sur la période de référence de 50 ans par un dispositif ANC d'une capacité nominale de 10 EH ». Afin de comparer les résultats de ces deux types de dispositifs, des calculs de conversion doivent être réalisés préalablement.

La précision de la capacité nominale des dispositifs au sein de l'UF limite la comparaison directe de dispositif de capacité différente. Par contre, la remobilisation des résultats d'impacts des étapes associées au périmètre des FDES sera facilitée. Les impacts détaillés au sein d'une FDES sont sur le périmètre lié directement au produit (principalement les productions des matières premières, la construction du dispositif, son transport, sa maintenance et sa fin de vie...). Une FDES pourra être éditée pour chaque capacité.

Dans le but de standardiser les ACV d'installation d'ANC et de pallier à la variabilité de la charge réelle moyenne, il est convenu qu'un dispositif conçu pour 5 EH est exploité avec **un taux d'occupation maximum** et reçoit effectivement la charge en exploitation de 5 EH (ou 5 occupants). La caractérisation de la charge organique est détaillée en section 4.2.

La **période d'étude de l'UF est fixée à 50 ans**. Cette période, sur laquelle sont quantifiés les impacts environnementaux, est en cohérence avec la Période d'Etude de Référence (PER) définie par la RE2020. La PER est la durée conventionnelle de la phase d'exploitation du bâtiment étudié ("sa durée de vie") prise en compte dans le calcul des impacts. Elle est fixée à 50 ans pour tous les bâtiments.

Cette période se distingue de la Durée de Vie de Référence (DVR) d'un produit. La DVR d'un produit va déterminer le nombre de remplacements nécessaires des pièces/dispositifs pour remplir le service décrit par l'UF durant toute la PER. Ainsi, suivant la logique de cycle de vie, les impacts de la production et de la construction d'un produit ayant une DVR de 25 ans seront comptabilisés deux fois sur une PER définie à 50 ans.

La norme NF EN 15804+A2, qui détaille les recommandations méthodologiques que les déclarations de type FDES doivent prendre en compte, établit que l'UF du produit de construction doit être fondée sur l'utilisation fonctionnelle, les caractéristiques de performances pertinentes, la durée de vie de référence ou la durée de vie requise du bâtiment. Cette durée n'est donc pas standardisée pour les FDES et l'UF proposée dans cette étude reste donc en accord avec les exigences de cette norme.

4.2 Définition de la charge organique et de la caractérisation des eaux usées appliquées aux dispositifs d'ANC

Les capacités nominales des dispositifs sont définies pour chaque UF, et dans le contexte de standardisation de ces ACV, il a été retenu que les dispositifs fonctionnent selon un taux d'occupation maximum de l'habitation. La charge organique et la caractérisation des principaux éléments chimiques prises en compte pour chaque usager doivent être définies.

La pollution générée pour un EH est assimilée à celle d'un usager et est définie par la Directive Européenne du 21 mai 1991² : un EH correspond à une pollution de 60 g DBO₅.j⁻¹. L'estimation fournie par l'IPCC de la Demande Biologique en Oxygène (sur 5 jours) à utiliser pour les bilans GES nationaux pour le secteur du traitement des eaux est identique. La Demande Chimie en Oxygène est fixée à 144 g DCO.hab⁻¹.j⁻¹, soit un ratio de 2,4 entre les deux grandeurs. Sur la PER définie et pour une installation conçue pour 5 EH, la pollution à traiter est donc de : $0,060 \times 5 \times 365 \times 50 = 5\,475$ kg DBO₅ / 50 ans et 13 140 kg DCO / 50 ans.

Le volume conventionnel d'eau potable consommé par usager est défini par l'arrêté du 4 août 2021 relatif aux exigences de performance énergétique et environnementale des constructions

² https://aida.ineris.fr/consultation_document/1059

de bâtiments³. Le volume d'eau étant de 48 m³ consommés/occupant/an, le volume d'eau global sur la PER est de : $48 \times 5 \times 50 = 12\,000 \text{ m}^3 / 50 \text{ ans}$ pour une installation conçue pour 5 EH.

Des études sur des mesures réelles ont été réalisées dans le contexte de l'ANC. Au regard des charges réelles appliquées, l'étude de Vignoles (2015) n'a pas obtenu de différence entre une charge organique d'eau domestique d'un habitant rural et celle d'un habitant urbain. Dans les deux situations, cette pollution avoisine les 60 g de DBO₅ par habitant en moyenne quotidienne sur la semaine.

Pour les systèmes d'assainissement collectif, en plus des eaux domestiques à traiter, les eaux usées industrielles, agricoles, pluviales et celles des commerces s'ajoutent au traitement. Afin d'étudier cette différence, Dubois et al. (2022) ont quantifié la charge réelle moyenne reçue effectivement par les installations d'ANC. L'un des résultats est que la charge réelle moyenne à l'échelle de l'installation est plus basse que la charge organique nominale de 5 EH, du fait notamment qu'une habitation a un nombre moyen de résidents de 3,5 et qu'une partie des eaux usées de ces résidents est collectée par les réseaux collectifs (cela est lié au temps passé sur le lieu de travail et à l'école, et aux différents modes de vie...).

Les tableaux Tableau 1 et Tableau 4 présentent les caractérisations sous différentes unités (en g/jour/habitant et en mg/L) issues de différentes études (Dubois et al., 2022; Henze et al., 2008; IPCC, 2019b; Léa Mercoiret, 2010; Laurie Olivier et al., 2019; Vignoles, 2015). Ces données proviennent de textes réglementaires et de l'IPCC, des caractéristiques des eaux usées utilisées sur plateforme correspondant aux valeurs des différents constructeurs, et de mesures réalisées en conditions in situ. Les différents constructeurs (anonymisés) du consortium ont aussi fourni des caractérisations et charges types. Ces données ont permis de construire les propositions d'eaux usées types pour harmoniser la définition d'un EH concernant les autres grandeurs de caractérisation en plus de la DCO, la DBO₅ et le volume d'eau à traiter.

Finalement, dans le souci d'appréhender la variabilité de la charge réelle moyenne appliquée aux installations d'ANC, qui peuvent montrer des différences importantes par rapport aux conditions sur plateformes d'essais (Falipou et al., 2022), et afin de tester la sensibilité des résultats d'impacts au regard des charges réelles reçues par un dispositif d'ANC, des charges différentes de la charge de référence sont proposées en Tableau 3 en faisant varier le taux d'occupation de l'habitation. La conception des installations de traitement n'est en effet pas basée sur un nombre spécifique de résidents, mais plutôt sur le potentiel de l'habitation à accueillir un nombre donné de résidents.

³ https://www.novabuild.fr/sites/default/files/actualite/pdf/2021/08/arrete_du_4_aout_2021-exigences_et_methode.pdf

Prendre un compte un taux d'occupation de 3,5 résidents, basé sur le nombre moyen de résidents identifié par Dubois et al. (2022), et d'y appliquer la charge de 3,5 EH à un dispositif conçu pour 5 EH permettra de quantifier la variation des impacts des étapes de traitement par rapport au reste de l'inventaire. Dubois et al. (2022) ont aussi déterminé la caractérisation moyenne des eaux d'une habitation (en gramme et volume par jour). Affecter cette caractérisation moyenne à l'échelle de l'habitation à un dispositif conçu pour 5 EH est aussi une option envisageable pour alimenter cette analyse de sensibilité.

Ces analyses de sensibilité restent une option à intégrer aux analyses complémentaires des ACV. Le taux de charge de référence de 5 usagers pour un dispositif conçu pour 5 EH est la charge qui est recommandée d'utiliser pour les calculs d'impacts.

Tableau 1. Caractérisations des charges des eaux usées en entrée de dispositif ANC (valeurs exprimées en g ou L par habitant et par jour, en rouge sont précisées les données utilisées pour la proposition de la définition de la charge de référence)

Charges massiques (g/habitant/j)	Constr. 1	Constr. 2	Constr. 3	Constr. 4	Constr. 5	Constr. 6	Henze et al (2008)	Olivier et al (2019)	Dubois et al (2022)	Vignoles (2015)	Mercoiret (2010)	IPCC (2019)	Arrêté du 4 août 2021	Charge de référence
DBO ₅	-	46,00	45,10	56,85	58,27	55,00	42,17	46,00	40,00	56,00	60,00	60,00	-	60,00
DCO	-	106,00	107,10	113,25	126,52	139,00	90,36	106,00	94,00	-	157,20	144,00	-	144,00
N tot	-	11,00	10,70	5,85	9,30	16,00	7,23	11,00	10,40	-	-	6	-	11,00
P tot	-	1,30	1,30	1,20	1,30	2,00	1,81	1,30	1,20	-	2,10	-	-	1,30
MES	-	65,00	60,80	56,55	67,87	81,00	-	65,00	40,00	-	72,00	-	-	65,00
Volume (L/hab/j)	150,00	100,00	150,00	150,00	150,00	135,00	-	100,00	83,00	87,00	-	150,00	131,51	131,50

Tableau 2. Caractérisations des charges des eaux usées en entrée de dispositif ANC (valeurs exprimées en kg ou m³ pour 5 habitants et sur la PER de 50 ans, en rouge sont précisées les données utilisées pour la proposition de la définition de la charge de référence)

Charges massiques (kg/5habitants/50ans)	Constr. 1	Constr. 2	Constr. 3	Constr. 4	Constr. 5	Constr. 6	Henze et al (2008)	Olivier et al (2019)	Dubois et al (2022)	Vignoles (2015)	Mercoiret (2010)	IPCC (2019)	Arrêté du 4 août 2021	Charge de référence
DBO ₅	-	4 198	4 115	5 188	5 317	5 019	3 848	4 198	3 650	5 110	5 475	5 475	-	5 475
DCO	-	9 673	9 773	10 334	11 545	12 684	8 245	9 673	8 578	-	14 345	13 140	-	13 140
N tot	-	1 004	976	534	849	1 460	660	1 004	949	-	-	548	-	1 004
P tot	-	119	119	110	119	183	165	119	110	-	192	-	-	119
MES	-	5 931	5 548	5 160	6 193	7 391	-	5 931	3 650	-	6 570	-	-	5 931
Volume (m ³ /5hab/50ans)	13 688	9 125	13 688	13 688	13 688	12 319	-	9 125	7 574	7 939	-	13 688	12 000	12 000

Tableau 3. Recommandations des charges des eaux usées en entrée de dispositif ANC pour la charge de référence et les propositions d'analyses de sensibilité (valeurs exprimées en kg ou m³ pour 5 habitants et sur la PER de 50 ans)

Charges entrantes en kg ou m ³ pour la PER de 50 ans	Charge de référence	Proposition d'analyse de sensibilité	Caractérisation selon Dubois et al (2022)	Caractérisation selon Dubois et al (2022)	Caractérisation selon Dubois et al (2022)
Nombre d'usagers	5 EH	3,5 EH	5 EH	3,5 EH	Habitation moyenne
DBO ₅ (kg/5hab/50ans)	5 475	3 833	3 650	2 555	2 829
DCO (kg/5hab/50ans)	13 140	9 198	8 578	6 004	6 461
Azote total (g/habitation/j)	1 004	703	949	664	694
Phosphore total (g/habitation/j)	119	83	110	77	84
Autres (MES)	5 931	4 152	3 650	2 555	2 738
Volume (m ³ /habitation/j)	12 000	8 400	7 574	5 302	5 676

Tableau 4. Descriptif de caractérisations des eaux usées en entrée de dispositif ANC (valeurs exprimées en mg/L)

Concentrations (mg/L)	Constr. 1	Constr. 2	Constr. 3	Constr. 4	Constr. 5	Constr. 6	Henze et al (2008)	Olivier et al (2019)	Dubois et al (2022)	Vignoles (2015)	Mercoiret (2010)	IPCC (2019)	Arrêté du 4 août 2021	Charge de référence
DBO ₅	314	460	317,3	379	327	356	350	460	514	650	265	400	-	456,3
DCO	944	1006	729,8	755	763	925	750	1060	1209	1500	645,7	960	-	1095,0
N tot	-	110	71,7	39	62	104	60	110	127	115	72,6	40	-	83,6
P tot	-	13	8,8	8	8,65	14	15	13	15,3	20	9,4	-	-	9,9
MES	494	-	410,3	377	438	540	-	650	543	500	288,1	-	-	494,3

4.3 Périmètre des études ACV pour les systèmes d'ANC

L'ACV est une approche multi-étape des produits ou services. Elle a l'objectif d'intégrer au sein du périmètre d'étude l'ensemble des étapes de la chaîne de valeur afin d'obtenir un point de vue le plus holistique possible du système étudié, tout en répondant à la question posée. La définition du périmètre est réalisée en phase 1 d'une ACV et va ensuite cadrer les éléments à modéliser et la collecte des données de la phase 2 pour l'obtention des ICV. En effet, comme le présente Corominas et al. (2020), ce périmètre peut évoluer selon l'objectif de l'étude : (i) planification et étude de stratégie de gestion des eaux usées, (ii) conception d'installations et de réseaux, (iii) étude et/ou comparaison de l'exploitation, de l'optimisation et de réadaptation d'installations existantes, (iv) développement de nouvelles technologies de traitement. Dans le cadre des ACV ciblées par la démarche de standardisation, les questions et sous-questions pertinentes et les périmètres associés sont présentés dans la Figure 3 et le Tableau 5 (extrait de Corominas et al., 2020).

Les périmètres pertinents au regard des questions ciblées pour les études ACV sont :

- A : traitement des eaux usées à l'exclusion de la gestion des boues ;
- B : traitement des eaux usées et des boues à l'exclusion du transport ;
- C : traitement des eaux usées et des boues, transport compris ;
- D : traitement des eaux usées et des boues jusqu'à la fin de vie des boues ;
- **F : idem que D avec substitution des engrais par les produits résiduels organiques.**

Le périmètre recommandé est le F, les étapes de collecte associées aux systèmes d'ANC sont uniquement les infrastructures des réseaux de collecte extra-habitation.

Chaque composante ou étape du système analysé doit ainsi être décrite par un ICV à travers les ressources et l'énergie nécessaires à la production de biens d'équipement (infrastructure et équipement), l'usage d'énergie, et les produits chimiques consommés pendant le traitement.

Les émissions de substances vers la nature sont les flux de substances rejetées par les filières de traitement d'eaux usées dans le sol, l'air et l'eau. Il s'agit principalement des émissions générées lors du traitement de l'eau, lors du rejet de l'eau usée traitée dans l'environnement et lors du traitement des matières de vidange.

A noter que pour réaliser une étude ACV comparative avec plusieurs filières ANC, il faut respecter le même périmètre pour chaque filière, et inclure tous les facteurs pertinents à l'objectif de l'étude.

La prise en compte possible du **pouvoir fertilisant des matières de vidanges** après leur traitement (périmètre F) montre que ces systèmes peuvent être multi-fonctionnels. Ces systèmes ne sont plus uniquement des filières de traitement mais permettent de récupérer des éléments fertilisants, ce qui les positionne directement dans un contexte d'économie circulaire et de revalorisation des ressources (Corominas et al., 2020). Pour intégrer au sein du périmètre la

valorisation agricole des boues de STEU à travers lesquelles les matières de vidanges sont traitées, l'Irstea propose de prendre un évitement potentiel des productions d'engrais (une substitution), en fournissant un bilan massique cohérent comme justification des quantités d'engrais évités (Risch & Boutin, 2020a). Ce périmètre proposé par Irstea correspond bien au périmètre F ciblé par (Corominas et al., 2020)

Aucun autre co-produit n'est identifié dans le cadre des périmètres considérés. Aucune recommandation directe n'est proposée quant aux règles d'affectation économique ou physique concernant ces autres potentiels co-produits.

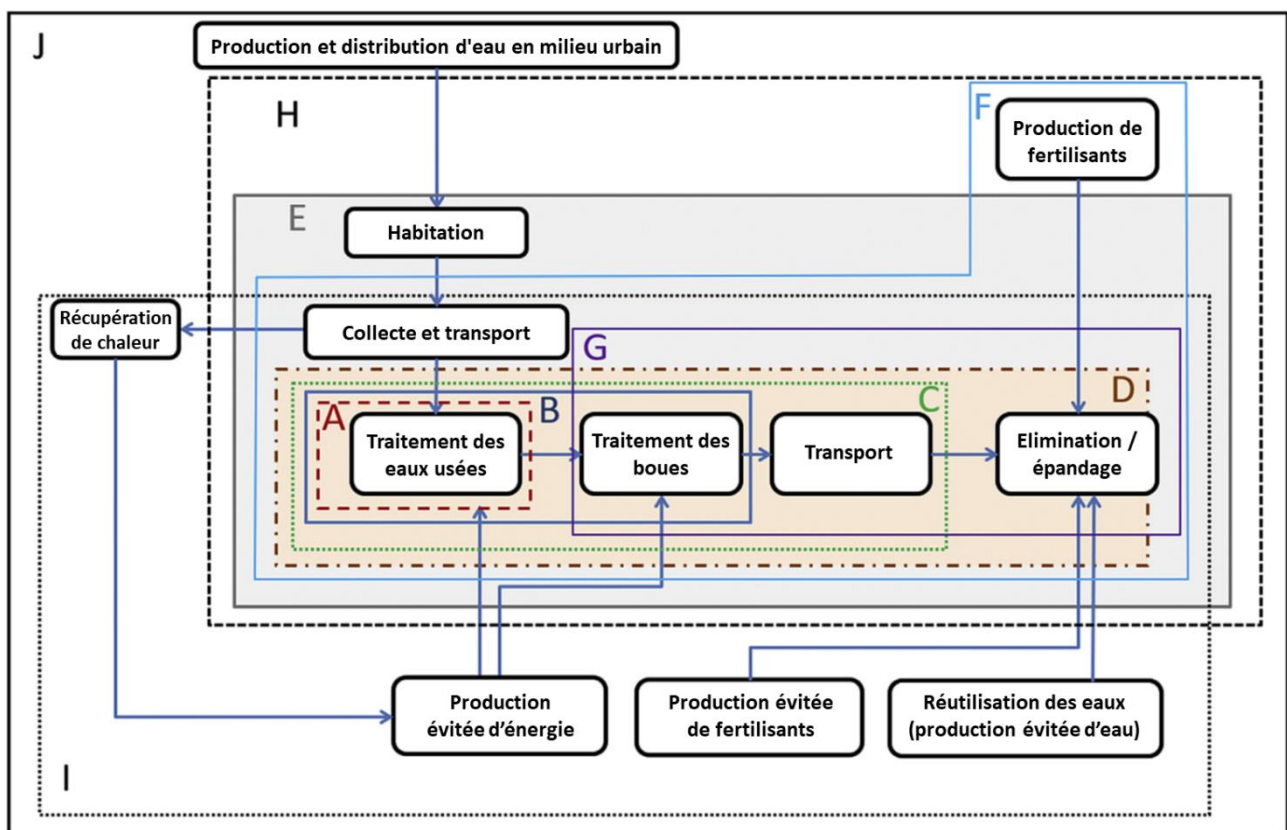


Figure 3. Exemples de limites de systèmes physiques pour les ACV des STEP et ANC. **A** : traitement des eaux usées à l'exclusion de la gestion des boues ; **B** : traitement des eaux usées et des boues à l'exclusion du transport ; **C** : traitement des eaux usées et des boues, transport compris ; **D** : traitement des eaux usées et des boues jusqu'à la fin de vie des boues ; **F** : idem que D avec substitution des engrais par des biosolides ; **G** : traitement des boues ; **H** : idem que E avec substitution d'engrais par des biosolides ; **I** : ensemble du processus de traitement des eaux usées, y compris les substitutions d'énergie, d'engrais et d'eau ; **J** : STEP en tant que composante du système de J : STEP en tant que composante du système d'eau urbain (Corominas et al., 2020).

Tableau 5. Usage potentiel de l'ACV dans le cadre des systèmes d'ANC et de leur standardisation (Corominas et al., 2020). Seules les questions pertinentes vis-à-vis de la standardisation sont présentées ici. Les lettres associées aux périmètres sont présentées en Figure 3.

Question	Sous-question	Méthode d'approche recommandée	Unité fonctionnelle (FU) et Périmètre	Enjeux/Limitations
(ii) Conception d'installations et de réseaux	Identification des points chauds environnementaux d'une STEP à des fins d'amélioration	Basé sur le processus ; attributionnel	UF : volume de traité eaux usées traitées ; PÉRIMÈTRE : A, B	De grandes incertitudes dans l'estimation du N ₂ O
(iii) Etude et/ou comparaison de l'exploitation, de l'optimisation et de réadaptation d'installations existantes	Évaluation de différentes stratégies d'exploitation pour une STEP donnée (par exemple, pour améliorer le fonctionnement - rétrospective) *Cette question est également applicable à la conception.	Basé sur le processus ; attributionnel	UF : volume/charge avec objectifs de traitement PÉRIMÈTRE : A, B, C, D, F	Grandes incertitudes concernant les émissions de N ₂ O ; nécessité d'utiliser une approche probabiliste pour les ACV prospectives et pour les ACV rétrospectives. nécessité de mesurer directement les émissions combinées à des modèles ; nécessité de compléter avec des modèles biophysiques locaux (par exemple, les modèles d'ACV ne sont pas encore prêts à saisir les pics de charges)
(iii) Etude et/ou comparaison de l'exploitation, de l'optimisation et de réadaptation d'installations existantes	Comparaison des impacts environnementaux de différentes STEP (dans la même et/ou différentes régions/pays)	Basé sur le processus ; attributionnel	UF : volume/charge avec objectifs de traitement PÉRIMÈTRE : A, B, C, D, F	L'unité fonctionnelle doit être équitable pour toutes les STEP comparées (par exemple, il n'est pas juste de comparer les STEP qui sont conçues pour éliminer uniquement la DCO avec des STEP qui sont conçues pour éliminer N et P) ; grandes incertitudes concernant les émissions de N ₂ O lors de la comparaison de STEP de différents pays/régions : (i) être conscient que les données propres à chaque pays (par exemple, les changements l'évolution de l'approvisionnement en énergie) (ii) se concentrer sur la comparaison d'inventaire plutôt que sur l'impact en raison des facteurs de caractérisation et de normalisation (par exemple, différentes sources d'électricité)
(iv) Développement de nouvelles technologies de traitement	Pour une technologie donnée, quels sont les paramètres critiques du processus qui régissent les performances environnementales, et dans quelle mesure les améliorations technologiques peuvent-elles avoir un impact sur la durabilité à l'échelle des systèmes ? Peut être utilisé pour identifier les priorités de R&D et la voie à suivre pour le développement technologique (par exemple, identifier les critères de performance critiques pour que les nouvelles technologies soient plus performantes que les existantes)	Basé sur le processus ; attributionnel	FU : volume d'eaux usées traitées ; PÉRIMÈTRE : A, B	Difficile d'obtenir des données suffisantes - pilotage, tests à grande échelle - pour donner suffisamment d'informations applicables à plusieurs endroits et à l'échelle d'un système

Dans le cadre des déclarations de FDES, la norme NF EN 15804+A2 décrit le périmètre du produit de construction analysé suivant le format présenté dans le Tableau 6. Ce périmètre se focalise sur le cycle de vie dispositif d'ANC mais ne couvre pas les émissions liées aux phases de traitements des eaux usées. Il correspond au périmètre A présenté dans la Figure 3 et le Tableau 5. En effet, le bilan massique associé au traitement de l'eau en lui-même est considéré hors du cadre du périmètre des FDES. Les émissions relarguées dans l'environnement lors de la phase d'usage se concentrent sur les substances émises directement par l'infrastructure du dispositif (elles sont le plus souvent nulles ou négligeables) et non les émissions générées par les processus physiques et biologiques mobilisés pour l'assainissement de l'eau.

Il est à noter que le module D du cadre FDES concerne les bénéfices potentiels de réutilisation ou de recyclage des éléments d'infrastructure des dispositifs. Il ne concerne pas les bénéfices potentiels liés à l'épandage des boues de STEU issues des traitements des matières de vidange. Si le bilan massique en fonctionnement était intégré au périmètre FDES, la valorisation des boues pourrait être intégrée au module D.

Tableau 6. Description des frontières du système dans le cadre des déclarations FDES

	Etape de la chaîne de valeur	Module du cycle de vie : Sous-étapes	Nomenclature du module
Périmètre du cycle de vie	Etapes de production	Production des matières premières, leurs transports et la fabrication du dispositif d'ANC	A1-A3
		Etapes du processus de construction	Transport du dispositif jusqu'au site de construction
	Processus de construction, installation		A5
	Etapes d'utilisation / de vie en œuvre	Utilisation	B1
		Maintenance	B2
		Réparation	B3
		Remplacement (selon les DVR du dispositif et des accessoires)	B4
		Réhabilitation	B5
		Consommation d'énergie lors de la phase d'usage	B6
		Consommation d'eau lors de la phase d'usage	B7
	Etapes de fin de vie	Démolition	C1
		Transport des déchets	C2
		Traitement des déchets	C3
		Elimination	C4
	Bénéfices et charges au-delà des frontières du système	Possibilité de réutilisation, récupération, recyclage	D

4.4 Critères de coupure et d'exclusions

L'obtention d'un ICV détaillé finement peut nécessiter beaucoup de temps et de travail. Il peut être envisagé de négliger certains flux. Des critères de coupure sont utilisés et définis par les normes lorsqu'il est nécessaire de décider si des recherches supplémentaires doivent être faites pour prendre en compte ou non des processus inconnus à date et leurs flux d'intrants ou de sortants associés. Certains composants et flux peuvent donc être exclus du périmètre de l'étude et donc des ICV.

Les **critères de coupure** définis par la norme NF EN 15804+A2 se basent sur les quantités de masse et d'énergie des composants par rapport à chaque module du cycle de vie (Tableau 6) et par rapport à l'infrastructure complète. Ces critères sont fixés à 1% en masse et en énergie primaire au niveau des modules du cycle de vie. Des éléments d'infrastructure ayant une masse inférieure à 1% de la masse connue du composant du dispositif et dont les données ne sont pas aisément disponibles peuvent ainsi, avec justification, être exclus du périmètre d'étude. Si l'information est disponible, le composant doit être intégré au périmètre. En plus du critère fixé à 1% de la masse et de l'énergie du composant, l'ensemble des données négligées doivent être inférieures à 5% de la masse totale et des entrées totales d'énergie dans le périmètre global de l'ACV du dispositif.

L'exclusion par le cadre des FDES des **émissions liées aux processus physiques et biologiques** (le bilan massique) lors de la phase d'usage est une spécificité de ce cadre qui fait que ce périmètre d'étude se distingue d'un certain nombre d'autres recommandations. En effet, dans le contexte des ACV, les émissions liées aux bilans massiques sont bien à prendre en compte dans la limite des connaissances ou des mesures terrains (Corominas et al., 2020; Risch & Boutin, 2020a). Les facteurs d'émissions de GES pour les bilans nationaux intègrent les émissions associées aux traitements des eaux (IPCC, 2014, 2019b). Finalement, les émissions directes dites de « procédés » qui proviennent des activités biologiques, mécaniques, chimiques, ou d'autres activités qui sont liées à un procédé industriel sont considérées comme pertinentes et il est obligatoire de les intégrer au périmètre d'étude selon le Guide méthodologique des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement (ADEME & ASTEE, 2018). **Dans le cadre des standardisations des ACV des dispositifs d'ANC, les bilans massiques associés aux flux d'éléments traités, et les émissions vers l'environnement qui y sont associées, sont à intégrer aux bilans environnementaux.**

Les eaux usées à traiter sont le milieu de réception d'un certain nombre de polluants. En plus des éléments organiques, les métaux lourds, ou **Eléments Traces Métalliques (ETM)**, s'ajoutent à la caractérisation des eaux usées. Ceccaldi et al. (2017) proposent une caractérisation des eaux usées en contexte rural pour les 12 principaux ETM et pour 3 substances organiques (autres que les caractérisations de DBO₅, d'azote et de phosphore). Dans l'état actuel des connaissances concernant les caractérisations des eaux usées en milieu rural pour ces éléments-là, du fait de la

très forte variabilité de leurs caractérisations et de leur devenir (eaux traitées, matières de vidange, autres), ces ETM et substances organiques sont exclus dans le cadre de la standardisation proposée.

L'apport de nouvelles données plus robustes ou de données spécifiques fournies par les industriels pour les caractérisations et les devenir de ces substances pourront permettre de les prendre en compte dans les bilans massiques des étapes de traitement (Luo et al., 2014). A noter que ces éléments peuvent avoir des contributions non-négligeables sur les indicateurs d'écotoxicité (Risch et al., 2021).

4.5 Méthode de calcul des impacts environnementaux

Le choix de la méthode de calcul des impacts environnementaux intervient lors de la phase 1 de définition des objectifs et du champ d'étude de l'ACV puis en phase 3 pour le calcul des impacts environnementaux à proprement parlé. La méthode de calcul des résultats d'impacts environnementaux recommandée pour la réalisation des ACV des dispositifs d'ANC est la méthode de *l'Environmental Footprint 3* (European Commission, 2018; Fazio et al., 2018; Zampori & Pant, 2019). Cette méthode regroupe un ensemble de 19 indicateurs recommandés par la Commission Européenne (Tableau 7). Il s'agit aussi de la méthode recommandée par le PEF (Product Environmental Footprint) et la norme EN 15804 + A2.

Dans le cadre de déclaration FDES (et non dans le cadre d'étude ACV), 13 résultats d'indicateurs sont à fournir obligatoirement et 6 résultats d'indicateurs constituent une liste complémentaire.

- Indicateurs environnementaux obligatoires dans le cadre de déclaration FDES

4 indicateurs obligatoires quantifient les résultats d'impacts sur le changement climatique. Il s'agit des :

- Changement climatique – total (somme des 3 autres sous indicateurs) ;
- Changement climatique – contributions des émissions fossiles ;
- Changement climatique – contributions des émissions biogéniques ;
- Changement climatique – contributions des émissions liées à l'utilisation des terres et aux changements d'utilisation des terres (LULUC : Land Use and Land Use Changes).

La liste des indicateurs obligatoires est complétée par les 9 autres indicateurs : de dégradation de la couche d'ozone, d'acidification, de formation d'ozone photochimique, d'épuisement des ressources métalliques et minérales, des ressources énergétiques et des ressources en eau. Les indicateurs d'eutrophisation des milieux sont aussi des résultats à fournir obligatoirement, ils se déclinent en eutrophisation marine, terrestre et en eau douce.

- Indicateurs environnementaux complémentaires dans le cadre de déclaration FDES

La liste des indicateurs complémentaires est constituée des indicateurs de radiations ionisantes, de particules fines, de l'occupation des terres, et finalement des indicateurs de toxicité sur l'être humain (effets cancérigènes et non cancérigènes), et d'écotoxicité des eaux douces.

Tableau 7. Détails des indicateurs d'impacts de la méthode Environmental Footprint 3 et niveau de recommandation/confiance des indicateurs d'impacts selon ILCD (Fazio et al., 2018)

Catégorie d'impact	Problématiques environnementales mesurées	Unité	Niveau de recommandation	Obligatoire (O) ou Complémentaire (C) – cadre FDES
Changement climatique	<p>Modification des équilibres climatiques, et notamment du phénomène naturel d'effet de serre, due à l'augmentation d'origine anthropique de certains gaz dans l'atmosphère (les principaux sont le CO₂, le CH₄ et le N₂O...). Modèle basé sur l'IPCC 2013, GWP₁₀₀, avec prise en compte de boucles de rétroaction et certains facteurs adaptés par les auteurs de la méthode :</p> <p>Facteur de caractérisation du CO₂ biogénique : 0 kg eq CO₂ / kg ; Facteur de caractérisation du CH₄ biogénique : 34 kg eq CO₂ / kg ; CH₄ fossile : 36,8 kg eq CO₂ / kg Facteur de caractérisation du N₂O : 298 kg eq CO₂ / kg</p> <p>A noter que l'AR 6 de l'IPCC, a publié en août 2021 de nouveaux facteurs de caractérisation révisés⁴.</p> <p>Les 4 indicateurs sont :</p> <ul style="list-style-type: none"> - le potentiel de réchauffement global total (PRG-total) est la somme des PRG-fossile, PRG-biogénique et PRG-luluc - émissions fossiles (PRG-fossile) : Le potentiel de réchauffement global lié aux émissions de gaz à effet de serre (GES) dans tout milieu provenant par exemple de l'oxydation et/ou de la réduction des combustibles fossiles par leur transformation ou leur dégradation (par exemple, combustion, digestion, mise en décharge, etc.). - émissions biogéniques (PRG-biogénique) : Le potentiel de réchauffement global lié aux émissions de carbone dans l'air (CO₂, CO et CH₄) provenant uniquement de l'oxydation et/ou de la réduction de la biomasse de surface par sa transformation ou sa dégradation (par exemple, combustion, digestion, compostage, mise en décharge) et à l'absorption de CO₂ de 	kg CO ₂ eq	I	O

⁴ https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_Full_Report.pdf

	<p>l'atmosphère par photosynthèse pendant la croissance de la biomasse - c'est-à-dire correspondant à la teneur en carbone des produits, des biocarburants ou des résidus végétaux de surface tels que la litière et le bois mort.</p> <p>- occupation des sols et transformation de l'occupation des sols PRG-luluc) : Le potentiel de réchauffement global lié aux absorptions et aux émissions de carbone (CO₂, CO et CH₄) provenant des changements des stocks de carbone causés par la transformation de l'occupation des sols. Cette sous-catégorie comprend les échanges de carbone biogénique provenant de la déforestation, de la construction de routes ou d'autres activités liées au sol (y compris les émissions de carbone du sol).</p>			
<i>Destruction de l'ozone stratosphérique</i>	Phénomène de destruction de la couche d'ozone stratosphérique dû notamment aux gaz CFC contenant du chlore et/ou du brome. Cette couche est une protection pour les organismes vivants en absorbant les rayons ultraviolets nocifs.	kg CFC-11 eq	I	O
<i>Formation d'ozone photochimique</i>	Pollution à l'ozone ou « smog » générée par l'émission dans les couches basses de l'atmosphère de composés organiques volatils et de NO _x . La formation d'ozone par la réaction des oxydes d'azote avec les hydrocarbures en présence de la lumière du soleil est une réaction photochimique. L'ozone est un fort oxydant, il provoque des problèmes respiratoires et limite la croissance végétale.	kg NMVOC eq	II	O
<i>Particules fines</i>	Pollution aux particules fines en suspension dans l'air pouvant avoir de fortes conséquences sanitaires suite à leur infiltration dans les voies respiratoires. En plus des particules issues des combustions, les oxydes d'azote, de soufre et l'ammoniac sont des gaz liés à la production de particules.	Disease incidence	I	C
<i>Toxicité humaine (effet cancérigène)</i>	Catégories d'impact représentant les effets toxiques sur l'être humain, en termes de morbidité, des émissions de substances dans l'environnement (modèle USETox). Pour chacun des deux indicateurs, la version étudiées est celle où les conséquences des métaux lourds sont modélisées	CTUh	II / III	C
<i>Toxicité humaine (effet non cancérigène)</i>		CTUh	II / III	C

<i>Radiation ionisante (santé humaine)</i>	Quantification des impacts sur la population des rayonnements ionisants à faible dose du cycle du combustible nucléaire. Il ne tient pas compte des effets dus à d'éventuels accidents nucléaires, à l'exposition professionnelle ou à l'élimination de déchets radioactifs dans des installations souterraines. Le rayonnement ionisant potentiel du sol, du radon et de certains matériaux de construction n'est pas non plus mesuré par cet indicateur.	kBq U ²³⁵ eq	II	C
<i>Acidification</i>	Phénomène naturel qui est amplifié par l'augmentation de polluants atmosphériques, notamment le NH ₃ , les NO _x et le SO ₂ . Cet effet se traduit par une diminution de l'absorption d'éléments minéraux par la végétation. Les principales sources d'émission de substances acidifiantes sont l'agriculture et la combustion de combustibles fossiles.	mol H ⁺ eq	II	O
<i>Eutrophisation terrestre</i>	Enrichissement excessif d'un milieu terrestre en éléments nutritifs azotés suite à la déposition d'éléments azotés préalablement émis vers l'atmosphère.	mol N eq	II	O
<i>Eutrophisation des eaux douces</i>	Enrichissement excessif d'un milieu aquatique en éléments nutritifs phosphatés. En milieu aquatique, cet enrichissement peut provoquer un développement surabondant de biomasse végétale dont la décomposition ultérieure consomme, en partie ou en totalité, l'oxygène dissous dans l'eau et réduit la biodiversité du milieu aquatique.	kg P eq	II	O
<i>Eutrophisation marine</i>	Enrichissement excessif d'un milieu aquatique en éléments nutritifs azotés.	kg N eq	II	O
<i>Ecotoxicité de l'eau douce</i>	Catégorie d'impact représentant les effets toxiques sur les écosystèmes d'eau douce, en termes de fraction d'espèces potentiellement affectées, des émissions de substances dans l'environnement (modèle USETox). La version étudiée est celle où les conséquences des métaux lourds sont modélisées.	CTUe	II / III	C
<i>Occupation des terres</i>	L'indicateur est l'index de qualité des sols proposé par le modèle LANCA V2.2. Il agrège quatre aspects du sol sur lesquels les activités humaines peuvent avoir des impacts potentiels : la production biotique, la résistance à l'érosion, la filtration mécanique et la régénération des eaux souterraines.	Pt	III	C

<i>Epuisement des ressources en eau</i>	Modèle Relative Available WAter REmaining (AWARE) qui mesure la ressource disponible restant dans le milieu après que la demande des humains et des écosystèmes aquatiques a été satisfaite	m ³ depriv.	III	O
<i>Epuisement des ressources métalliques et minérales</i>	Indicateur de mesure de l'utilisation de ressources métalliques et minérales	kg Sb eq	III	O
<i>Epuisement des ressources énergétiques</i>	Indicateur de mesure de l'utilisation de ressources énergétiques fossiles et nucléaires	MJ	III	O

Niveau I : recommandé et satisfaisant

Niveau II : recommandé, mais besoin de quelques améliorations

Niveau III : recommandé, mais devrait être utilisé avec prudence

- Précisions de modélisations sur certains indicateurs environnementaux

Dans le cadre de la norme EN 15804 + A2, et au regard de la **catégorie d'impacts sur le changement climatique liée au carbone biogénique**, la prise en compte de la neutralité de l'impact du carbone biogénique et de son potentiel stockage définitif en fin de vie ont été révisées. Il est maintenant devenu obligatoire de suivre l'absorption et la libération de ce carbone biogénique et de traduire ces flux au sein des résultats d'impacts. Tout kilogramme de carbone biogénique entrant dans le système est donc comptabilisé à -1 kg C car il est issu directement ou indirectement de l'absorption par la réaction de photosynthèse, que le matériau utilisé soit un déchet (DBO5) ou un produit (comme des fibres de coco ou des copeaux de bois). Ce -1 kg C correspond à -3,66 kg CO₂ biogénique et donc à -3,66 kg eq CO₂. Cette absorption de carbone biogénique est à prendre en compte uniquement lorsque le caractère durable de l'exploitation qui produit la biomasse est démontré.

Pour les émissions en sortie, tout carbone biogénique émis ou sortant du périmètre de l'étude (en phase d'usage ou en fin de vie) est comptabilisé comme ayant un impact sur le changement climatique.

L'effet potentiel du temps de stockage temporaire de carbone dans la biomasse ne peut être intégré au calcul de l'indicateur de changement climatique de la NF EN 15804+A2. Cette orientation est aussi celle suivie dans la norme NF EN ISO – Gaz à effet de serre – Empreinte carbone des produits – Exigences et lignes directrices pour la quantification. La RE2020 introduit un calcul à l'échelle du bâtiment d'ACV dynamique simplifiée mais il est à date recommandé de suivre uniquement les normes cadrant les FDES pour la standardisation des ACV d'ANC. Il n'est donc pas recommandé de prendre en compte un impact dégressif des émissions de carbone biogénique sur le changement climatique suite à une période de stockage.

Dans la liste des indicateurs complémentaires, **les trois indicateurs de toxicité sur l'être humain et d'écotoxicité des milieux d'eau douce** qui y sont proposés modélisent les impacts de l'ensemble des substances, y compris les impacts des ETM. Il s'agit des indicateurs du modèle USEtox 2.0. Il est à noter que plusieurs versions de ces indicateurs sont proposées au sein de *l'Environmental Footprint 3*. Chacun de ces indicateurs de toxicité sur l'être humain et d'écotoxicité est en effet décliné en 4 versions :

- indicateurs d'impacts agrégeant les trois types de substances ci-après (indicateurs de la liste complémentaire de la norme EN 15804 + A2) ;
- indicateur d'impacts des substances organiques ;
- indicateur d'impacts des substances inorganiques ;
- indicateur d'impacts des ETM.

Du fait de l'incertitude liée aux résultats obtenus sur les indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, les auteurs de ces indicateurs et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement précisent que les différences de résultats ne sont le plus souvent significatives qu'à des échelles

logarithmiques au regard de l'avancée des recherches (Bijster et al., 2018; UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative, 2019).

Il faut noter que **l'indicateur d'épuisement des ressources énergétiques** associe les ressources fossiles et nucléaires au sein du même indicateur.

Concernant **l'indicateur d'épuisement des ressources métalliques et minérales**, certaines adaptations des facteurs de caractérisation pourraient être apportées par les annexes des compléments nationaux. En effet, la catégorie de déplétion des ressources abiotiques de la méthode CML précédemment recommandée par la norme EN 15804 + A1, avait été complétée par le complément national. Ce complément national fournissait des facteurs de caractérisation pour l'usage d'argile, de gravier, de sable et d'autres ressources issues de carrières. *L'Environmental Footprint 3* ne proposant pas non plus de facteur de caractérisation pour ces matériaux, de nouveaux facteurs pourraient être fournis lors de la publication de ce complément national.

Seuls les indicateurs environnementaux fournis par les méthodologies classiques d'ACV ont été présentés ici. Les déclarations FDES doivent intégrer en plus de ces résultats d'indicateurs environnementaux, des résultats d'indicateurs d'utilisation de ressources (10 indicateurs) et de déchets et de flux de production (7 indicateurs)

5 Description des données à collecter et recommandations pour la réalisation de bilans massiques

La collecte des données de modélisation et les choix des modèles d'émissions font partie de la phase 2 de l'ACV en vue de constituer les ICV. Cette partie est scindée en deux sous-parties. La première présente un panorama des données d'harmonisation pour les modélisations des infrastructures et de leurs maintenances. Ces données sont associées à la modélisation du dispositif d'ANC et son fonctionnement est abordé ici uniquement à travers les modules d'émissions à intégrer dans une déclaration de type FDES. Elles proposent des données standards pour un certain nombre de postes et permettent donc d'accélérer la collecte des données.

La seconde partie présente l'harmonisation des bilans massiques associés aux flux d'eau et de polluants à traiter lors de la phase d'usage. Le principe d'un bilan matière cohérent et équilibré est que tous les polluants qui entrent dans le dispositif doivent se retrouver, après leur dégradation et sous une autre forme chimique, en sortie soit dans les eaux traitées, soit dans l'air (réactions épuratoires), soit dans les matières de vidange.

5.1 Panorama des données d'infrastructure et de maintenance

La description des données harmonisées est ici faite suivant les modules (étapes du cycle de vie) des déclarations de type FDES (Tableau 6).

5.1.1 Fabrication et construction du dispositif d'assainissement

Les modules A1 à A3 couvrent les étapes de production des cuves, des composants, des médias filtrants et des accessoires des dispositifs.

Ces modules relèvent quasiment, dans leur intégralité, à des données spécifiques pour chaque dispositif et pour chaque dimensionnement. Ils ciblent les matériaux constituant les dispositifs, leurs modes de production, le transport des matières premières. Une liste des composants susceptibles d'être intégrés à la description du dispositif est proposée en Annexe 8.1. Cette liste n'est pas exhaustive et les modes de production, les DVR et les distances d'acheminement des matières premières doivent être précisés pour chaque élément. La DVR d'un produit va déterminer le nombre de remplacements nécessaires des pièces/dispositifs pour remplir le service décrit par l'UF durant toute la PER de 50 ans. Suivant la logique de cycle de vie, les impacts de la production et de la construction d'un produit ayant une DVR inférieure à 25 ans seront alors multipliés par le ratio 50 / DVR.

Seules les longueurs minimales des réseaux de collecte extra-habitation des eaux usées et du réseau d'évacuation sont fixées à 5 mètres de canalisation entre l'habitation et le dispositif. La même distance est appliquée entre le dispositif et le milieu récepteur des eaux traitées. Les autres

caractéristiques des dimensions de ces réseaux relèvent de données spécifiques (type de matériau, épaisseur de paroi, masse linéaire, emballages...).

Les modules A4 - A5 ciblent les étapes de construction du dispositif : transport du dispositif jusqu'au site de construction et installation du dispositif.

L'étape de livraison du dispositif doit être détaillée à travers le type de véhicule utilisé (PTCA, charge utile, masse des produits transportés, consommation de carburant, taux de charge, retour à vide). La distance de livraison est obtenue par la moyenne pondérée des distances spécifiques des livraisons du constructeur. A défaut, il est recommandé d'utiliser la distance maximale des livraisons enregistrées par le constructeur.

Les autres intrants utilisés lors de l'installation du dispositif sont du sable, des graviers d'assainissement (4/6 mm) pour le lit de pose et de la terre végétale pour le remblai supérieur. Les conditions de construction prises en compte sont des conditions de pose classique, sur un sol arable normal sec, hors nappe et hors roche affleurante. Aucune dalle d'ancrage n'est prise en compte dans les scénarios de référence. Les distances de transport pour ces matériaux sont fixées à 30 km. Le type de véhicule et sa consommation de carburant sont spécifiques.

L'étape de construction est associée à l'excavation de sol. Le volume de sol excavé est fixé par les dimensions extérieures du produit auxquelles sont ajoutées 30cm de hauteur (remblai inférieur de 10 cm et remblai supérieur de 20 cm) et 60 cm pour la largeur et la longueur (30 cm pour les remblais latéraux de chaque côté). A ce volume excavé s'ajoute le volume d'enfouissement des tuyaux d'une section de tranchée de 40 x 40 cm.

Le volume de sol et de sable issu de l'excavation est réutilisé sur le chantier et sa gestion n'entraîne pas d'impacts environnementaux.

Même si tous les ouvrages sont enterrés, la surface au sol n'est pas utilisable pour une autre activité, donc les impacts liés à l'utilisation de la surface sont pris en compte. La surface totale occupée est égale à la surface de l'installation à laquelle s'ajoute une bordure de 2 m.

Des consommations d'énergie, principalement du diesel, sont réalisées lors du processus d'installation. Ces données sont spécifiques à chaque dispositif. Ces étapes de travaux peuvent aussi être modélisées par les inventaires « équipe terrassement STEP » proposées par Catel et al. (2018) et mobilisées par le logiciel ACV4E⁵ (voir Annexe 8.2). Une estimation de 2h de mobilisation de l'équipe de terrassement avait été prise.

⁵ <https://acv4e.inrae.fr/fr/documentation/>

5.1.2 Usage du dispositif et son entretien

Les **modules de vie en œuvre B1 - B7 décrivent les consommations, les émissions, le remplacement des pièces** lors de la phase d'usage du dispositif.

Le module B1 considère les émissions relarguées dans l'environnement par les matériaux du dispositif installé. Les matériaux ne sont pas considérés comme des matériaux émettant des substances suite à leur installation.

Les émissions dans l'air et dans l'eau liées aux processus biologiques pour le traitement des eaux usées ne font pas partie du périmètre de la FDES. Ces émissions doivent être décrites dans le bilan matière présenté en section 5.2 et font partie du périmètre des ACV.

Le **module B2 détaille les étapes de maintenance** pour le bon fonctionnement des dispositifs. Les visites de contrôle annuelles sont réalisées par les prestataires multimarque. La distance considérée pour chaque visite est de 25 km (soit un total de 1 250 km sur la PER).

La vidange périodique des matières de vidange accumulées dans les fosses toutes eaux ou les décanteurs est l'autre principale étape de maintenance des systèmes. La fréquence de vidange est à déterminer avec le constructeur et doit être cohérente avec le bilan matière au regard de la dynamique d'accumulation des boues. La vidange doit être effectuée lorsque 50% du volume total du décanteur des filtres compacts est rempli. Pour les microstations, elle doit être effectuée lorsque 30% du volume total du décanteur est atteint. Lors de ces vidanges, c'est l'intégralité de la matière exportée qui est à prendre en compte dans le transport et non pas uniquement la masse de boues. Etant considérées comme des déchets non dangereux, les boues sont transportées sur une distance de 50 km pour leur traitement en STEU.

L'entretien des surfaces au-dessus des dispositifs enterrés est réalisé par désherbage mécanique (tondeuse) des abords de l'installation 6 fois par an. La surface à désherber correspond à la surface au sol du dispositif à laquelle sont ajoutés 2 m de bordure (Catel et al., 2018).

Le faucardage (avec débroussailleuse) doit être réalisé pour gérer la croissance des macrophytes des filtres plantés (Catel et al., 2018).

Les types de motorisations de ces deux étapes d'entretien peuvent être électrique ou fossile. Ces modélisations sont à réaliser via les données spécifiques.

Les **modules B3 à B5 détaillent les réparations, les remplacements de pièces et la réhabilitation**. Les remplacements des pièces sont spécifiques à chaque dispositif et dépendent de leurs Durées de Vie de Référence (DVR). Le groupe de travail a fixé un certain nombre de DVR pour les principales parties des dispositifs ANC (Tableau 8). Ces données peuvent être adaptées suivant les données spécifiques fournies par les constructeurs.

Tableau 8. Proposition de Durée de Vie de Référence pour les principaux éléments des dispositifs

Type de remplacement	Cycle de maintenance (années)
Cuves et réacteurs biologiques	50 ans
Pièces mobiles	30 ans
Bassin (pour filtres plantés)	20 ans
Sable (média filtrant)*	20 ans
Géotextile	17 ans
Média filtrant (durée variable suivant la nature du matériel et le dimensionnement)	10 à 20 ans
Pompe de relevage	8 ans
Surpresseur	8 ans
Electrovanne	8 ans
Diffuseur d'air	8 ans
Dispositif d'alarme	8 ans
Membranes	2 ans

* valeur qui est valable uniquement selon les dimensionnements donnés au NF DTU 64.1 d'août 2013

Le **module B6 décrit les consommations d'énergie** lors de la phase d'usage. Ces consommations correspondent aux consommations électriques des éléments motorisés et des consommations de carburants aux étapes de maintenance.

Pour les consommations électriques, les données de puissance à prendre en compte pour estimer la consommation sont les puissances induites totales de chaque appareil et non les puissances nominales. Les durées de fonctionnement sont des données spécifiques pour chaque élément du dispositif. Le type de mix électrique à considérer est le mix moyen français pour l'année la plus récente possible.

Pour les étapes de vidange des boues, une consommation de diesel peut être prise en compte suivant les données proposées par Catel et al. (2018) si elle est pertinente et si d'autres données ne sont pas disponibles. L'estimation de consommation est de 0,83 L de diesel / m³ de matières de vidange.

Les remplacements des médias peuvent aussi être une source de consommation d'énergie fossile.

Aucune consommation d'eau n'est envisagée pour les principaux dispositifs.

5.1.3 Fins de vie des produits et recyclage

Les **modules C1 à C4 décrivent les étapes de démolition et de démantèlement du dispositif, de transport, de traitements et d'élimination des déchets.**

Les déchets sont générés par le remplacement des pièces et par les matières de vidange. Les eaux usées traitées sont rejetées directement dans l'environnement. Le praticien doit alors cibler les filières utilisées pour chaque élément : incinération, enfouissement, recyclage. Pour les matières

de vidange, leur destination est en tête d'unité de STEU. Les éléments des boues traitées par les STEU peuvent faire l'objet d'un bénéfice de substitution de fertilisant grâce à leur épandage et si le bilan massique est robuste.

Les distances de transport des déchets ont été harmonisées au sein du groupe de travail. Les données par défaut sont de 30 km pour les déchets inertes, de 50 km pour les déchets non dangereux, et de 100 km pour les déchets dangereux. Dans le cas où des données spécifiques sont fournies par le constructeur pour cibler des filières de traitements particulières, d'autres distances peuvent être utilisées.

Les travaux nécessaires au démantèlement des dispositifs (cuve et bassin des filtres plantés) sont à prendre en compte dans ce module. Cette étape peut être modélisée de la même manière que pour l'installation du dispositif au module de construction. Pour cette étape de démantèlement, un temps de travail identique à l'installation (excavation, terrassement...) avait été considéré par Catel et al. (2018), soit 2h de mobilisation de l'équipe de terrassement modélisées en Annexe 8.2.

5.2 Harmonisation des bilans massiques

Les recommandations méthodologiques pour la réalisation des ACV des systèmes d'ANC préconisent d'intégrer les émissions directes et indirectes liées au traitement des eaux usées lors de la phase d'usage du dispositif (section 4.3). La description du périmètre pris en compte est réalisée lors de la première phase de l'ACV (définition des objectifs et du champ d'étude) tandis que la description des flux de substance est réalisée lors de la seconde phase de l'étude ACV (inventaire des flux). Ce bilan massique constitue une partie des ICV, au côté des modélisations des infrastructures et des opérations d'exploitation et de maintenance. Le bilan massique étant relativement contributeur sur les résultats d'impacts (Risch et al., 2021) et étant différents selon les procédés épuratoires mis en jeu (performances et destinations des substances rejetées dans le sol, l'air et l'eau), l'exclure du périmètre de l'ACV n'est pas pertinent. **La prise en compte des émissions liées aux bilans massiques lors de la phase d'usage du dispositif est ainsi une des principales différences observées entre le cadre méthodologique d'une ACV de traitement des eaux et le cadre d'analyse des FDES. Il est recommandé de clairement distinguer leurs impacts lors des analyses des résultats d'impacts environnementaux.**

Cette partie se focalise sur la description des flux d'émissions en reposant sur un bilan massique des pollutions et de leur devenir. Le bilan massique se base sur la description des flux d'entrée (charge d'eaux usées domestiques) et de sortie (émissions vers l'environnement, accumulation de boues et leur vidange...) du dispositif. Ces bilans massiques se doivent de répondre à des exigences réglementaires en termes de performances de traitement et de qualité d'eau traitée rejetée. Les charges de matières organiques appliquées aux dispositifs d'ANC ont donc été

harmonisées (section 4.2). Ces bilans correspondent concrètement à la quantification des flux des éléments et des substances associées au carbone, à l'azote, au phosphore... Le principe du bilan de matière est que tous les polluants qui entrent dans le dispositif étudié doivent se retrouver en sortie dans un compartiment comme les eaux traitées, l'air (réactions épuratoires), la biomasse ou les matières de vidange (Risch & Boutin, 2020a).

L'obtention de ces bilans massiques fait le plus souvent face à un manque de données. Il s'agit donc de cibler les données spécifiques déjà acquises, qui peuvent être complétées par des hypothèses et des modèles de fonctionnement et d'émissions obtenus par la littérature et des retours d'expérience. Les éléments (carbone, azote, phosphore...) dont une partie de la masse n'est pas orientée vers un compartiment avec les données et modèles de calcul, doivent faire l'objet d'hypothèses les plus cohérentes possibles pour équilibrer de manière la plus représentative le bilan.

5.2.1 Principe des bilans massiques pour obtenir les ICV

La deuxième phase d'une ACV est dédiée à l'obtention des ICV qui inventorient l'ensemble des consommations de ressources et d'énergies, ainsi que les émissions de substances vers les compartiments eau, air et sol. Il s'agit ici de clarifier la procédure pour dresser un inventaire cohérent et équilibré du bilan massique des substances contenues dans les eaux usées domestiques et qui sont traitées par un dispositif d'ANC. La Figure 4 illustre un modèle simplifié du fonctionnement d'un dispositif d'ANC pour figurer les différents éléments du bilan massique (charge en entrée, sortie en termes de rejets et émissions vers l'air, l'eau, le sol, et les matières de vidange) du modèle de l'ICV.

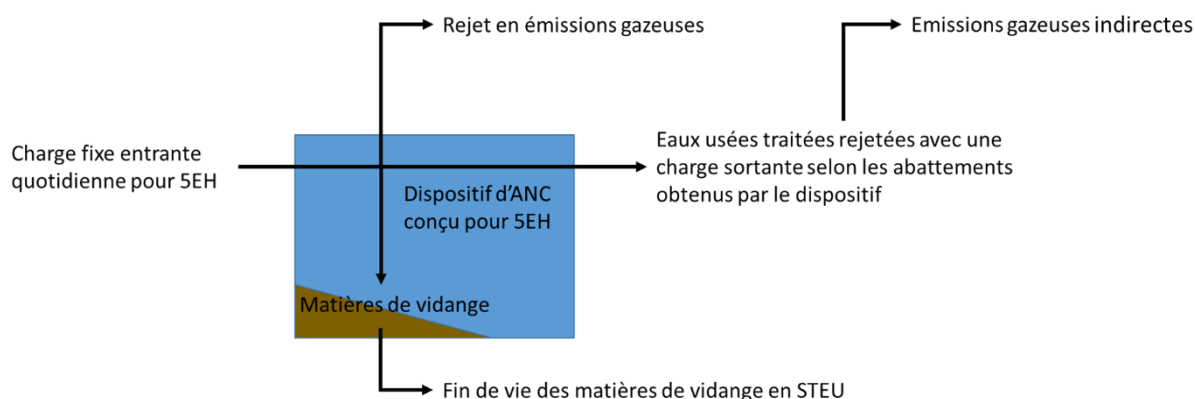


Figure 4. Représentation schématique du modèle ACV pour le bilan massique d'un dispositif d'ANC

Au sein du bilan massique, chaque élément chimique (carbone, phosphore, azote, potassium, éléments traces métalliques, composés organiques) qui entre dans le dispositif doit être orienté vers un compartiment d'émission. Par exemple, tout le contenu carbone associé à la DCO entrant dans le dispositif d'assainissement doit être orienté vers un exutoire à travers le bilan :

$$C\text{-DCO}_{\text{charge entrante}} = C\text{-DCO}_{\text{accumulation matières de vidange}} + C\text{-DCO}_{\text{rejet dans l'eau}} + C\text{-CH}_4_{\text{émissions gazeuses}} + C\text{-CO}_2_{\text{émissions gazeuses}}$$

Pour chaque élément chimique, le flux appelé « résiduaire » est le flux qui accumulera les surplus de l'élément chimique, une fois que les autres flux ont été caractérisés par des facteurs d'émissions. Par exemple, si le flux de $C-CO_2$ émissions gazeuses est le flux résiduaire, sa valeur est déduite par le bilan :

$$C-CO_2 \text{ émissions gazeuses} = C-DCO_{\text{charge entrante}} - C-DCO_{\text{accumulation matières de vidange}} - C-DCO_{\text{rejet dans l'eau}} - C-CH_4 \text{ émissions gazeuses}$$

Les dispositifs d'ANC sont constitués d'un ou plusieurs sous-systèmes, aussi appelés compartiments. Ces sous-systèmes, d'un nombre rarement supérieur à 3, ont chacun des fonctions différentes au regard de l'abaissement de la charge polluante dans le but de rejeter une eau traitée dont la qualité répond aux exigences réglementaires. Suivant les dispositifs, les objectifs des sous-systèmes sont de :

- séparer les solides par décantation (fosses toutes eaux, bassin de décantation primaire, clarificateur...);
- filtrer le flux d'eau à traiter ;
- transformer la matière organique par des micro-organismes qui croissent sur un support fixe ou libre (immergé ou non, avec aération active ou non, avec présence de macrophyte pour les filtres plantés).

Au sein de chacun de ces compartiments, la charge organique s'abaisse via :

- une accumulation des solides par décantation ou fixation sur des filtres (qui seront donc évacués par vidange) ;
- une absorption des substances par des micro-organismes qui se développent en utilisant les éléments contenus dans l'eau usée ;
- un transfert d'éléments vers des roseaux en croissance ;
- une sortie des substances via des émissions vers l'atmosphère (principalement sous forme de CO_2 , CH_4 , N_2O , NO , N_2 , voir NH_3).

5.2.2 Procédure de modélisation du bilan massique

Face à ces divers types de dispositifs et mécanismes d'abaissement de la charge organique, la collecte de données et la modélisation des bilans massiques peuvent s'avérer complexes. L'obtention de ces bilans fait aussi face à un manque de données terrain sur l'accumulation des boues, leurs caractérisations, et sur des mesures d'émissions vers l'air qui ne sont pas aisées à mettre en œuvre pour obtenir des flux. Risch & Boutin (2020) ont listé les manques éventuels de données. Pour la réalisation des bilans massiques, il s'agit donc de suivre la procédure pour :

- déterminer tout d'abord les données spécifiques déjà acquises pouvant alimenter le bilan massique. Ces données permettent de fixer certains flux comme :
 - les charges organiques des eaux usées entrantes fixées par la standardisation (section 4.2) ;
 - le volume d'eau usées à traiter fixé par la standardisation ;
 - les données de performance d'abattement issues des plateformes d'essais ;
 - les volumes de matières de vidange et les fréquences de vidange des compartiments sur la PER de 50 ans ;
 - les mesures directes d'émissions vers l'atmosphère (CH_4 , N_2O , NH_4^+ ...), si possible ;
 - le volume d'eau évaporée ou évapotranspirée, si possible ;
 - les caractérisations des matières de vidange, si possible ;
 - les fréquences et la masse des macrophytes faucardés (cas des filtres plantés) ;
 - la présence d'étape anaérobie ;

- étoffer certains exutoires de devenir des substances par des hypothèses, des calculs et des modèles robustes de flux d'émissions issus de la littérature scientifique comme :
 - les caractérisations des concentrations des eaux usées traitées ;
 - les facteurs d'émissions pour chaque élément C (CO_2 , CH_4), N (NO , N_2O , NH_3 , NH_4^+ , NO_3^- , N_{org}), P (PO_4^{3-} , P_2O_5 , P-org) et vers chaque compartiment air, eau rejetée, matières de vidanges ;
 - les caractérisations des matières de vidange ;
 - les estimations des volumes d'eau évaporée et évapotranspirée ;
 - les estimations des masses d'azote et de phosphore fixées au sein de la biomasse des macrophytes (cas des filtres plantés) ;

- finalement ajuster via des hypothèses les valeurs de certains flux d'éléments résiduaux vers un compartiment (eau, sol, air, matières de vidange) pour équilibrer le bilan massique via :
 - les choix des milieux résiduaux qui accumulent les surplus pour chaque élément chimique, le milieu résiduaire est souvent les matières de vidange ;
 - la validation de la cohérence des données non spécifiques utilisées dans le modèle ;
 - la vérification de la non obtention d'émissions négatives (hors fixation de carbone par de la biomasse) qui révélerait le non équilibrage du bilan.

Le bilan massique idéal suit l'évolution de la charge polluante et des émissions vers l'environnement au niveau de chaque sous-système. Ces données et modélisations étant complexes à obtenir, la méthodologie présentée ne distingue pas les sous-systèmes et repose sur les bilans massiques développés et appliqués par INRAE (Catel et al., 2018; Risch et al., 2021).

5.2.3 Exemple d'un bilan massique

Un bilan massique est présenté en illustration dans cette partie. Le dispositif étudié fait partie des filières traditionnelle de filtre à sable en étant composé d'une fosse toutes eaux (FTE) suivie d'un filtre à sable.

En France le volume recommandé d'une FTE est de 3 m³ pour 5 habitants puis 1 m³ par habitant supplémentaire selon le DTU 64.1 d'août 2013. Un volume de 3m³ est donc considéré pour remplir l'unité fonctionnelle basée sur un dispositif de 5EH.

Le bilan matière est construit à partir des données standardisées des charges entrantes définies en section 4.2. Ces données sont présentées de nouveau dans le Tableau 9. Pour l'étude de ce dispositif fictif, la logique du calcul pour déterminer les charges sortantes ne s'est pas basée sur les rendements épuratoires normalement obtenus par les plateformes d'essais et appliqués sur les charges entrantes. Les charges sortantes ont été obtenues par les données de mesures in situ obtenues par Boutin & al. (2017a) (Tableau 10). Celles-ci étant basées sur un volume d'eau par habitant de 100 L / hab / j, une dilution de la charge a été appliquée de 100/131,5 pour maintenir la cohérence entre les données utilisées.

Le Tableau 11 présente les caractérisations des matières de vidange utilisées dans cet exemple. Le Tableau 12 présente le bilan massique obtenu après équilibre.

- Flux de carbone

Les flux de carbone s'orientent vers l'atmosphère avec la dégradation anaérobie de la charge organique, vers les boues et vers les eaux usées traitées. Les masses de carbones dans les matières de vidange et les eaux usées traitées sont déterminées par les données fournies dans les tableaux Tableau 9 et Tableau 11. Toute la DBO₅ est dégradée selon les hypothèses prises pour ce dispositif et cet exemple.

Le calcul du C-tot via la DCO repose sur le ratio des masses molaires entre du dioxygène et du carbone. La DCO s'exprime en masse d'O₂ (à 32 g / mol) et le carbone est à 12 g / mol. La conversion de 8 kg de DCO en C-tot utilise le facteur $12 / 32 = 0,375$.

Le flux de CH₄ vers l'atmosphère repose sur les données de l'IPCC (2019,b) fournies pour les systèmes avec fosse septique. Ce flux est déterminé par le B₀ qui est la production maximale de CH₄ pour une unité de DCO, associé à un facteur de conversion en méthane (MCF). Le B₀ fourni par l'IPCC pour les eaux usées domestiques est de 0,25 kg de CH₄ / kg de DCO (tableau 6.2 du rapport de IPCC, 2019,b). Le tableau 6.3 de cette publication de l'IPCC fournit les MCF pour un certain nombre de système de traitement des eaux. Le facteur associé aux fosses septique est de 0,5. Ainsi, le facteur d'émission de CH₄ est de 18 g CH₄ / hab / j et donc de 1 643 kg CH₄ / 5 hab / 50 ans, soit 1232 kg C-CH₄ / 5 hab / 50 ans.

Aussi, les émissions de ce carbone sont sous forme de carbone fossile et de carbone biogénique. En effet Corominas et al. (2020) et l'IPCC (2019) considèrent qu'une partie du carbone contenu dans les eaux usées provient d'éléments synthétisés à partir de matière fossile comme les cosmétiques, les résidus pharmaceutiques, les surfactants, les détergents ou certains additifs alimentaires. Corominas et al. (2020) recommandent d'utiliser un ratio de 5% du carbone qui provient de sources fossiles.

Le CO₂ est le flux qui concentre le résidu de carbone. Sa masse est obtenue par soustraction du C tot entrant avec l'ensemble des autres flux de carbone (matières de vidange, eaux traitées, CH₄). Comme pour le méthane, ce flux de CO₂ est scindé en CO₂ fossile et en CO₂ biogénique selon le ratio de 5% de carbone issu de sources fossiles.

Selon la norme NF EN 15804+A2 où tout le carbone entrant dans le dispositif analysé doit être comptabilisé à travers des flux de carbone vers l'atmosphère en fin de vie, la somme du carbone biogénique doit être calculée afin de prendre en compte de manière transparente les impacts de ce carbone vis-à-vis du changement climatique (section 4.5). Les postes d'émissions sont à distinguer entre les émissions de carbone directes du traitement, les émissions indirectes suite au rejet des charges polluantes résiduelles vers le milieu aquatique et les émissions indirectes provenant du carbone accumulé dans les matières de vidange.

Tableau 9 Charge entrante et charge rejetée dans le milieu récepteur (en bleu, les données utilisées pour le bilan massique, en rouge, les données adaptées depuis le Tableau 10)

Paramètres	Charge entrante (section 4.2)			Charge sortante (adaptation de Boutin & Olivier 2017)				Rendement
	Eaux usées à traiter			Eaux traitées rejeté dans le milieu récepteur				épuratoire
	g/m3	g/j/hab	kg/50ans/5hab	g/m3	g/j/hab	kg/an/5hab	kg/50ans/5hab	%
MES	494,3	65,0	5931,3	10,6	1,4	2,555	128	98
DBO5	456,3	60,0	5475,0	5,3	0,7	1,278	64	99
DCO	1095,0	144,0	13140,0	39,5	5,2	9,490	475	96
Ctot	410,6	54,0	4927,5	14,8	2,0	3,559	178	96
N-NH4	53,2	7,0	638,8	8,4	1,1	2,008	100	84
N-org	30,4	4,0	365,0	2,3	0,3	0,548	27	93
NK	83,6	11,0	1003,8	10,6	1,4	2,555	128	87
N-NO2				0,0				-
N-NO3				50,2	6,6	12,045	602	-
Ntot	83,6	11,0	1003,8	60,8	8,0	14,600	730	27
P-PO4	7,4	1,0	89,0					
Ppart	2,5	0,3	29,7					
Ptot	9,9	1,3	118,6					

Tableau 10 Charge sortante mesurée dans les eaux rejetées par Boutin & al. (2017a Famille A, Filière a Dispositif Aa1)

Paramètres	Charge sortante
	g/m3
MES	14,0
DBO5	7,0
DCO	52,0
Ctot	19,5
N-NH4	11,0
N-org	3,0
NK	14,0
N-NO2	
N-NO3	66,0
Ntot	80,0

Tableau 11. Charges polluantes transférées dans les matières de vidange (Canler, 2009; Liénard et al., 2008)

Paramètres	Canler 2009, Liénard 2008	
	Composition des matières de vidange	
	kg/an/hab	kg/50ans/5hab
MES	6,0	1500,0
DBO5		
DCO	8,0	2000,0
Ctot	3,0	750,0
N-NH4	0,046	11,4
Norg	0,144	36,1
NK	0,190	47,5
N-NO2		
N-NO3		
Ntot	0,190	47,5
P-PO4	0,008	1,93
Ppart	0,069	17,33
Ptot	0,077	19,25

Tableau 12 Bilan massique entrée sortie sur les éléments C, N, P pour le dispositif fosse toutes eaux + filtre à sable

	Charges entrantes (kg/50ans/5hab)		Charges sortantes (kg/50ans/5hab)					TOTAL rejeté	
			Emissions et rejets			Co-produits			
			Emissions vers l'air	Emissions vers le sol	Emission vers les eaux de surfaces	CP1 Matières de vidange	CP2 Autre		
N-azote	639	N-NH4			100	11		N-NH4	
	365	N-org			27	36		N-org	
	0	N-NO2			0	0		N-NO2	
	0	N-NO3			602	0		N-NO3	
		N-NH3	107					N-NH3	
		N-NO	0					N-NO	
		N-N ₂ O	12					N-N ₂ O	
		N-N ₂	107					N-N ₂	
	1 004	Total N	227		730	48	0,0	1 004	Total N
P-Phosp.	29,75	P-org			20	17		P-org	
	89,25	P-PO4			80	2		P-PO4	
	0	P-P2O5				0		P-P2O5	
	119	Total P			100	19,3	0,0	119	Total P
C-Carbon		C-CO2 biogénique	2 629					C-CO2	
		C-CO2 fossile	138						
		C-CH4 biogénique	1 170					C-CH4	
		C-CH4 fossile	62						
	2 053	C-DBO5			0	750		C-DBO5	
	4 928	C-DCO			178			C-inert	
4 928	Total C	3 999,6		177,9	750,0	0,0	4 928	Total C	

En vert : données adaptées issues de Boutin & Olivier 2017 ; en rouge : données estimées via les données de Canler, 2009 et Liénard et al., 2008 ; en orange : données estimées de Canler, 2009 et Liénard et al., 2008 avec l'hypothèse que toute la matière biodégradable a été dégradée (DBO₅ sortie = 0 kg); en jaune : données de facteur d'émissions issu de Diaz-Valbuena et al., 2011 ; en violet : flux résiduaire.

- Flux d'azote

Les flux d'azote vers les eaux usées traitées sont calés par les valeurs du Tableau 9. Les flux qui s'orientent vers les matières de vidanges sont fixés par les données du Tableau 11.

Les émissions de N_2O peuvent être très variables selon les processus de traitement. Diaz-Valbuena et al. (2011) propose des valeurs d'émissions spécifiques aux systèmes avec fosse toutes eaux. Le facteur d'émission est de 0,2 g N_2O / hab / j, soit 0,127 g N- N_2O / hab / j et 11, 61 kg N- N_2O / 5 hab / 50 ans.

Le flux résiduaire d'azote cible les autres substances relâchées vers l'atmosphère, à savoir le NH_3 et le N_2 . La masse résiduaire d'azote est obtenue via l'azote total entrant dans le dispositif à laquelle sont soustraits les masses d'azote partant vers les autres compartiments (eaux traitées, matières de vidange, N_2O). Il y a égale répartition du flux résiduaire entre le N_2 et le NH_3 vers l'atmosphère.

- Flux de phosphore

Les flux de phosphore sont fixés tout d'abord par le phosphore exporté dans les matières de vidange (Tableau 11). Le flux résiduaire, calculé à partir du phosphore entrant dans le système auquel est soustrait le phosphore accumulé dans les matières de vidange, est envoyé dans les eaux traitées. Le taux de MES dans le rejet étant très faible, l'hypothèse est faite que 80 % du phosphore émis dans l'eau est sous forme de phosphate, le reste étant sous forme particulaire (Catel et al., 2018).

- Emissions gazeuses indirectes

En complément de ces émissions et du bilan massique, les rejets vers les eaux de surface et vers l'atmosphère sont à l'origine d'émissions indirectes. En effet l'azote envoyé dans les eaux de surface et celui sous forme de NH_3 va subir des phénomènes de nitrification et de dénitrification dans les milieux qui les reçoivent. L'azote rejeté dans les milieux aquatiques a un facteur d'émission indirecte de 0,019 kg N- N_2O / kg N (milieu aquatique peu oxygéné) ou de 0,005 kg N- N_2O / kg N (milieu aquatique bien oxygéné). Ces données sont issues du tableau 6.8.A de l'IPCC (2019).

Le NH_3 volatilisé génère des émissions indirectes de N_2O après sa redéposition sur du sol. Le facteur d'émission indirecte recommandé par l'IPCC (2019a, tableau 11.3) est de 0,010 kg N- N_2O / kg N- NH_3 volatilisé.

Finalement, l'IPCC (2019, tableau 6.3) applique des émissions de CH_4 aux émissions de DCO dans l'environnement. Les 178 kg de C-DCO relâchés avec les eaux usées traitées représentent 474 kg

de DCO. Le facteur d'émission associé à cette charge organique dans l'environnement est de 0,009 à 0,048 kg de CH₄ / kg de DCO selon le type de milieu récepteur.

- Bilan sur les matières de vidanges

La vidange des boues des compartiments, notamment des fosses toutes eaux, est réalisée au maximum lorsque le niveau des boues atteint 50% du volume total du décanteur. Suivant cette valeur, le volume de boue serait de 1,5 m³ pour ce dispositif. Si les données de caractérisation d'accumulation des boues du Tableau 11 sont utilisées, la vérification de la cohérence du bilan massique doit ici cibler si la fréquence des vidanges et l'accumulation estimée sont cohérentes avec les taux d'accumulation réellement observés en termes de matière sèche et autres éléments.

5.2.4 Emissions vers le milieu récepteur

5.2.4.1 Milieu récepteur des eaux usées traitées

Les eaux traitées sont rejetées dans l'environnement en priorité par infiltration dans le sol. Cependant, il est tout à fait possible de réaliser des rejets vers des fossés ou vers des eaux de surface. A l'heure actuelle et dans le cadre de l'ACV, il y a un manque de connaissances sur la modélisation du devenir des polluants après une infiltration dans le sol et sur les impacts potentiels en terme d'éco-toxicité terrestre (Risch & Boutin, 2020a). Pour pallier ce problème, il est recommandé de considérer le cas plus conservatif d'une filière ANC rejetant l'eau traitée dans un cours d'eau ou une rivière, avec zéro émission au sol. Tous les rejets sont donc orientés vers le compartiment des eaux douces de surface.

5.2.4.2 Performance d'abattement et caractérisation des rejets de l'eau usée traitée

La charge organique en entrée de dispositif d'assainissement étant fixée (section 4), les données d'abattement issues des tests en plateformes d'essais sont une source de données pour déterminer les éléments rejetés dans l'eau traitée. Les **pourcentages d'abattement** des DCO, DBO₅, MES, azote total et phosphore total peuvent ainsi être des informations **pour fixer les charges de l'eau usées traitées et rejetées**. Les données de pourcentages d'abattement sont à utiliser, contrairement aux concentrations des éléments dans l'eau de sortie, pour s'affranchir des variations de volumes d'eau utilisés en plateforme d'essais. L'utilisation de ces données d'abattement repose sur l'hypothèse que les performances d'épuration issues de la station sont applicables à la charge d'entrée définie en section 4.

Si les données d'abattement ne sont pas obtenues par le constructeur, les données des concentrations mesurées via les suivis in situ de Boutin & al. (2017a) sur 33 types de dispositifs différents peuvent être mobilisées à défaut. Mobiliser ces données doit être réalisé en vérifiant la cohérence des volumes d'eau par habitant et par an au regard de la charge des polluants en entrée. Une dilution adéquate des concentrations des suivis in situ Boutin & al. (2017a) peut être

nécessaire. En effet, si ces concentrations en sortie sont trop élevées, en appliquant le volume d'eau de 131,5 L / hab / jour (volume qui se conserve entre l'entrée et la sortie pour cet exemple, le volume retenu dans les boues ne représente moins de 1% du volume qui transite dans le dispositif, section 5.2.6), les masses de polluants rejetées dans les eaux traitées peuvent être trop importantes par rapport à la charge en entrée et aux autres émissions vers l'environnement. Ce bilan ne serait dans ce cas pas bien équilibré et les flux sortants à répartir vers les milieux résiduaux seraient négatifs. Les volumes d'eau usées mesurées en contexte rurales varient entre 83 et 100 L / hab / jour (Tableau 1), une dilution des données des suivis in situ de Boutin & al. (2017a) de 100 / 131,5 peut être envisagée. **Cette logique de calcul est proposée uniquement dans le cas où les données de plateforme d'essais des constructeurs ne sont pas fournies.**

Les données d'abattement permettent donc d'estimer les quantités d'éléments (N, P, carbone) retrouvés dans les eaux traitées. Par contre, les formes chimiques de ces éléments ne sont pas forcément détaillées à travers ces données d'abattement alors qu'elles sont déterminantes pour les calculs d'impacts environnementaux vers l'eau, notamment pour les formes de l'azote (N_{org} , NH_4^+ , NO_3^-). Afin de déterminer les proportions des formes chimiques présentes dans les rejets d'eaux traitées, les proportions relatives moyennes de certaines concentrations issues des suivis in situ de Boutin & al. (2017a) peuvent être mobilisées. Les données de concentrations des éléments NK (azote Kjeldahl qui est la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique), $N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$ dans les eaux usées traitées y sont présentées pour 33 types de dispositifs différents. La quantité d'azote total rejetée peut ainsi être répartie suivant les proportions présentées de l'étude et pour le dispositif adéquat.

Dans le cas où des données spécifiques de concentration sont transmises par le commanditaire, celles-ci sont à privilégier pour l'estimation des formes chimiques rejetées.

Quelle que soit sa forme en entrée de dispositif, la charge en azote va être abattue et le calcul de la quantité de l'azote totale dans le rejet peut être déterminée avec le pourcentage d'abattement. Cette quantité d'azote total obtenu dans le flux d'eau rejetée peut-être répartie entre les différentes formes de l'azote dont les proportions sont issues des fiches descriptives de l'étude réalisée par Boutin & al. (2017a). Le Tableau 13 fournit un exemple de valeurs de concentrations mesurées pour les formes de l'azote sur les prélèvements des eaux traitées par des filtres plantés verticale-horizontale. Suivant ces données, l'azote contenu dans l'eau usée traitée en sortie de ce dispositif est à 51% sous forme ammoniacale, 7% sous forme organique, 41% sous forme de nitrate. Sans autre donnée, cette répartition peut être appliquée au système filtres plantés verticale-horizontale qui serait analysé. Les répartitions de ces formes sont disponibles pour 33 dispositifs différents (Boutin & al., 2017a).

Tableau 13. Paramètres chimiques mesurés sur les prélèvements des eaux traitées de filtres plantés verticale-horizontale (Boutin & al. 2017a, p. 11)

mg/L	MES	DCO	DBO ₅	NK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
Médiane	5	51	5	23	21	2
Moyenne	8	62	6	24	21	17
Minimum	Limites de quantification					
Maximum	42	271	64	101	94	118

L'élément phosphore en milieu aqueux est rejeté sous forme de phosphate et sous forme liée à la matière organique. Etant donnée la faible teneur en MES dans les rejets, l'hypothèse est faite que 80 % du phosphore émis dans l'eau est sous forme de phosphate, le reste étant sous forme particulaire (Catel et al., 2018).

De la même manière que pour les autres éléments, les masses de DCO et de DBO₅ sont déterminées par les performances d'abattement des plateformes d'essais.

Aussi, en absence de données de mesures, il reste possible de se limiter aux paramètres classiques dans les rejets (carbone, azote et phosphore) mais la robustesse de l'évaluation d'impact ACV sera amoindrie et cela représentera une limite notable de l'étude ACV, qu'il faudra communiquer en transparence (Risch & Boutin, 2020b). C'est notamment sur les émissions d'éléments traces métalliques, dont les caractérisations dans les eaux traitées des ANC et les impacts sur le sol sont encore très peu développés. Les études ACV doivent ainsi clairement mentionner si les ETM sont intégrés dans le périmètre de l'étude, si des données par défaut sont mobilisées ou si des données spécifiques ont pu être appliquées.

5.2.4.3 Volumes d'eau traversant le dispositif

Suivre les volumes d'eau le long du dispositif de traitement de l'eau permet de déterminer le volume d'eau usée traitée qui est rejetée dans l'environnement. La gestion des volumes d'eau est traduite sur les résultats de l'indicateur d'épuisement des ressources en eau.

Pour les ANC où le flux d'eau est maintenu dans les compartiments fermés (comme les micro-stations ou les filtres compact), il y a conservation de l'eau sous forme liquide et aucune évaporation d'eau n'est à prendre en compte. Le volume d'eau qui arrive dans le dispositif est le même qui est relâché dans les eaux de surface. Cette équivalence en termes de volume extrait et rejeté est à intégrer dans les inventaires. A l'échelle du dispositif, l'entrée de l'eau dans celui-ci est comptabilisée comme une utilisation de ressource tandis que son retour dans le milieu aqueux est traduit par une recharge du milieu.

Par contre, les systèmes avec filtres plantés sont ouverts vers l'atmosphère. L'évaporation directe et l'évapotranspiration via les macrophytes envoient de l'eau vers l'atmosphère qui ne va donc pas recharger le compartiment des eaux de surfaces. Ces transpirations privent les écosystèmes en aval du volume d'eau, qui n'est pas rejetée sous forme liquide. L'évapotranspiration moyenne dans un filtre planté est estimée à 10 mm / m² / j. Un filtre planté de 20m² conçu pour 5EH évapore donc 200 mm / j soit 200 L / j. A l'échelle de la PER, cela correspond à un volume de 3 650 m³ / 50 ans. L'eau rejetée dans le milieu est donc de : 12 000 – 3 650 = 8 350 m³ / 50 ans. Les phénomènes d'évaporation d'eau amènent à augmenter indirectement la concentration dans les eaux rejetées (mais non les masses d'éléments chimiques rejetés). Il est nécessaire de vérifier la cohérence de ces concentrations des rejets au regard de la réglementation et du bon fonctionnement des systèmes.

Les volumes d'eau exportés en même temps que les matières de vidange semblent négligeables au regard des autres volumes d'eau (quelques m³ tous les 2 à 10 ans). Ce volume d'eau est aussi en bonne partie retourné vers les eaux de surfaces suite à son traitement en STEU.

5.2.4.4 Emissions gazeuses indirectes issues des eaux usées traitées

Suite à leur rejet dans le milieu naturel, les eaux usées traitées ont encore une teneur résiduelle en polluants organiques. Ces eaux sont évacuées vers des eaux douces (section 5.2.4.1) et vont y terminer leur dégradation. L'IPCC (2019b) propose des facteurs d'émissions de méthane et de protoxyde d'azote en lien avec les émissions de DCO et d'azote total. Les tableaux 6.3 et 6.8.A du rapport de l'IPCC (2019b) évaluent les facteurs d'émissions selon le milieu aqueux vers lequel est rejetée l'eau traitée :

- 0,028 kg CH₄ / kg DCO, rejet en milieu aquatique non spécifié (facteur recommandé par l'ADEME & ASTEE, 2018) ;
- 0,009 kg CH₄ / kg DCO, rejet en milieu aquatique autre que des réservoirs, lacs ou estuaires ;
- 0,048 kg CH₄ / kg DCO, rejet en milieu aquatique où le carbone qui s'accumule dans les sédiments à un haut potentiel de production de méthane (réservoirs, lacs, estuaires...).
- 0,125 kg CH₄ / kg DCO, égout stagnant, ouvert et chaud ;
- 0 kg CH₄ / kg DCO, égout propre et avec une circulation rapide ;

- 0,005 kg N-N₂O/ kg N-tot, rejet en milieu aquatique non spécifié (eau douce et eau salée, estuaire...), (facteur recommandé par l'ADEME & ASTEE, 2018) ;
- 0,019 kg N-N₂O/ kg N-tot, rejet en milieu aquatique hypoxique et/ou affecté par une surcharge en nutriments (eau douce et eau salée, estuaire...).

Finalement, le devenir du carbone de la DCO rejetée dans l'environnement et qui est non converti en CH₄ est considéré comme étant oxydé en CO₂ (suivant le ratio de 95% biogénique et de 5% fossile).

5.2.5 Emissions gazeuses directes

Les émissions gazeuses directes obtenues lors du traitement de la charge organique de l'eau usée font parties du périmètre d'analyse des ACV et entrent dans le bilan massique des dispositifs en fonctionnement. Ces émissions ciblent le carbone et l'azote sous les formes de CO₂, CH₄, N₂O, NO, NH₃, et N₂. Le peu de données de mesures disponibles ou fournies par la littérature oriente vers l'usage des données proposées par l'IPCC (IPCC, 2014, 2019b). Ces données différencient clairement les filtres plantés des autres dispositifs. La distinction reste complexe à réaliser entre des bioréacteurs à cultures fixées immergées et des bioréacteurs à cultures fixées de type filtre compact.

5.2.5.1 Flux de carbone

Les flux de carbone vers l'atmosphère sont sous les formes de CH₄ et de CO₂. Le CH₄ est une forme du carbone émise lorsque la matière organique est dégradée dans des conditions anaérobies tandis que le CO₂ est la forme la plus oxydée du carbone. Sans l'obtention de mesures spécifiques, l'IPCC (2019b) propose d'estimer les émissions de CH₄ via le B₀ de la charge organique, qui est la production maximale de CH₄ pour une unité de DCO, associé à un facteur de conversion en méthane (MCF). Les valeurs par défaut de B₀ proposées pour les eaux usées domestiques sont de 0,6 kg de CH₄ / kg de DBO₅ ou 0,25 kg de CH₄ / kg de DCO. La logique du calcul qui permet d'obtenir ces valeurs par défaut est précisée en annexe 6A.2 du rapport de l'IPCC (2019b).

Le facteur multiplicatif (MCF) à appliquer au B₀ dépend du dispositif d'assainissement. Les facteurs proposés par l'IPCC sont :

- 0,5 pour les dispositifs avec une fosse septique ou une fosse toutes eaux (IPCC, 2019b, tableau 6.3) ;
- 0,4 pour les systèmes avec un flux d'eau de surface (IPCC, 2014, tableau 6.4) ;
- 0,1 pour les filtres plantés horizontaux (IPCC, 2014, tableau 6.4) ;
- 0,01 pour les filtres plantés verticaux (IPCC, 2014, tableau 6.4).

L'IPCC précise que, pour les filtres plantés, les informations restent insuffisantes pour discriminer les MCF selon les types de végétation et la température du milieu de traitement. Par contre, pour des dispositifs de filtres plantés qui associent des filtres horizontaux et verticaux, le MCF du système complet peut être estimé en pondérant chacun des MCF avec la fraction de la surface de chacun des filtres plantés par la surface totale du filtre hybride.

D'autres modèles d'émissions de CH₄ sont proposés par la littérature comme par exemple les publications : ADEME & ASTEE, 2018; Diaz-Valbuena et al., 2011; Mander et al., 2014; Risch et al., 2011 (liste non exhaustive). Le praticien ACV est en charge du choix d'un autre modèle que l'IPCC au regard de la représentativité des facteurs d'émissions par le dispositif étudié. Le modèle proposé par l'ADEME (ADEME & ASTEE, 2018) propose une estimation via le facteur de 0,0002 kg C-CH₄ / kg C-DCO abattu en STEU. Risch et al. (2011) base la modélisation sur la quantité de carbone total émis vers l'atmosphère suivant deux types de calculs (suivant les ratios de masse molaire ou suivant le rendement cellulaire de la biomasse des micro-organismes du réacteur aérobie) et que 0,5% de ce carbone est sous forme de CH₄. Diaz-Valbuena et al. (2011) ont mesuré un facteur d'émissions de 8,03 g C-CH₄ / EH dans le cadre d'un traitement par fosse septique.

Concernant le carbone émis sous forme de CO₂ lors de l'étape de traitement, il est le plus souvent considéré comme le flux résiduaire, c'est-à-dire qu'il est déduit de la masse totale de carbone entrant auquel est soustrait le carbone contenu dans les matières de vidange et dans les eaux traitées.

Les émissions de carbone issues de la dégradation des charges polluantes des eaux usées doivent être considérées en partie comme fossile. En effet Corominas et al. (2020) et l'IPCC (2019) considère qu'une partie du carbone contenu dans les eaux usées provient d'éléments synthétisés à partir de matière fossile comme les cosmétiques, les résidus pharmaceutiques, les surfactants, les détergents ou certains additifs alimentaires. Corominas et al. (2020) recommandent d'utiliser un ratio de 5% du carbone qui provient de sources fossiles. Ce ratio est donc à appliquer au carbone des émissions de CO₂ et de CH₄.

Finalement, la norme NF EN 15804+A2, qui cadre les déclarations FDES, tend à rendre transparente la comptabilité de l'impact sur le changement climatique du carbone biogénique en pouvant comptabiliser son absorption puis son émission. Ainsi, tout le carbone biogénique émis sous forme de CO₂ et CH₄ peut obtenir un bénéfice d'absorption sous forme de CO₂ lorsque le caractère durable de l'exploitation ou de l'activité à partir duquel le carbone est absorbé, est démontré. Il est à noter que dans le cas où le carbone biogénique est émis sous forme de CH₄ et non de CO₂, le bilan des résultats sur l'indicateur de changement climatique n'est pas nul au regard de ces flux d'absorptions et de réémissions.

Dans le cas des eaux usées, le carbone biogénique provient principalement de l'alimentation et des produits agrosourcés. Contrairement à un élément de construction agrosourcé (bois, chanvre, coco...), déterminer le caractère durable de l'absorption du carbone issu de l'alimentation reste complexe. Dans l'état, il est recommandé d'appliquer le principe de neutralité carbone vis-à-vis du changement climatique sur ce carbone biogénique contenu dans les eaux usées (ce carbone relève d'un cycle très court entre les compartiment atmosphère – biomasse – eaux usées – atmosphère), en comptabilisant dans les ICV de manière transparente les absorptions et les émissions.

5.2.5.2 Flux d'azote

Les flux d'azote vers l'atmosphère qui ont lieu durant l'étape de traitement de l'eau peuvent être sous la forme de N_2O , NO , NH_3 et N_2 . Ces formes apparaissent à différents points du cycle de l'azote (Figure 5, l'ion ammonium NH_4^+ est en équilibre acido-basique avec l'ammoniac NH_3). La forme N_2 est la forme de l'azote inerte qui est l'objectif des systèmes d'assainissement. Les autres formes de l'azote sont cependant observées et ont des impacts sur le changement climatique, l'acidification, l'eutrophisation... Il est donc nécessaire de les caractériser.

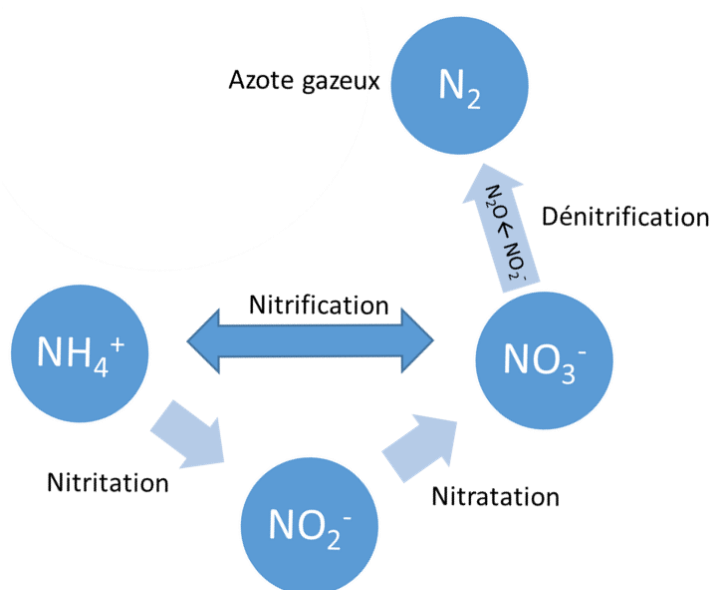


Figure 5 Phase du cycle de l'azote

Ces flux d'émissions sont cependant moins bien documentés que les flux liés au carbone. En effet, Corominas et al. (2020) et l'IPCC (2014) précisent qu'il y a une grande incertitude sur les facteurs d'émissions de N_2O dû à un nombre limité d'études et de mesures in situ. Les facteurs d'émissions proposés par l'IPCC, et exprimés en kg d'azote entrant dans le système, sont :

- 0 kg N- N_2O / kg N, système avec fosse toutes eaux et fosse septique ;
- 0,0045 kg N- N_2O / kg N, système avec fosse toutes eaux et fosse septique si avec un système d'infiltration direct dans le sol ;
- 0,0013 kg N- N_2O / kg N, pour les systèmes avec un flux d'eau de surface ;
- 0,0079 kg N- N_2O / kg N, pour les filtres plantés horizontaux ;
- 0,00023 kg N- N_2O / kg N, pour les filtres plantés verticaux.

Pour les systèmes à filtres plantés dits hybrides, qui associent des filtres plantés horizontaux et verticaux, le facteur d'émission du N_2O du système complet peut être estimé en pondérant

chacun des facteurs d'émissions avec la fraction de la surface de chacun des filtres plantés par la surface totale du filtre hybride. Il s'agit de la même logique qui est appliquée pour les MCF.

D'autres sources de données spécifient des facteurs d'émissions :

- 0,0034 kg N-N₂O / kg N, pour les filtres plantés horizontaux (Mander et al., 2014), ou verticaux (Filali et al., 2017) ;
- 0,0065 kg N-N₂O / kg N, pour les filtres plantés verticaux, en deux étapes (Filali et al., 2017);
- 0,0226 kg N-N₂O / kg N-NH₄ abattu, pour les biofiltres (Bollon et al., 2016) ;
- 0,00073 kg N-N₂O / kg NTK abattu pour tout type de système d'assainissement (ADEME & ASTEE, 2018)
- 0,1273 g N-N₂O / EH / j, pour les fosses septiques et les fosses toutes eaux (Diaz-Valbuena et al., 2011).

Pour affiner le facteur de 0,00073 kg N-N₂O / kg NTK abattu, le guide méthodologique de l'ADEME (ADEME & ASTEE, 2018) précise que l'estimation de N₂O émis à partir du NTK abattu peut être obtenue, si le rendement de nitrification du dispositif est connu, par la formule :

$$[3,2 \text{ g N}_2\text{O/EH/an}]/([\text{Rendement de nitrification}] \times [15\text{g NTK/EH/j}] \times 365)$$

Le facteur de 0,00073 kg N-N₂O / kg NTK abattu est obtenu avec un rendement de nitrification de 80%.

Dans le cas où les flux d'azote sont les flux résiduaire du bilan massique, c'est-à-dire ceux qui accumulent l'azote qui n'a pas été ciblé vers les matières de vidange ou les rejets d'eau traitée, la masse est répartie entre les flux de NH₃, N₂, NO. Pour le système couplant une fosse septique et un filtre à sable, Risch et al. (2021) ont réparti le flux d'azote résiduaire entre les émissions de NH₃ et de N₂.

Pour les systèmes dits nitrifiants, qui ont comme cible la conversion des ions NH₄⁺ en NO₃⁻, les émissions de NH₃ peuvent être considérées comme nulles.

Certains filtres, comme les filtres plantés, ont une étape montrant une dépression en oxygène pour favoriser l'étape de dénitrification. Cette étape poursuit la dégradation du NO₃⁻ vers l'obtention de la forme inerte de N₂. Dans ce cas, si les flux de substances gazeuses sont les flux résiduaire du bilan massique, les émissions sont envoyées en priorité vers le N₂.

Il est à noter que les émissions d'azote vers l'atmosphère ou les rejets vers les eaux de surface constituent des pertes en élément azote en termes de valeur fertilisante potentielle des matières de vidange. Ces éléments du bilan massique ne sont pas réorientés vers un épandage agricole et sortent de la logique d'économie circulaire et de recouvrement des ressources (Corominas et al., 2020).

5.2.6 Gestion des matières de vidange

Les matières de vidange constituent la matière boueuse qui s'accumule dans certains compartiments. Au sein des fosses toutes eaux et des fosses septiques, la matière s'accumule par décantation, il s'agit dans ce cas de boues primaires. Les boues secondaires sont issues de la croissance de la biomasse microbienne à l'origine des réactions d'assainissement de l'eau usée. Les boues secondaires se retrouvent dans les bioréacteurs. Des compartiments appelés « clarificateurs » peuvent aussi accumuler des boues par décantation à la suite d'un bioréacteur.

Très peu de littérature fournit des données de composition de ces boues (Mahon et al., 2022). Leur caractérisation, pour des dispositifs ANC de traitement d'eaux usées dans un contexte rural, reste rare. Au regard du bilan matière, ce compartiment d'accumulation constitue le plus souvent le milieu résiduaire vers lesquels sont donc fléchés les flux de carbone et de phosphore (Risch et al., 2021).

Une caractérisation des boues par défaut peut être proposée (Canler, 2009; Liénard et al., 2008). Lorsque les matières de vidange ne sont pas considérées comme le milieu résiduaire, ces caractérisations peuvent être mobilisées pour fixer le devenir de certains éléments (Catel et al., 2018), notamment pour les flux d'azote où les flux résiduaire peuvent se concentrer vers l'atmosphère ou les co-produits.

Tableau 14. Charges polluantes transférées dans les matières de vidange (Canler, 2009; Liénard et al., 2008)

Paramètres	Canler 2009, Liénard 2008	
	Composition des matières de vidange	
	kg/an/hab	kg/50ans/5hab
MES	6,0	1500,0
DBO5		
DCO	8,0	2000,0
Ctot	3,0	750,0
N-NH4	0,046	11,4
Norg	0,144	36,1
NK	0,190	47,5
N-NO2		
N-NO3		
Ntot	0,190	47,5
P-PO4	0,008	1,93
Ppart	0,069	17,33
Ptot	0,077	19,25

La caractérisation des boues secondaires peut être estimée, si elle est nécessaire au bilan ICV, par la composition molaire des biomasses microbiennes $C_5H_7O_2NP_{0.074}$ (Muñoz, 2021). Associées à

une masse de boue secondaire récoltée, les masses de chacun des éléments peuvent être estimées.

La gestion des matières de vidange au sein des ICV consiste à spécifier les masses de matières vidangées et la fréquence à laquelle elles sont vidangées. Ces paramètres vont permettre de fixer (i) les étapes de transport nécessaires pour les acheminer vers leur filière de traitement (section 5.1.2) et (ii) les masses d'éléments qui potentiellement pourront être valorisées par épandage agricole (section 4.3).

Pour les filtres plantés où les vidanges sont rares (seulement si l'épaisseur de dépôt atteint un seuil problématique pour l'écoulement et le colmatage), il s'agit d'estimer l'accumulation de boue à gérer lors du démantèlement du dispositif.

Selon les fonctionnements des dispositifs, la vidange doit être effectuée lorsque 50% du volume total du décanteur des filtres compacts est rempli. Pour les microstations, elle doit être effectuée lorsque 30% du volume total du décanteur est atteint. Au regard des volumes d'accumulation (Tableau 14), c'est au praticien ACV de vérifier la cohérence entre les volumes d'accumulation (Mahon et al., 2022), la fréquence de vidange, le dimensionnement des installations et les bilans massiques des éléments.

La fin de vie des matières de vidange est orientée en tête de STEU. Dans la logique de cycle de vie, les étapes de traitement de ces boues doivent être intégrées au périmètre du système étudié. Ces boues étant nettement plus concentrées que des eaux usées en entrée de STEU, l'inventaire qui modélise une STEU devrait être adapté (annexe 3 du rapport (Catel et al., 2018)), au regard par exemple des matières en suspension des boues et de l'eau usée en entrée de STEU.

Suite à ce traitement des éléments en STEU, les éléments qui se retrouvent dans les matières à épandre peuvent faire l'objet de bénéfices en termes d'éléments fertilisants évités. Il est cependant nécessaire de réaliser le bilan massique à l'échelle de la STEU pour estimer les éléments N et P des boues d'ANC qui s'accumulent dans les boues de la STEU (annexe de la publication Risch et al. (2021)). La quantification de la valeur fertilisante des éléments des boues de STEU issus de l'ANC, et qui sont épandues sur des terres agricole, peut finalement être prise en compte via la méthodologie de calcul proposée par Brockmann et al. (2018).

Lors de l'épandage des boues résiduaire issues des STEU vers les sols agricoles, des flux d'émissions sont à prendre en compte. Les flux de volatilisation d'ammoniac, d'émissions directes et indirectes de protoxyde d'azote sont à prendre en compte suivant les facteurs d'émissions proposés par l'IPCC (2019a).

Au regard de la transparence en termes des flux de carbone biogénique recommandée par la norme NF EN 15804+A2, les masses de carbone qui se retrouvent en station d'épuration doivent

être quantifiées. Pour boucler les flux entre les absorptions biogéniques et les réémissions, 95% ce carbone est supposé être oxydé en CO₂ biogénique et émis vers l'atmosphère. Les 5% restants sont émis sous forme de CO₂ fossile.

5.2.7 Spécificités des filtres plantés

Les filtres plantés dans lesquels des macrophytes grandissent ont certaines spécificités au regard du bilan ACV que n'ont pas les autres systèmes d'ANC. Le fonctionnement des filtres plantés repose sur une épuration réalisée par les micro-organismes qui s'y développent, et les racines des plantes permettent une bonne aération du milieu (Catel et al., 2018).

Pour un filtre hybride à deux étages composé d'un filtre vertical puis d'un filtre horizontal, les eaux usées s'écoulent verticalement et les micro-organismes dégradent la matière organique et nitrifient en partie l'ammonium dans le premier étage de filtre. Les matières organiques grossières sont retenues en surface du filtre et forment des dépôts qui sont minéralisés au cours du temps. Dans le second étage de filtre, les eaux s'écoulent horizontalement : le filtre est donc saturé en eau et y est présente une mosaïque de zones aérobies et anaérobies. La matière organique continue d'être dégradée et les processus anaérobies permettent la dénitrification partielle des nitrates formés dans le premier filtre.

Plusieurs éléments de ce fonctionnement sont en lien direct avec le bilan matière du dispositif. Les macrophytes vont capter des éléments contenus dans le filtre. Une partie des éléments azote et phosphore va ainsi se retrouver dans la biomasse et être exportée du dispositif lors du faucardage du filtre planté.

La croissance des roseaux va aussi fixer, via la photosynthèse, du carbone atmosphérique au sein de la biomasse. Ce flux de carbone provient directement de l'atmosphère et ne provient pas de la DCO ou de la DBO₅ des eaux usées à traiter. Il n'y a pas d'exportation du carbone des eaux usées vers la biomasse.

Il est possible d'estimer de différentes manières ces flux d'extraction d'azote et de phosphore depuis les eaux usées vers la biomasse. Ces flux sont à spécifier par exemple aux flux CP2 du Tableau 12 présenté en exemple de bilan massique (section 5.2.3). Risch et al. (2021) ont pris en compte ces flux d'export vers la biomasse via les facteurs :

- Vymazal, J. et al. (1998) proposent que la quantité d'azote pouvant être éliminée par des macrophytes coupés, est entre 1 000 et 2 500 kg N-org / ha / an, soit une estimation à 0,38 g N-org exporté / m² / j ;
- Molle (2008) estime une exportation de phosphore par les macrophytes de l'ordre de 100 kg P-org/ ha / an, soit 0,027 g P-org exporté / m² / j.

Ces exportations d'éléments peuvent aussi être estimées via la masse de biomasse faucardée, la fréquence des faucardages et y associer des données de caractérisation de biomasse

(pourcentage de matière sèche, teneur en azote, en phosphore et en carbone...). Cette logique de calcul repose sur des données spécifiques au filtre étudié.

Suite à l'obtention de ces flux de phosphore et d'azote exportés par la récolte des macrophytes, ces masses sont à prendre en compte dans le bilan massique du dispositif. Il s'agit donc de soustraire ces masses aux flux ciblés comme résiduaux.

Une fois fauché, les roseaux sont généralement compostés sur place. Les flux d'azote et de carbone (sous forme de CO₂ biogénique si le compostage est bien mené en aérobie) réémis vers l'atmosphère sont à évaluer.

5.3 Analyses des données

Les analyses présentées dans cette parties sont des analyses nécessaires pour qu'une ACV réponde aux exigences des normes 14 040 et 14 044 (ISO, 2006a, 2006b).

5.3.1 Analyse de la qualité des données

La qualité des données est un enjeu essentiel en ACV car elle conditionne fortement la robustesse des résultats et leur interprétation. Pour toute ACV, il convient donc d'analyser la qualité des données de la modélisation selon les critères recouvrant l'ensemble des aspects influençant le niveau de qualité des données (fiabilité, exhaustivité, représentativités technologique, géographique et temporelle) selon Weidema & Wesnæs (1996), (Tableau 15). Il s'agit ensuite de mettre en regard cette qualité des données avec leur niveau de contribution aux impacts : plus une donnée intervient fortement dans les résultats (i.e. elle est utilisée pour calculer un fort contributeur aux impacts), plus le niveau de qualité attendu est important (Tableau 16).

Tableau 15. Matrice de pedigree utilisée pour évaluer la qualité des sources de données (Weidema & Wesnæs, 1996)

Score de qualité	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées sur la base de mesures	Données vérifiées basées en partie sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données non vérifiées et basées en partie sur des hypothèses	Estimation qualifiée (par exemple par un expert industriel)	Estimation non qualifiée
Exhaustivité	Des données représentatives provenant d'un échantillon suffisant de sites sur une période adéquate pour compenser les fluctuations normales	Données représentatives provenant d'un nombre plus restreint de sites mais pour des périodes adéquates	Données représentatives provenant d'un nombre adéquat de sites mais sur des périodes plus courtes	Données représentatives mais provenant d'un nombre plus restreint de sites et de périodes plus courtes ou données incomplètes provenant d'un nombre adéquat de sites et de périodes	Représentativité des données inconnues ou incomplètes provenant d'un plus petit nombre de sites et/ou de périodes plus courtes
Repr. Temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 6 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 10 ans de différence avec l'année d'études	Moins de 15 ans de différence avec l'année d'études	Âge des données inconnu ou plus de 15 ans de différence
Repr. Géographique	Données provenant de la zone étudiée	Données moyennes d'une zone plus étendue mais dans laquelle la zone étudiée est incluse	Données provenant de zones ayant des conditions de production similaires	Données provenant d'une zone dont les conditions de production sont légèrement similaires	Données provenant de zones inconnues ou de zones dont les conditions de production sont très différentes
Repr. Technologique	Données spécifiques aux entreprises, procédés et matériaux à l'étude	Données provenant de procédés et de matériaux à l'étude mais provenant d'entreprises différentes	Données provenant de procédés et de matériaux à l'étude mais d'une technologie différente	Données sur des procédés ou matériaux apparentés mais de même technologie	Données sur des procédés ou matériaux apparentés mais de technologie différente

Au sein de l'analyse de la qualité des données, les contributions des étapes concernées peuvent par exemple être échelonnées entre forte, moyenne et faible (contribution >20%, contribution comprise entre 5 et 20%, contribution inférieure à 5%).

Tableau 16. Exemple d'analyse de la qualité des données d'une étude ACV

Etape du cycle de vie	Procédés/paramètre	Fiabilité	Exhaustivité	Repr. Temporelle	Repr. Géographique	Repr. Technologique	Contribution sur les résultats	Catégories d'impacts principales	Commentaires
Modules A1 à A3	Production de la cuve	2	1	1	2	2	Moyen	CC, Eutroph marine et eaux douces, occupation des terres, Ozone Photochimique, Ep ressources en eau	
	Origine des matières premières	2	1	1	2	2	Faible	CC, Ep ressources en eau, minérales et énergétiques, Depl Ozone, Ozone Photochimique, Ep ressources en eau	
	Transport	1	1	1	1	1	Moyen	CC, Acidif, Eutroph, Particules, Tox - Ecotox, Ozone Photochimique	
Bilan massique	Pourcentage d'abattement	2	2	1	1	2	Moyen	Toutes	
	Vidange des boues	2	2	1	1	1	Forte	CC	
	Caractérisation des boues	4	3	3	2	3	Moyen	CC	
	Emissions de CH4 et CO2	3	2	1	1	2	Moyen	CC	
	Emissions de N2O	3	2	2	2	1	Forte	CC, Eutroph marine et eaux douces	
	Fin de vie des boues	3	3	1	1	2	Faible	CC	

CC pour Changement Climatique, Acidif pour acidification des milieux terrestres et aquatiques, Eutroph pour les trois catégories d'eutrophisation, Tox – Ecotox pour les trois catégories de toxicité humaine et d'écotoxicité

La colonne de la contribution du procédé sur les résultats et celle des catégories d'impacts considérées sont liées. Ainsi, les catégories d'impacts citées sont celles où le procédé a une contribution forte, moyenne ou faible. Si le procédé obtient uniquement une faible contribution sur une seule catégorie d'impacts, seule cette catégorie est citée.

En complément de l'analyse de la qualité des données, les vérifications de la complétude, de la sensibilité et de la cohérence des données doivent être fournies dans une étude ACV. L'étude de la complétude consiste à s'assurer que toutes les informations pertinentes et les données requises pour l'interprétation sont disponibles et complètes. L'étude de la sensibilité consiste à évaluer la fiabilité des résultats et des conclusions obtenues en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes des données. Elle reprend donc les analyses de sensibilité et les analyses d'incertitude. L'analyse de la cohérence des données va approfondir les différences de qualité des données au regard des objectifs et du champ de l'étude (en termes de différences régionales, temporelles, méthodologique, de base de données, de calcul d'impact).

5.3.2 Analyse de sensibilité et caractérisation des incertitudes

- Analyse de sensibilité

Lors de l'analyse d'un dispositif et lors du processus de modélisation, des paramètres d'amélioration peuvent être ciblés et intéressants à approfondir. Ces paramètres, qui peuvent être techniques (mode de production, distance de transport, mode de gestion des déchets, taux d'occupation de l'habitation, conditions de pose non classique...) ou biologiques (flux d'azote, flux d'évaporation, caractère durable de l'origine du carbone biogénique...), peuvent influencer de manière différenciée sur les résultats d'impacts. Des analyses de sensibilité peuvent donc être menées en connaissant les marges de manœuvre des constructeurs sur ces paramètres. Appliquer différentes valeurs à ces paramètres et calculer le set de résultats d'impacts environnementaux permet d'estimer la criticité du paramètre, mais aussi les gains d'améliorations possibles. Les analyses de sensibilités sont un outil qui peuvent servir à prioriser certains leviers d'action sur la chaîne de valeur au regard des résultats d'impacts.

- Analyse des incertitudes

En complément des analyses de sensibilité, où sont étudiées les variabilités de paramètres spécifiques, les analyses de l'incertitude des données sont aussi à intégrer dans une ACV complète. L'analyse d'incertitude peut être menée suivant les algorithmes de type Monte Carlo (Mendoza Beltran et al., 2018) qui sont les plus souvent celles implémentées dans les logiciels d'ACV.

L'incertitude des données peut être intégrée à l'analyse suivant deux manières. La première repose sur des données quantifiées et spécifiques où les pourcentages d'incertitude et les lois de distribution des paramètres modélisés sont connus (distribution normale, log-normale, uniforme...). Suivant chaque paramètre, les données d'incertitude peuvent être fournies par la source de la donnée (tolérance du constructeur) ou en reprenant des données d'incertitudes habituellement utilisées pour un matériau ou une émission. Corominas et al. (2020) fournissent

par exemple un certain nombre de données d'incertitude sur des paramètres généraux de dispositifs d'ANC. Les facteurs d'émissions proposés par l'IPCC sont associés à des marges d'incertitude qui peuvent être mobilisées dans ces analyses (IPCC, 2014, 2019b).

L'incertitude des données peut aussi être estimée sur la base des résultats des indicateurs de qualité de données détaillés précédemment au sein de la matrice pedigree (Weidema & Wesnæs, 1996). Pour une valeur technique ou d'émission d'un inventaire, la matrice pedigree relative à la qualité de la donnée permet d'obtenir un écart type associé à une loi de distribution log-normale.

Une analyse d'incertitude menée via Monte Carlo va ensuite simuler et générer des scénarios (généralement sur 1000 simulations) de productions suivant les distributions implémentées. Chaque simulation génère un jeu de données dont les valeurs sont comprises dans ces plages de distribution. Les jeux de données d'ICV créés via ces incertitudes vont permettre de calculer des jeux de résultats d'impacts environnementaux. Un intervalle de confiance à 95% des résultats d'impact au regard de l'incertitude des données est obtenu.

Les incertitudes sont implémentées sur les paramètres de la modélisation de base. Les valeurs de paramètre étudiées en analyse de sensibilité peuvent ne pas être prises en compte dans les distributions log-normales puisque des analyses spécifiques leur sont dédiées. Par exemple, l'analyse Monte Carlo peut associer une incertitude autour de la tolérance de la production d'une cuve. Par contre, cette distribution n'intègre pas des valeurs d'un autre dimensionnement du dispositif étudié en analyse de sensibilité.

L'analyse d'incertitude via Monte Carlo peut aussi menée pour 1000 simulations de comparaisons des scénarios. Pour chaque simulation et chaque catégorie d'impacts, l'algorithme détermine si le scénario A obtient un meilleur score par rapport au scénario B au regard de l'incertitude implémentée. Les résultats obtenus correspondent au pourcentage où le scénario avec A obtient un meilleur score que le scénario B.

6 Conclusions et axes d'amélioration de la méthodologie

Les recommandations méthodologiques qui ont été développées facilitent le déroulement d'une ACV de dispositif d'ANC en actant certains choix au regard des périmètres, des unités fonctionnelles et des hypothèses communes de modélisations des ICVs. Les recommandations ont été axées pour satisfaire les exigences demandées par les études ACV complètes, tout en prenant en compte au mieux les exigences d'autres cadres d'analyses comme celui des déclarations FDES ou des bilans environnementaux RE2020. La principale différence entre ces cadres d'analyses concerne le périmètre d'étude où la prise en compte des émissions liées directement au traitement de l'eau ne sont pas exigées pour les déclarations FDES puisqu'elles sont focalisées uniquement sur le produit en lui-même.

Les préconisations de cette étude sont fournies selon l'état actuel des connaissances, notamment pour l'étude des bilans matières de ce type de dispositif de traitement des eaux. La démarche ACV a une dimension intrinsèquement itérative, c'est-à-dire que l'évolution des connaissances et des modèles d'émissions améliorent constamment la représentativité des systèmes modélisés. Cela est d'autant plus observable dans des systèmes où le vivant intervient.

Les connaissances en termes de modélisation, d'exhaustivité des données, de connaissances des mécanismes environnementaux d'impacts montrent certains manques qui sont autant de limites à repousser. Les éléments décrits ci-après sont les principales limites que les études ACV de dispositifs d'ANC rencontreront à date.

Dresser des bilans massiques sur plusieurs macroéléments chimiques durant la phase de traitement est nécessaire pour obtenir des bilans environnementaux respectant les quantités de matière : tout élément chimique qui entre dans un système d'ANC, qu'il soit polluant ou non, doit se retrouver dans un des flux de sortie. Ces bilans de matières peuvent être améliorés et approfondis sur plusieurs points.

Le premier point consiste à améliorer la connaissance des matières traversant les dispositifs. Très peu de données in situ sont disponibles concernant les caractérisations des rejets vers l'environnement des eaux traitées et les caractérisations des matières de vidanges en contexte rurale. Des différences ont en effet été observées entre les données d'abattement en plateforme d'essais et des mesures in situ, la fiabilité des prédictions des performances in situ en exploitation en serait améliorée (L. Olivier et al., 2019). Ces caractérisations, malgré leur forte variabilité, permettraient de fixer certains paramètres du bilan massique et de clarifier les marges d'incertitudes pour les flux d'éléments envoyés vers les eaux et les matières de vidange.

Le second point d'amélioration vise à améliorer les caractérisations des flux de substances vers l'atmosphère. Les études rassemblées dans ce livrable pointent cette limite, notamment pour les flux de protoxyde d'azote et de méthane. Au sein d'un même dispositif, les différents compartiments n'émettent pas les mêmes substances vers l'atmosphère, puisqu'ils gèrent des étapes de traitement différentes, et favorisent donc des réactions chimiques différentes. Cibler

des mesures d'émissions par compartiment aidera clairement à améliorer la représentativité des impacts environnementaux de ces dispositifs et de les distinguer entre eux.

Finalement, le périmètre du bilan massique proposé actuellement étudie les dispositifs dans leur ensemble alors qu'ils sont tous composés de 2 à 3 compartiments différents qui ont des fonctions différentes au regard du traitement de l'eau. Considérer le bilan massique en une seule étape est une des limites de ce cadre d'analyse. L'amélioration des bilans massiques passerait alors par une description plus fine de l'évolution de la matière dans les cuves de décantation, de filtration, de réactions biologiques... Ce type de bilan serait réellement multi-étape mais fait face à un manque de données.

Les figures présentées en annexe 8.3 montrent des exemples de schémas de bilans massiques multi-étape pour trois types de dispositif. Les flux figurés sont les principaux flux dont les caractérisations seraient à approfondir pour les différents éléments chimiques.

La faible connaissance des caractérisations des macroéléments des matières de vidange a été ciblée. Il y a aussi un manque de connaissance, encore plus grand, concernant les caractérisations des matières de vidange en termes d'Eléments Traces Métalliques. La modélisation du devenir de ces ETM entre les eaux rejetées et l'accumulation dans les boues reste un problème. Les mêmes limites s'observent au regard des composés organiques et des pathogènes, tant du point de vue de leurs caractérisations que de leur prise en compte à travers les indicateurs d'impacts environnementaux d'écotoxicité actuellement proposés par les méthodes ACV.

7 Références

- ADEME, & ASTEE. (2018). *Guide méthodologique des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement*.
- Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T., Posthuma, L., Rosenbaum, R. K., Meent, D. van de, & Zelm, R. van. (2018). *USEtox® 2.0 - UNEP/SETAC scientific consensus model for characterizing human toxicological and ecotoxicological impacts of chemical emissions in life cycle assessment - Documentation* (P. Fantke (ed.); Issue 2). <https://doi.org/10.11581/DTU:0000011>
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V., & Gillot, S. (2016). N₂O emissions from full-scale nitrifying biofilters. *Water Research*, 102, 41–51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.091>
- Boutin, C., Olivier, L., Agenet, P., Parisi, S., Artuit, P., & Al., E. (2017a). *Assainissement non collectif : le suivi in situ des installations de 2011 à 2016. S1 : Fiches techniques par dispositif*.
- Boutin, C., Olivier, L., Agenet, P., Parisi, S., Artuit, P., & Al., E. (2017b). *Assainissement non collectif : le suivi in situ des installations de 2011 à 2016. S3 : Synthèse tout public*.
- Boutin, C., Olivier, L., Agenet, P., Parisi, S., Artuit, P., & et al. (2017). *Assainissement non collectif : le suivi in situ des installations de 2011 à 2016. S2 : Rapport final*. <https://hal.inrae.fr/hal-02606167>
- Brockmann, D., Pradel, M., & Hélias, A. (2018). Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation and Recycling*, 133(January), 50–62. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.034>
- Canler, J.-P. (2009). Guide technique sur les Matières de Vidange issues de l'assainissement non collectif : Caractérisation, collecte et traitements envisageables. *Fndae*, 1–69.
- Catel, L., Boutin, C., Dubois, V., & Roux, P. (2017). *Inventaires du cycle de vie de filières de traitement des eaux usées en assainissement non collectif*. 37. https://acv4e.inrae.fr/wp-content/uploads/2017/12/2016_Action-52-Irstea-Onema_ICV-ANC.pdf
- Catel, L., Boutin, C., Dubois, V., Roux, P., & Ceccaldi, M. (2018). *Inventaires du cycle de vie de filières de traitement des eaux usées en assainissement non collectif*.
- Corominas, L., Byrne, D. M., Guest, J. S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., & Short, M. D. (2020). The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research*, 184, 116058. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116058>
- Diaz-Valbuena, L. R., Leverenz, H. L., Cappa, C. D., Tchobanoglous, G., Horwath, W. R., & Darby, J. L. (2011). Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems. *Environmental Science & Technology*, 45(7), 2741–2747. <https://doi.org/10.1021/es1036095>
- Dubois, V., Falipou, E., & Boutin, C. (2022). Quantification and qualification of the urban domestic pollution discharged per household and per resident. *Water Science and Technology*, 00(o), 1–16. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.064>
- European Commission. (2018). *PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs)*. 1–142.
- Falipou, E., Favre, C., Lacasse, R., & Boutin, C. (2022). Prediction of household wastewater treatment systems' in situ performance based on standardized tests. *Water Science and Technology*, 85(4), 1090–1106. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.025>
- Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, E., Secchi, M., & Zampori, L. (2018). Supporting

- information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods. In E. 28888 E.-E. Commission (Ed.), *Scientific and Technical Research Series*. <https://doi.org/10.2760/671368>
- Filali, A., Bollon, J., Molle, P., Mander, Ü., & Gillot, S. (2017). High-frequency measurement of N₂O emissions from a full-scale vertical subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 108(September), 240–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.037>
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401867>
- IPCC. (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. In *2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp>
- IPCC. (2019a). Chapter 11 - N₂O Emissions From Managed Soils, and Co₂ Emissions From Lime and Urea Application - Refinement. In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- IPCC. (2019b). VOL 5 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Chapter 6 wastewater treatment and discharge. *Wastewater Treatment and Discharge*, 5, 7–65.
- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment Principles and Framework*.
- ISO. (2006b). *ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines*.
- Léa Mercoiret. (2010). *Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités - Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2000 Equivalent Habitants*. 55. http://www.onema.fr/IMG/pdf/2010_011.pdf
- Liénard, A., Canler, J., Mesnier, M., Troesch, S., & Boutin, C. (2008). Le traitement des matières de vidange : en station d'épuration ou en lits plantés de roseaux ? *Ingénieries*, 53, 35–48.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 473–474, 619–641. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>
- Mahon, J. Mac, Knappe, J., & Gill, L. W. (2022). Sludge accumulation rates in septic tanks used as part of the on-site treatment of domestic wastewater in a northern maritime temperate climate. *Journal of Environmental Management*, 304(December 2021), 114199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114199>
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S. F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., & Mitsch, W. J. (2014). Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 66, 19–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>
- Mendoza Beltran, A., Prado, V., Font Vivanco, D., Henriksson, P. J. G., Guinée, J. B., & Heijungs, R. (2018). Quantified Uncertainties in Comparative Life Cycle Assessment: What Can Be Concluded? *Environmental Science & Technology*, 52(4), 2152–2161. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06365>
- Molle. (2008). *Élimination du phosphore par filtres plantés de roseaux - Techniques de l'Ingénieur n°8*.
- Muñoz, I. (2021). *Wastewater life cycle inventory initiative - WW LCI version 4.0: model documentation*. March, 149.

- Olivier, L., Dubois, V., LeGat, Y., & Boutin, C. (2019). Statistical analysis of the effluent quality of 231 on-site sanitation facilities in France monitored during a 6-year period. *Water Science and Technology*, 80(2), 203–212. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.252>
- Olivier, Laurie, Dubois, V., & Boutin, C. (2019). *Caractérisation des eaux usées brutes générées par les particuliers : quantité et qualité*.
- Risch, E., & Boutin, C. (2020a). *Mise en œuvre de l'ACV en assainissement non collectif - Diagnostic préliminaire*.
- Risch, E., & Boutin, C. (2020b). *Mise en œuvre de l'ACV en assainissement non collectif - Diagnostic préliminaire*.
- Risch, E., Boutin, C., & Roux, P. (2011). *Modèle ACV – Filière de traitement des eaux usées par filtres plantés de roseaux à flux verticaux (FPRv) Rapports d'ACV et données d'inventaire Rapport d'étape*.
- Risch, E., Boutin, C., & Roux, P. (2021). Applying life cycle assessment to assess the environmental performance of decentralised versus centralised wastewater systems. *Water Research*, 196, 116991. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116991>
- Steubing, B., Wernet, G., Reinhard, J., Bauer, C., & Moreno-Ruiz, E. (2016). The ecoinvent database version 3 (part II): analyzing LCA results and comparison to version 2. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1269–1281. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1109-6>
- UNEP/SETAC - Life Cycle Initiative. (2019). *Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment Indicators - Volume 2*.
- Vignoles, C. (2015). *Etude des performances in situ de petites installations d'assainissement dans le département du Tarn*. <http://www.syndicat-apms.fr/medias/files/5-etude-tarn-agence-adour-garonne-et-veolia-66-sites-dossier-complet-229-pages-.pdf>
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. B., & Haberl, R. (1998). *Constructed wetland for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden – The Netherlands.
- Weidema, B. P., & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3–4), 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Zampori, L., & Pant, R. (2019). *Méthode de l'empreinte environnementale de produit (PEF) - EUR 29682 FR*. Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/265244>

8 Annexes

8.1 Liste des composants potentiels d'un dispositif d'ANC

Le Tableau 17 présente une liste des composants potentiels présents dans un dispositif d'ANC. Cette liste, non exhaustive, permet de faciliter la collecte des données. Au sein des ICV, les descriptions de chacun des éléments, doivent être complétées par la durée de vie, la provenance des matières premières, les modes de fabrication, les distances de transport.

Tableau 17. Liste des constituants pouvant être intégrés à la description des dispositifs

Caractéristiques	Unité	Sous-système 1 :		Sous-système 2 :		Sous-système 3 :	
		(exemple fosse toutes eaux)		(exemple filtre à sable vertical)			
Dimensions générale		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Longueur							
Largeur							
Hauteur							
Volume extérieur							
Volume utile							
Volume excavé							
Cuve		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Couvercles		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Rehausse		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Bouchon		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Préfiltre		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Filtre		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Membrane		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Boîte intégrée		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Voute de pompage		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							

Plaque de distribution		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Auget basculant		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Support de l'auget		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Planchers drainants		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Media filtrant 1 :		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Volume							
Densité							
Media filtrant 2 :		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Poids							
Volume							
Densité							
Géotextile		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux							
Surface							
Poids							
Réseau de collecte extra-habitation		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Mètre linéaire total							
Poids							
Réseau entre les sous-système		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Mètre linéaire total							
Poids							
Réseau de drainage		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Mètre linéaire total							
Poids							
Tuyau d'amené d'air		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériau							
Mètre linéaire total							
Poids							

Pompe de recirculation		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Débit maximal							
Matériaux principaux							
Poids							
Surpresseur		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Poids							
Diffuseur d'air		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Poids							
Grille de maintien du diffuseur		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Poids							
Boîtier air		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Nombre							
Poids							
Tube de protection airlift		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Nombre							
Poids							
Airlift égalisation		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Nombre							
Poids							
Airlift recirculation		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Nombre							
Poids							
Collecteur d'air		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux							
Nombre							
Poids							
Electrovanne		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
Matériaux principaux		0					
Poids		0					
Caillebotis		Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -

	Matériaux principaux							
	Poids							
Raccords divers			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Cloison			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Renforts			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Colle époxy			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Vanne guillotine			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Alarme mécanique			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Poids							
Pistons			Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -	Moyenne	+ / -
	Matériaux principaux							
	Nombre							
	Poids							

Tableau 18. Description des éléments électroniques système d'alarme

CARACTERISTIQUES	UNITES	SYSTEME ALARME ELECTRONIQUE	
Flotteur		Moyenne	+ / -
Matériau		PP	
Poids	kg	0,15	
Câble électrique		Moyenne	+ / -
Matériau		PVC + cuivre + connectiques	
longueur	m	30	
Poids	kg	3	
Boîtier d'alarme – composants plastique		Moyenne	+ / -
Matériau		PP	
Poids	kg	0,23	
Boîtier d'alarme – circuit électronique		Moyenne	+ / -
Matériau		Circuit imprimé	
Poids	kg	0,02	
Boîtier d'alarme – piles		Moyenne	+ / -
Matériau		Alcalines AA	
Quantité	nombre	3	
Poids	kg	0,09	

8.2 Inventaire de chantier d'installation d'un dispositif

Les données d'inventaires fournies dans cette annexe sont issues des données de modélisation pour 1 h de travail d'une équipe de terrassement. Ces données sont présentées dans le logiciel ACV4E développé par l'INRAE qui est téléchargeable à l'adresse :

<https://acv4e.inrae.fr/fr/telechargement/>

Une adaptation a été réalisée pour le transport des déblais qui restent sur place dans le cadre des ANC (en gras).

Tableau 19. Modèle d'ICV pour 1h de mobilisation d'une équipe de terrassement (source ACV4E)

Matière / Process	Valeur du flux	Unité	Entrée / sortie
Mobilisation d'une équipe de terrassement	1	h	Sortie
Mecalac 14	0,3	h	Entrée
Camion benne 6 x 4	0	h	Entrée
Pelle 18 tonnes	0,7	h	Entrée
Dumper 1 500L	0,3	h	Entrée

Tableau 20. Modèle d'ICV pour 1h d'utilisation d'un Mecalac (source ACV4E)

Matière / Process	Valeur du flux	Unité	Entrée / sortie
Mecalac 14	1	h	Sortie
Creuser des tranchées			
Acier	12 600	kg/10 000h	Entrée
Polypropylène	700	kg/10 000h	Entrée
Caoutchouc synthétique	700	kg/10 000h	Entrée
Consommation de diesel	15	L / h	Entrée

Tableau 21 Modèle d'ICV pour 1h d'utilisation d'une pelle 18 t (source ACV4E)

Matière / Process	Valeur du flux	Unité	Entrée / sortie
Pelle 18 tonnes	1	h	Sortie
Creuser des tranchées			
Acier	16 200	kg/10 000h	Entrée
Polypropylène	900	kg/10 000h	Entrée
Caoutchouc synthétique	900	kg/10 000h	Entrée
Consommation de diesel	18	L / h	Entrée

Tableau 22. Modèle d'ICV pour 1h d'utilisation d'un Dumper 1 500L (source ACV4E)

<i>Matière / Process</i>	<i>Valeur du flux</i>	<i>Unité</i>	<i>Entrée / sortie</i>
<i>Dumper 1500L</i>	1	h	Sortie
<i>Pour le transport de matériaux</i>			
<i>Acier</i>	2 700	kg/10 000h	Entrée
<i>Polypropylène</i>	150	kg/10 000h	Entrée
<i>Caoutchouc synthétique</i>	150	kg/10 000h	Entrée
<i>Consommation de diesel</i>	14	L / h	Entrée

8.3 Bilans massiques suivant la logique des compartiments des dispositifs

Les schémas des principes de bilans massiques suivant un point de vue multi-étape sont présentés dans les Figure 6 à Figure 8. Ces schémas sont spécifiques aux dispositifs de filtres plantés, de filtres compacts à cultures fixées et de bioréacteurs à lit fixe.

Les pastilles de couleur correspondent à des flux dont les caractérisations seraient pertinentes à mesurer.

La biomasse secondaire est constituée de la matière organique des micro-organisme en culture.

Les différents flux représentés sont :

F_{char} : flux d'éléments contenus dans les eaux usées

F_{air} : flux vers l'atmosphère issu des dégradations physiques ou biologiques

F_{ros} : flux exportés vers les roseaux (spécifique aux filtres plantés)

F_{dec} : flux d'éléments qui décantent vers les matières de vidange ou retenu par les filtres inertes

F_{deg} : flux dégradés par les micro-organismes

F_{effl} : flux d'éléments exportés vers un autre compartiment ou vers l'environnement (eau usée traitée)

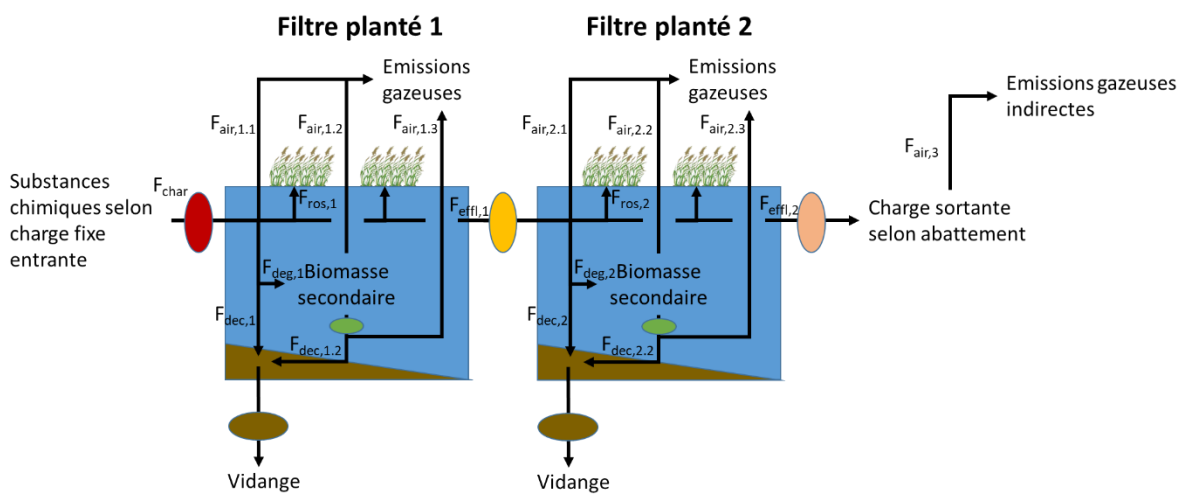


Figure 6 Représentation schématique d'un bilan massique multi-étape d'un dispositif de filtres plantés en série

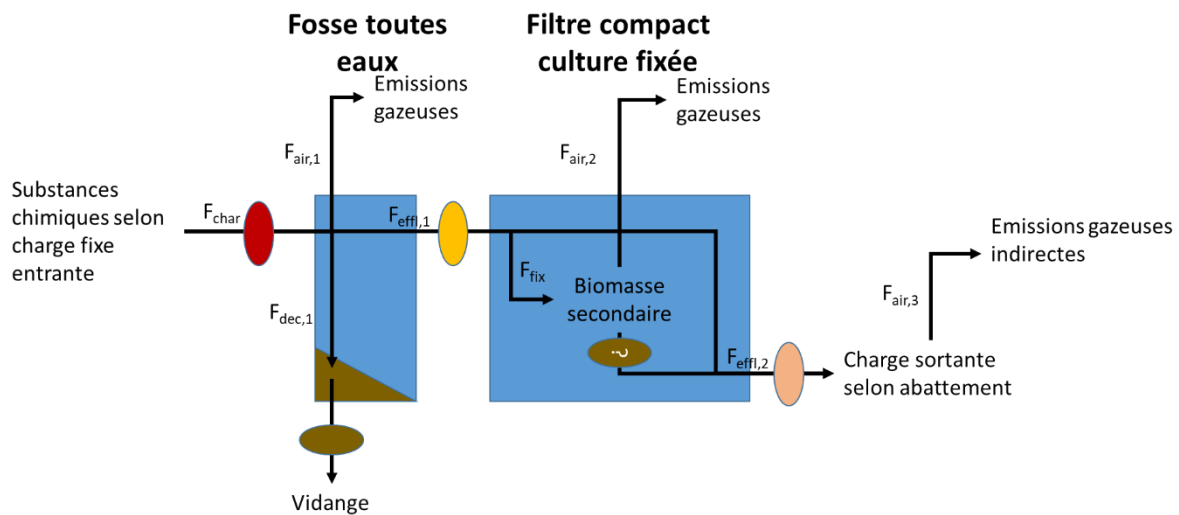


Figure 7 Représentation schématique d'un bilan massique multi-étape d'un dispositif de filtres compacts à cultures fixées

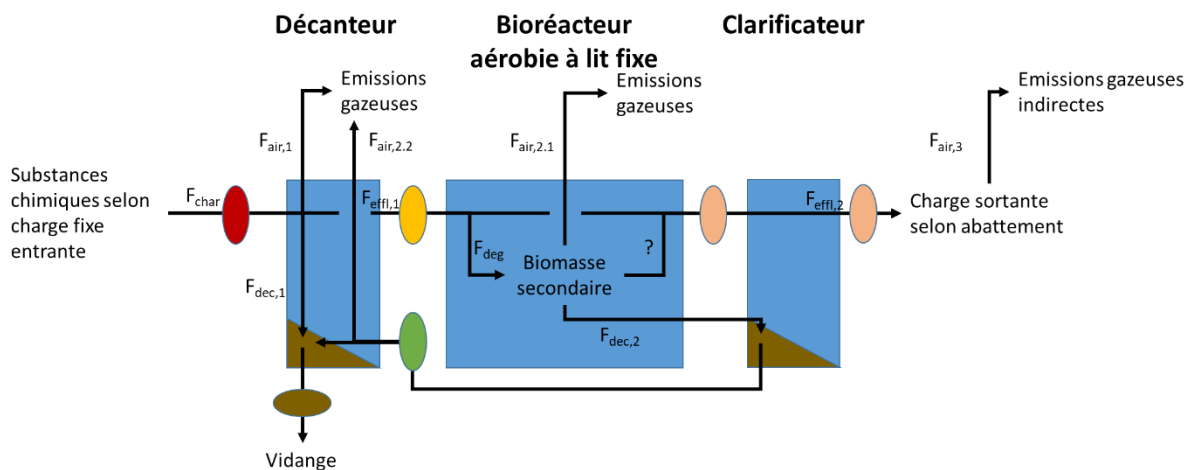


Figure 8 Représentation schématique d'un bilan massique multi-étape d'un dispositif de bioréacteurs à lit fixe



INRAE >

> *transfert*

INRAE Transfert – Filiale d'INRAE
Membre de l'institut Carnot 3BCAR
Siège social : 28, rue du Dr. Finlay – 75015
Paris
Tél. : 33 (0)1 42 75 95 00
contact@it-acv.fr



www.inrae-transfert.fr