

4.3. Potentialités de régimes circulaires sans séparation à la source de l'urine

Nous avons mis en exergue la prise de conscience relative à l'urine et aux eaux usées qui a émergé en Suède, et plus généralement en Europe scandinave et germanique, à partir des années quatre-vingt-dix. Au vu du potentiel important de la séparation à la source de l'urine en termes de circularité, nous avons abordé en détails les modalités possibles de sa mise en œuvre et les potentialités qu'elle recèle. La séparation à la source de l'urine n'est toutefois bien sûr pas la condition *sine qua non* d'un système alimentation/excrétion circulaire, comme nous avons pu le voir à la section 3.1.4 par exemple dans le cas de l'épandage « à la flamande ». Nous allons donc désormais analyser les potentialités de circularité offertes par d'autres chaînes de gestion des urines et des matières fécales.

Dans les deux premières sections (sections 4.3.1 et 4.3.2), nous allons étudier les possibilités offertes par la gestion conjointe des urines et des matières fécales, non mélangées aux eaux ménagères. Nous ne préférons alors pas employer le terme de « séparation à la source », malgré l'usage consacré, car il n'y a pas nécessairement de séparation « à la source », c'est-à-dire au niveau de l'interface usager où les urines et matières fécales vont être recueillies conjointement comme dans la toilette à chasse d'eau traditionnelle. Le terme « séparation à la source », employé dans l'absolu, nous paraît ainsi peu clair et source de confusion car il peut recouvrir un très grand nombre de réalités²¹⁴. Nous analysons donc dans ces sections 4.3.1 et 4.3.2, les chaînes de gestion des urines et matières fécales dans lesquelles les urines et matières fécales sont recueillies conjointement, c'est-à-dire sans séparation à la source de l'urine, et où elles sont collectées et transportées séparément des eaux ménagères. Nous parlerons ainsi de « gestion conjointe des urines et matières fécales, non mélangées aux eaux ménagères ». Dans la troisième section (4.3.3), nous analyserons le potentiel de circularité du tout-à-l'égout.

4.3.1. Gestion conjointe des urines et matières fécales sur interface usager sèche

La gestion conjointe des urines et des matières fécales semble être le système le plus classique en Europe au XIX^e siècle, avec typiquement le pot de chambre vidangé, au mieux, en fosse d'aisance. Les fosses d'aisance constituent à cette époque le maillon qui paraît le plus sensible du fait de leur

²¹⁴ Dans l'ouvrage éponyme *Source separation and decentralization* (Larsen *et al.*, 2013), nous n'avons d'ailleurs pas trouvé de définition de ce terme.

inétanchéité (cf. section 3.1.3). La fosse d'aisance, de même que souvent, en milieu rural, la toilette au fond du jardin, apparaissent donc avant tout comme des systèmes plutôt linéaires et polluants dont la logique de gestion est avant tout la praticité pour l'utilisateur. Même si les matières de vidange peuvent être valorisées, ce qui semble disparaître progressivement au XX^e siècle en France, il est plausible qu'elles ne contiennent souvent qu'une fraction minimale des nutriments initiaux azotés dont le reste a été infiltré ou volatilisé.

Cette gestion conjointe des urines et matières fécales, non mélangées aux eaux ménagères, disparaît progressivement au profit du tout-à-l'égout durant le XX^e siècle. Toutefois, nombre de chaînes de gestion continuent d'exister qui ne traitent que les urines et matières fécales, séparément des eaux ménagères, en particulier dans les zones non desservies par le tout-à-l'égout. Cette séparation est encore tolérée réglementairement dans l'arrêté du 3 mars 1982, fixant les règles de construction et d'installation des fosses septiques et appareils utilisés en matière d'assainissement autonome des bâtiments d'habitation, qui stipule que cette séparation est permise « après avis du directeur départemental des affaires sanitaires et sociales » mais avec des filières de traitement principalement linéaires. La mention de traitement des eaux-vannes sous-entend en outre que l'interface usager est à chasse d'eau.

Cette séparation n'est plus permise réglementairement à partir de l'arrêté du 6 mai 1996 fixant les prescriptions techniques applicables aux systèmes d'assainissement non collectif qui stipule que « les systèmes mis en œuvre doivent permettre le traitement commun des eaux vannes et des eaux ménagères » (article 8) et que « le traitement séparé des eaux vannes et eaux ménagères peut être mis en œuvre dans le cas de réhabilitation d'installations existantes conçues selon cette filière » seulement (article 10).

Au XX^e siècle, dès que l'interface usager devient la toilette à chasse d'eau, il semble ainsi que la plupart des systèmes gérant de façon conjointe urines et matières fécales, séparément des eaux ménagères, soient essentiellement linéaires. Le développement, voire la pérennité, de systèmes circulaires de gestion conjointe des urines et matières fécales semble donc cantonné aux interfaces usagers sèches. On nommera « interface usager sèche », ou plus communément « toilette sèche », toute interface usager dans laquelle il n'est pas prévu que l'évacuation des excréments se fasse par une chasse d'eau, ni que le réceptacle des excréments soit systématiquement rincé à l'eau à chaque usage²¹⁵.

²¹⁵ On notera le cas particulier des toilettes dites chimiques ou autonomes, fédérées aujourd'hui au sein du SNPSM, qu'on retrouve par exemple beaucoup sur les chantiers. Il s'agira souvent de toilettes sèches au sens où l'interface usager est sèche mais le réceptacle des urines et des matières fécales est une cuvette remplie d'eau et

Sur une interface usager sèche, la circularité de la gestion des urines et matières fécales dépendra du fonctionnement de l'ensemble des maillons suivants, à savoir la collecte, le stockage, le traitement, le transport et l'usage final. Les interfaces usagers sèches à elles seules ne garantissent donc en rien la mise en œuvre d'une chaîne circulaire et non polluante. Nous en avons vu des exemples avec le rejet du pot de chambre en rivière ou la fosse d'aisance jamais vidangée. Nous n'étudierons pas ici l'ensemble des possibilités permises, comme nous avons pu le faire dans le cas de la séparation à la source de l'urine et nous nous cantonnerons à indiquer les principales caractéristiques existantes ou envisageables.

On pourra bien sûr toujours consulter les quelques références générales données en introduction du chapitre 4.2 pour plus de détails. Anand & Apul (2014) ont plus précisément étudié les chaînes de gestion dont le traitement des urines et matières fécales se fait par compostage. Ils mettent en exergue le manque de recherche permettant d'évaluer correctement les potentialités de cette gestion en contexte urbain. En contexte français, on pourra également se référer aux publications et aux organisations des membres du Réseau de l'Assainissement Écologique pour mieux connaître les possibilités envisageables ou actuellement commercialisées. Nous reproduisons simplement ici une compilation de toilettes alternatives aux toilettes à chasse d'eau conventionnelles, réalisée par le Réseau de l'Assainissement Écologique, et qui donne un aperçu de la diversité des types d'interfaces usagers, le plus souvent avec traitement intégré : toilettes ensacheuses, à incinération, à congélation, à tambour rotatif, à micro-ondes, à mousse, etc. (Figure 4.39).

de divers produits chimiques. Le terme « toilette sèche » n'est donc usuellement pas utilisé pour les nommer. Nous ne les étudierons pas davantage ici du fait que la contamination des urines et matières fécales par les substances chimiques employées pénalise par principe toute forme de gestion circulaire. En pratique, il semble que la destination principale des vidanges de toilettes chimiques soit, au mieux, la station d'épuration, ce qui les rend de fait linéaire.

4.3.1.1. Linéarité fréquente des systèmes à séparation de phase

Nombre des chaînes de gestion qui ne séparent pas les urines à la source réalisent toutefois une séparation de phase liquide/solide, plus ou moins volontairement, à différents maillons : au niveau du traitement dans le cas de la poudrette synthétisée sur vidanges de fosses d'aisance ; au niveau du stockage, dans le cas de la fosse de Cazeneuve introduite en 1818 (Paulet, 1853) ou de la tinette filtrante testée à partir de 1843 et dûment autorisée à partir de 1867 à Paris (Jacquemet, 1979). On trouvera une description assez exhaustive des appareils diviseurs de l'époque dans Liger (1875). Dans ces cas de séparation de phase, nous avons vu que la phase liquide, contenant *a priori* la plus grande partie de l'azote, était usuellement traitée de façon quasiment linéaire et polluante, comme dans le cas de la synthèse de poudrette au début du XIX^e siècle à Paris ou de la tinette filtrante quand l'exutoire des égouts est la rivière.

C'est à nouveau en Suède qu'on retrouve un développement qui nous paraît être assez marquant au milieu du XX^e siècle. Il s'agit d'une combinaison de maillons « interface usager-collecte-stockage-traitement », désormais commercialisée sous le nom de Clivus Multrum. D'après le site internet de l'entreprise qui le vend aujourd'hui²¹⁶, ce système aurait été développé en 1939 par Rikard Lindström dans un souci de préservation de la qualité des eaux de la baie proche de sa propriété dans laquelle sa famille se baignait (cf. sur cette particularité suédoise notre hypothèse développée à la section 4.1.2). Ce système met en œuvre une séparation de phase dans une chambre reliée ventilée de gros volume.

²¹⁶ www.clivusmultrum.fr/history.php (dernière consultation le 2 décembre 2017).

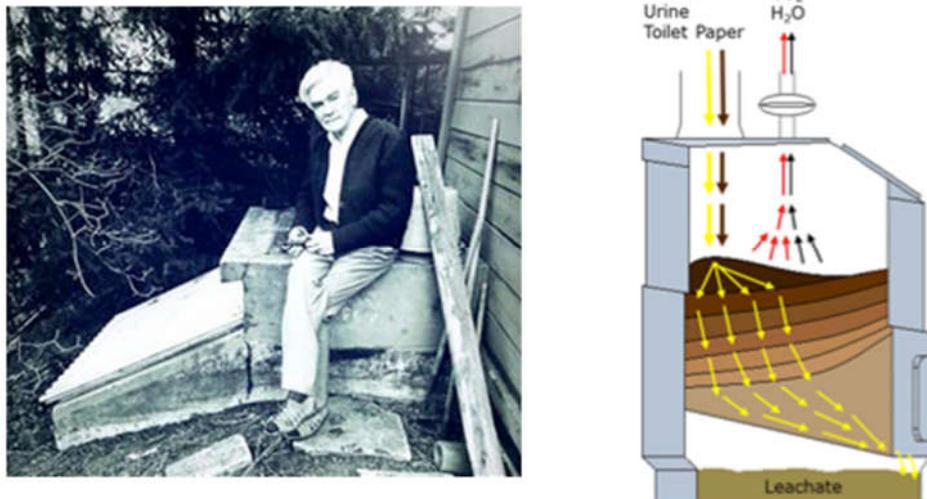


Figure 4.40 : Le système Clivus Multrum.

À gauche, photographie de Rikard Lindström (non datée – www.clivusmultrum.fr/history.php) ; à droite, schéma de fonctionnement du système Clivus Multrum actuellement commercialisé (*ibid.*).

La circularité azote d'un tel système dépendra de très nombreux facteurs : les modalités d'entretien de la chambre reliée, l'usage final des matières solides stockées et du lixiviat, etc. Un tel système permet difficilement de conclure quant à la circularité effective des systèmes installés. En particulier, de nombreux systèmes Clivus Multrum, ou plus généralement de nombreux systèmes récents dont l'interface usager est sèche et qui réalisent une séparation de phase, ne mettent pas en œuvre de gestion circulaire sur les lixiviats (infiltration dans le sol, évaporation, traitement conjoint avec les eaux ménagères, envoi au tout-à-l'égout, etc.), comme nous l'avons déjà vu dans le cas des toilettes sèches à séparation d'urine.

Or les lixiviats sont susceptibles de contenir une grande fraction de l'azote. Et dans de nombreux cas, la simplicité de maintenance étant recherchée prioritairement, les systèmes sont conçus pour minimiser la quantité de lixiviats en favorisant l'évaporation de l'eau. Selon les conditions opératoires, cette évaporation d'eau pourra s'accompagner d'une volatilisation potentiellement très importante de l'azote.

4.3.1.2. Développement des « toilettes sèches à compost »

Le modèle relié du type Clivus Multrum nous paraissait mériter mention du fait de son développement ancien. Plus récemment, à partir des années soixante-dix, les interfaces usagers sèches se sont beaucoup développées en Scandinavie et en Allemagne, entre autres pour apporter des solutions de gestion des urines et matières fécales dans les résidences d'été scandinaves, comme nous l'avons vu

pour le cas de la séparation à la source de l'urine (cf. section 4.1.2 et également TDM, 2010 pour une analyse de l'usage d'interfaces usagers sèches en Europe).

En France, à partir des années quatre-vingt-dix, l'existence d'interfaces usagers sèches héritées des pratiques traditionnelles passées est complétée par l'apparition de nouveaux usagers de toilettes sèches. Une de leurs motivations principales est la baisse de l'empreinte environnementale de la gestion des urines et matières fécales (TDM, 2010). L'influence des pays scandinaves et germaniques dans cette diffusion semble claire. En outre, quelques personnes et associations semblent avoir eu un rôle majeur dans la promotion de ces nouvelles pratiques en France. TDM (2010) cite ainsi Joseph Orszagh (en Belgique)²¹⁷ et Anne Rivière, fondatrice de l'association Eau Vivante. Ce mouvement se retrouve également aux États-Unis, attaché à quelques personnalités comme Joe Jenkins, David Del Porto ou Carol Steinfeld.

Les interfaces usagers sèches étaient initialement surtout cantonnées en France à l'habitat domestique et aux sites isolés. La première entreprise française de construction de toilettes sèches publiques qui ait réussi à en faire une activité pérenne, dont nous avons déjà présenté le modèle à la section 4.2.1.3, serait l'entreprise Sanisphère, fondée par Pierre Colombot en 1991 (Annexe 2). Puis les interfaces usagers sèches se sont beaucoup développées à partir des années deux mille dans le cadre événementiel. La première entreprise française de location de toilettes sèches en événementiel semble être les Gandousieurs, créée en 2005. En 2006 apparaît la première forme de structuration nationale française autour des interfaces usagers sèches : de nombreuses associations et entreprises œuvrant dans ce domaine se réunissent le 1^{er} avril 2006 à Saint-Merd-de-Lapleau pour la première « internationale des toilettes sèches », dénommée par la suite « intestinale ». Ce mouvement se structurera progressivement jusqu'à la création officielle de l'association « Réseau de l'Assainissement Écologique – Intestinale » en 2011, qui compte aujourd'hui une cinquantaine d'adhérents (principalement associations et entreprises) et qui fédère au niveau national un grand nombre des organisations liées à ce développement des interfaces usagers sèches.

Ce développement se double d'une volonté affichée de retour à la terre des excréments et se pose ainsi en opposition à la toilette à chasse d'eau dont nous avons effectivement montré le caractère aujourd'hui linéaire et, dans certains cas, polluant pour les milieux aquatiques superficiels. Émerge alors le principe que non seulement l'interface usager doit être sèche mais qu'il faut également garantir une gestion ni linéaire ni polluante dans la suite de la gestion. La vidange des matières en station d'épuration est ainsi proscrite par principe dans la charte du Réseau de l'Assainissement

²¹⁷ Il a synthétisé le nom de la chaîne de gestion qu'il préconise pour les urines et matières fécales sous le nom de Toilette à Litière Biomaîtrisée abrégée en TLB.

Écologique²¹⁸. Un procédé de traitement des urines et matières fécales se distingue alors nettement : le compostage.

Le compostage est souvent érigé en principe fondamental, permettant entre autres de se distinguer de l'utilisation d'interfaces usagers sèches dans des systèmes linéaires voire polluants : toilettes chimiques (cf. note de bas de page n° 215 p. 333), fosses fuyardes non vidangées, etc. Le compostage est ainsi présenté dans la charte du Réseau de l'Assainissement Écologique : « Nos activités [...] contribuent à la préservation de l'eau et à la restauration de la fertilité des sols. Nous mettons en œuvre [...] l'assainissement par le compostage [...]. Le compostage des déjections humaines est un moyen simple et efficace d'assainissement. La valorisation de la matière organique est notre préoccupation principale permettant la restauration de l'humus des sols, richesse première des cultures et des peuples. [...] Les toilettes sèches à compost constituent un procédé d'assainissement écologique efficace loin devant des pratiques environnementales de façade. Toutefois, nous restons ouverts à une constante amélioration de nos pratiques, sans nous borner aux techniques actuellement acquises. »

Le compostage est usuellement mis en œuvre par adjonction de matière carbonée aux excréments humains sous forme de sciure, copeaux de bois, paille, feuilles, etc. Il présente plusieurs avantages :

- l'ajout de matière carbonée au niveau de l'interface usager permet l'absorption de l'humidité et limite les odeurs ;
- la montée en température du compostage permet une réduction significative des pathogènes des matières fécales. L'OMS indique ainsi qu'il convient que la température de compostage dépasse 50 °C pendant plus d'une semaine (OMS, 2012a) ;
- la matière finalement obtenue, le compost, peut se prêter à de nombreux usages agronomiques.

Selon les modalités de sa mise en œuvre, le traitement des urines et matières fécales dit « par compostage » présentera toutefois toute une gradation allant du simple stockage à un compostage thermophile rapidement hygiénisant. Du fait de la difficulté de conduire une montée en température élevée et homogène dans un compostage décentralisé, l'OMS (2012a) préconise ainsi le compostage comme traitement secondaire hors site à grande échelle et recommande, pour le traitement par stockage à domicile, des durées de stockage allant de un à deux ans selon la température. Les conclusions de l'étude menée par Toilettes du Monde sont similaires (TDM, 2014).

²¹⁸ Charte de bonnes pratiques des loueurs et animateurs de toilettes sèches mobiles à compost du Réseau de l'Assainissement Écologique (disponible sur www.rae-intestinale.org – consulté le 17 septembre 2015).

4.3.1.3. Circularité et pollution variables du stockage/compostage

L'analyse de la circularité d'une chaîne de gestion des urines et matières fécales par interface usager sèche puis stockage/compostage nécessite d'évaluer le devenir de l'azote dans ces processus de stockage/compostage. Dans la revue bibliographique effectuée par Anand & Apul (2014), des pertes azotées, par lixiviation et volatilisation, ont été rapportées sur une fourchette allant de 17 % à 94 % pour le compostage des matières fécales. Pour le compostage des biodéchets ménagers, où la teneur en azote minéral est *a priori* plus faible, la revue bibliographique effectuée par Li & Li (2015) fait part de pertes azotées variant de 24 % à 64 %. Les bilans de masse sur le stockage/compostage d'excréments humains sont relativement rares. Toutefois le devenir de l'azote d'urines et de matières fécales a été tout particulièrement étudié dans le cas des urines et matières fécales animales, dont la gestion sur litière paraît relativement comparable à celle du stockage/compostage mis en place pour les excréments humains. Peyraud *et al.* (2012) rapportent ainsi que le compostage d'urines et matières fécales animales (avec litière) entraînent des pertes d'azote allant usuellement de 30 % à 60 %, majoritairement sous forme de volatilisation de l'ammoniac. Parmi ces pertes, les lixiviats peuvent représenter jusqu'à 20 % de l'azote total initial. Dans les filières fumiers bovins et porcins, les pertes azotées entre l'excrétion et la fin du stockage sont estimées entre 22 % et 82 %. Enfin, les filières de gestion des effluents porcins « litière sciure compostée », « litière sciure épandage direct », « litière paille compostée » et « litière paille épandage direct » étudiées par Bonneau *et al.* (2008) montrent des pertes d'azote avant épandage comprises entre 50 % et 70 %, pour moitié sous forme de diazote.

Les fourchettes de variation très larges de la littérature consultée indiquent la très forte dépendance du bilan azoté aux modalités précises de réalisation du stockage/compostage sur litière. Si ce traitement conserve *a priori* assez bien les composés non volatilisables et peu lixiviés comme le phosphore, le bilan global de l'azote est semble-t-il beaucoup plus mitigé. La circularité azotée maximale permise en conditions usuelles semble difficilement pouvoir dépasser 80 %. Il nous semble raisonnable de retenir comme ordre de grandeur moyen une circularité globale d'environ 50 % et une pollution, principalement sous forme de volatilisation de l'ammoniac, d'environ 30 %.

L'évaluation globale d'une chaîne de gestion des urines et matières fécales dont l'interface usager est sèche et où le traitement est un stockage/compostage sur litière dépendra ensuite du devenir des matières après traitement et des sensibilités environnementales locales de sa mise en œuvre. D'après l'enquête réalisée en 2010 par l'association Empreinte qui a recensé 1712 foyers équipés de toilettes sèches en France, seuls 35 % des foyers ont répondu quant au devenir de ces matières et sur ces réponses, 55 % indiquaient une utilisation dans le potager, le reste pour les arbres et les fleurs. Les filières d'urines et matières fécales événementielles enquêtées par Brun *et al.* (2017) indiquent un traitement majoritaire par compostage (chez le prestataire ou sur une plateforme extérieure) et une valorisation majoritairement en amendement pour des cultures non alimentaires.

Dans l'état actuel de leur mise en œuvre en France, nous proposons donc de retenir les toilettes sèches à compost sans séparation de phase comme étant à mi-chemin entre circularité et linéarité pour l'azote (50 %), circulaires pour les autres nutriments, et à pollution principalement azotée, majoritairement sous forme de volatilisation d'azote ammoniacal, soit une pollution globale encore relativement modérée (30 %). En comparaison des filières de tout-à-l'égout linéaires (par exemple incinération des boues – 100 % linéaire) et polluantes (traitement du carbone uniquement – pollution globale azotée d'environ 80 %), ces filières sont donc nettement plus performantes. Par rapport à l'exemple-type de l'agglomération parisienne (chapitre 3.2), ces filières montrent une circularité également nettement meilleure mais une pollution à peu près équivalente. La différence principale en termes de pollution portera sur le fait que la pollution des toilettes sèches à compost est une pollution diffuse par volatilisation de l'ammoniac dans l'atmosphère alors que la pollution du tout-à-l'égout est majoritairement concentrée en rivière à l'exutoire des déversoirs d'orage et des stations d'épuration.

On peut finalement assez bien rapprocher les toilettes sèches à compost de la gestion agricole des excréments animaux : la circularité et la pollution (avant épandage) sont relativement similaires et les toilettes sèches à compost s'inscrivent de ce fait relativement bien dans les performances actuelles du système alimentation/excrétion français pour sa partie agricole (avant épandage). Leur application éventuelle en contexte urbain, c'est-à-dire en population dense, induirait alors les mêmes problématiques que pour l'élevage animal à forte densité en concentrant géographiquement les pollutions induites.

On peut également mettre en parallèle la différence existant entre la gestion de l'azote dans l'industrie et sa gestion agricole actuelle. Erisman *et al.* (2005) ont ainsi montré que l'efficacité d'utilisation de l'azote dans le secteur agricole néerlandais était de 34 % alors qu'il est de 91 % en industrie. Si nous prenons comme référence le mode de gestion actuel de l'azote en agriculture néerlandaise, le compostage de l'urine pourra sembler tout à fait correct et peu dommageable en termes de pollution locale dans un cas de densité très faible²¹⁹. Mais dans une perspective industrielle, ce taux paraîtra très faible. En particulier, son application en contexte urbain, avec une forte densité de population, peut le rendre inacceptable par la concentration des pollutions induites.

Par rapport aux systèmes à séparation à la source de l'urine étudiés précédemment (cf. sous-section 4.2.7.1), le bilan peut s'avérer à peu près similaire aux cas dans lesquels la limitation des pertes de l'ammoniac urinaire par volatilisation serait mal gérée et conduirait alors à des pertes atmosphériques du même ordre de grandeur. Ces deux systèmes présentent toutefois une différence fondamentale.

²¹⁹ Ce qui n'est malheureusement pas le cas de l'agriculture des Pays-Bas et plus généralement incompatible avec un objectif de diminution de la pollution globale.

Dans le cas de la séparation à la source de l'urine, une bonne gestion des urines d'un système avec simple stockage, ou l'utilisation d'un traitement tel que la concentration, peuvent conduire à des pollutions très faibles (< 5 %) et à une circularité quasiment maximale (> 95 %). Cette possibilité ne nous paraît pas pouvoir exister dans le cas de l'utilisation d'un procédé se rapprochant du compostage. Nous voyons donc deux limites fondamentales qui désavantagent ces filières :

- premièrement, alors que la séparation des urines permet de valoriser l'azote directement en tant qu'engrais minéral, le compostage des urines (et matières fécales) induit des pertes azotées. Si cet azote n'est pas récupéré, ce qui n'est *a priori* jamais le cas dans les compostages individuels existants aujourd'hui, le compostage induira une baisse de la circularité et une augmentation de la pollution. Les excréments animaux au champ montrent en revanche une bien meilleure efficacité de captation de l'azote puisque les pertes sont évaluées seulement à quelques pourcents (Peyraud *et al.*, 2012) ;
- deuxièmement, le processus de compostage des urines (et des matières fécales) requiert un apport de carbone exogène. Ce carbone sera majoritairement respiré dans le processus de compostage. Beck-Friis *et al.* (2011) indiquent ainsi 65 % et 68 % de pertes totales de carbone lors d'un compostage, Li & Li (2015) environ 60 % et Denes *et al.* (2015) 45 % à 55 %. Or si l'on se place dans une perspective de limitation forte de consommation de carbone fossile, il paraît souhaitable d'optimiser les usages du carbone pour lequel la compétition entre les différents usages (énergie, fibres, alimentation, etc.) aura tendance à augmenter.

Nous proposons d'illustrer ce point par la figure suivante (Figure 4.41) dans laquelle nous avons représenté schématiquement les métabolismes carbone et azote d'une culture céréalière telle que le blé (métabolisme photoautotrophe) et celui d'un être humain (métabolisme chimioorganohétérotrophe) (cf. section 1.2.1). Nous les avons figurés successivement pour illustrer le cas de l'ingestion de blé par un être humain.

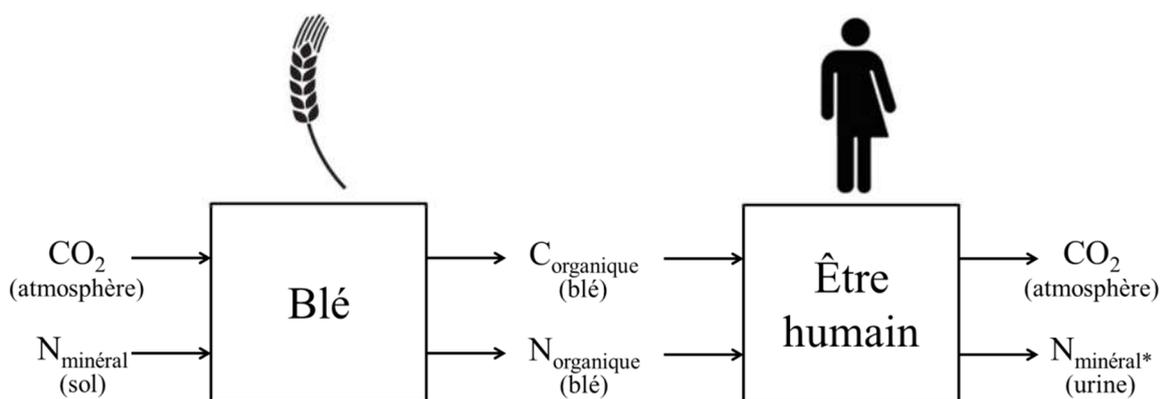


Figure 4.41 : Métabolismes schématisés carbone et azote du blé et de l'être humain représentés successivement.

* L'azote n'est que peu excrété directement sous forme minérale mais nous avons vu au chapitre 4.2 qu'il était très rapidement minéralisé en conditions usuelles.

On trouvera tout le détail des précisions relatives à cette représentation très schématisée dans les parties précédentes (cf. en particulier sections 1.2.1, 2.1.3 et 2.1.4).

Comme nous l'avons déjà montré à la section 2.1.3, la circularité des systèmes alimentation/excrétion sur le carbone est principalement réalisée par la correspondance entre la photosynthèse végétale et la respiration humaine. La circularité des systèmes alimentation/excrétion sur l'azote paraît plus pertinente en conservant l'azote sous sa forme minérale, qu'on retrouve très rapidement dans l'urine après l'excrétion par l'action des uréases ubiquistes (cf. chapitre 4.2). L'organisation de l'azote, si elle peut être intéressante pour fournir un amendement au sol, est handicapante dans le cas du compostage individuel du fait des pertes azotées induites.

Ainsi le processus de compostage, bien mené, a l'avantage d'être hygiénisant pour les matières fécales mais il ne nous paraît pas optimal pour la gestion des urines pour lesquelles l'aspect hygiénisant du compostage est inutile du fait de leur potentiel d'hygiénisation par simple stockage. Si les urines peuvent aisément être gérées de manière salubre et circulaire, ce point est beaucoup plus délicat pour les matières fécales et la gestion conjointe des urines et matières fécales apparaît donc peu pertinente dans un souci de recherche conjointe de salubrité et de circularité.

L'analyse de la salubrité des toilettes sèches à compost révèle d'ailleurs un glissement des paramètres critiques de la salubrité. Nous avons vu au chapitre 3.2 que la criticité de la salubrité du tout-à-l'égout résidait dans la contamination des milieux aquatiques superficiels. Dans les toilettes sèches à compost, leur contamination par les matières fécales dépendra des modalités de gestion des eaux ménagères car si celles-ci sont finalement rejetées au milieu aquatique superficiel, leur contamination en agents pathogènes (lavage des mains, douche, etc.) peut également induire une contamination fécale, quoique

nettement plus faible que par le tout-à-l'égout (OMS, 2012a). Mais de nouvelles voies de transmission potentielles vont apparaître, telles que les mouches, le contact par l'utilisateur lors de la manutention, ou encore la contamination via l'usage final par les sols ou les plantes cultivées. Les précautions d'emploi préconisées (TDM, 2010 ; OMS, 2012 ; TDM, 2014) doivent permettre de rendre ce risque minime et peuvent alors rendre les toilettes sèches à compost plus salubres que le tout-à-l'égout. Néanmoins, en contexte urbain dense, ce risque de transmission devra être tout particulièrement étudié.

En conclusion, les chaînes de gestion mettant en œuvre un stockage/compostage des urines (et des matières fécales) ont des modalités de réalisation très différentes selon les cas. Elles apparaissent comme usuellement acceptables, quoiqu'imparfaites, du point de vue de leur pollution mais relativement peu circulaires sur l'azote. Si leur contexte d'application usuel est plutôt rural et qu'elles nous paraissent correspondre assez bien au fonctionnement d'un système d'élevage d'animaux traditionnel, les potentialités de leur extension nous paraissent moins intéressantes que celles permises par la séparation à la source de l'urine du fait de leurs limites intrinsèques en termes de pollution et de circularité. Dans leur gestion des matières fécales, elles recèlent toutefois la potentialité d'une meilleure salubrité globale que le tout-à-l'égout.

4.3.2. Collecte sous-vide des urines et matières fécales non mélangées aux eaux ménagères

4.3.2.1. Émergence de la collecte sous-vide appliquée aux urines et matières fécales non mélangées aux eaux ménagères

Nous avons vu à la section 4.1.5 que la prise de conscience relative à l'urine s'est accompagnée d'une prise de conscience beaucoup plus large relative aux eaux usées, vues désormais comme une ressource à valoriser, et sur la possibilité que les urines et matières fécales ne soient pas traitées conjointement avec les eaux ménagères. Outre la séparation à la source de l'urine et le traitement conjoint des urines et des matières fécales par des interfaces usagers sèches, une troisième chaîne de gestion alternative au tout-à-l'égout s'est récemment développée en Europe : la collecte séparée sous-vide des eaux-vannes. Ces types de chaînes de gestion reposent sur une opportunité offerte par la collecte sous-vide des urines et matières fécales :

- l'interface usager est une toilette sous-vide, qui diffère relativement peu, pour l'utilisateur, d'une toilette conventionnelle à chasse d'eau gravitaire. La différence

principale réside dans le fait que les urines et matières fécales sont aspirées avec une quantité d'eau beaucoup plus faible, de l'ordre d'un litre par chasse d'eau²²⁰ ;

- les canalisations sous-vide permettent de transporter les matières fécales par tuyau malgré une très faible quantité d'eau en comparaison des égouts gravitaires²²¹.

Le sous-vide permet ainsi de transporter les urines et matières fécales de manière concentrée sur une assez grande distance²²².

Poujol (1990) a étudié spécifiquement l'histoire du développement des réseaux sous-vide en France du XIX^e siècle à 1990 et on pourra s'y référer pour plus de détails sur sa diffusion et ses principales caractéristiques. Son émergence à la fin du XIX^e siècle par les systèmes Liernur à Amsterdam en 1871 puis Berlier à Lyon en 1880 et Paris en 1881 n'ont pas entraîné de déploiement très important par la suite en France. Il peut paraître mieux adapté que le réseau gravitaire dans certains cas : la profondeur plus faible des canalisations est avantageuse en terrains difficiles à creuser ; la possibilité de s'astreindre d'une pente est utile en terrain plat, etc. Aucun réseau sous-vide n'a été installé en France entre 1934 et 1970 (*ibid.*) et c'est depuis cette année-là qu'il a retrouvé un certain nombre d'applications, en France mais aussi beaucoup à l'étranger et dans des contextes particuliers tels que les paquebots. Il a aussi été utilisé pour la collecte des déchets ménagers.

La capacité d'une collecte sous-vide à permettre de réaliser un traitement différencié des urines et des matières fécales semble avoir été de nouveau exploitée dans le quartier Flintenbreite à Lübeck, conçu à partir de 1995 (Otterwasser, 2009). La conception de ce quartier est l'œuvre du bureau d'études Otterwasser, dirigé par Otterpohl (cf. section 4.1.5). D'après Otterpohl, ce quartier était de taille trop modeste (200 personnes) pour que la prise en charge de la maintenance du système soit économiquement supportable et le système de traitement des urines et matières fécales au complet n'a à notre connaissance jamais été mis en œuvre. Il prévoyait toutefois une digestion anaérobie des urines

²²⁰ On notera quelques caractéristiques supplémentaires de cette interface usager : elle est source de bruit au moment où la chasse aspirante est actionnée ; peu de professionnels sont qualifiés pour réaliser leur maintenance aujourd'hui ; les canalisations peuvent être plus facilement obstruées que des égouts gravitaires mais, dans l'habitat résidentiel, le processus d'apprentissage des modalités d'usage par rapport au risque d'obstruction est assez efficace en conséquence.

²²¹ Un réseau sous-vide offre aussi l'avantage que les fuites sont très facilement perçues, au contraire des réseaux gravitaires dont les fuites peuvent entraîner une contamination des sols et des nappes qui passe inaperçue ou recevoir des infiltrations en cas de nappe affleurante.

²²² Usuellement jusqu'à environ 2,5 km avant d'avoir recours à une station sous-vide d'après Besson (2015).

et matières fécales et une utilisation agricole du digestat ce qui semble pouvoir permettre une bonne circularité.

On retrouve un nouveau déploiement d'un tel dispositif²²³ aux Pays-Bas à Sneek dans la Frise, d'abord dans le quartier Lemmerweg Oost (de 2003 à 2010 – 64 personnes) puis dans le quartier Noorderhoek²²⁴ (à partir de 2010 – 79 personnes au moment où il a été étudié pour le rapport STOWA et plusieurs centaines prévues à terme). Comme cela était projeté à Flintenbreite, une digestion anaérobie a été mise en place, ce qui permet une valorisation du carbone sous forme de biogaz, valorisation intéressante mais dont nous avons vu au à la section 2.1.3 le caractère secondaire dans notre cadre d'analyse. Le phosphore est valorisé par précipitation de struvite, ce qui permet l'obtention d'un produit phosphoré assez pur et comparable aux engrais phosphorés issus de l'extraction minière. Quant à l'azote, il est traité par dénitrification autotrophe dans un réacteur nommé OLAND (*one-stage Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification/Denitrification*²²⁵). La dénitrification autotrophe permet de ne pas utiliser de carbone pour dénitrifier l'azote et de réserver ainsi celui-ci à d'autres usages, tels qu'ici la production de biogaz²²⁶. Mais le traitement de l'azote par dénitrification induit *in fine* une circularité à peu près similaire à celle du tout-à-l'égout usuel.

La collecte sous-vide des urines et matières fécales semble actuellement se développer et de nombreux projets voient le jour en Europe scandinave et germanique, tels que Schipperskaai à Gand (Belgique flamande) ou H+ à Helsingborg (Suède) (Skambraks *et al.*, 2017). Nous n'avons toutefois trouvé aucun exemple où les traitements mis en œuvre ou projetés visent à une circularité au sens où nous l'entendons c'est-à-dire sur l'azote (Larsen *et al.*, 2013 ; Annexe 3 ; Skambraks *et al.*, 2017). Nous avons ainsi étudié le quartier Jenfelder Au, à Hambourg, qui est actuellement le plus grand quartier en construction avec collecte séparée des urines et matières fécales sous-vide d'Europe : 50 appartements connectés en février 2017 et 2 000 personnes envisagées à terme (Annexe 3). Les témoignages recueillis lors de notre visite du quartier montrent que les défis techniques, réglementaires, culturels et organisationnels sont considérables du fait de l'introduction d'un très grand nombre de nouveautés par

²²³ Dans de nombreux cas, aux Pays-Bas, le terrain plat et les nappes hautes favorisent l'utilisation de réseau sous-vide.

²²⁴ On pourra se reporter au rapport du stage de Benjamin Créno que nous avons encadré pour un retour d'expérience plus complet sur ce quartier (Créno, 2015). Le document le plus complet à notre connaissance est le rapport de STOWA (en néerlandais) (STOWA, 2014).

²²⁵ Nitrification dénitrification autotrophe en une étape en oxygénation limitée.

²²⁶ Nous avons déjà vu la possibilité accrue de convertir le carbone en biogaz dans le cas de la séparation à la source de l'urine – cf. sous-section 4.2.7.2.

rapport aux techniques conventionnelles d'assainissement. Or la circularité n'est pas au centre des préoccupations qui ont amené à la réalisation d'une collecte sélective des urines et matières fécales dans ce quartier et les caractéristiques et les principes de fonctionnement de la station de traitement des urines et matières fécales ne sont apparemment pas encore décidés. Une valorisation du carbone en biogaz et du phosphore par extraction est toutefois fortement plausible.

4.3.2.2. Circularité limitée des collectes sous-vide réalisées et projetées

Une certaine confusion apparaît d'ailleurs autour de cette notion de circularité, avec le terme couramment employé de *resource recovery*²²⁷, que nous proposons de traduire par « valorisation des ressources ». Presque tous les quartiers construits ou en projet mettant en place une séparation à la source conjointe des urines et des matières fécales mettent en avant la possibilité de réaliser une valorisation des ressources. Or dans les faits, cette valorisation des ressources est réduite, comme dans le cas de Noorderhoek, à la valorisation du carbone sous forme de biogaz et à celle du phosphore sous forme de struvite. Par rapport au régime linéaire du tout-à-l'égout relié à une station d'épuration réalisant une incinération des boues, que l'on trouve fréquemment en Europe germanique, cette valorisation des ressources constitue bien sûr un progrès notable vers la circularité puisque l'on passe de 0 % à potentiellement plus de 90 % de circularité sur le phosphore. Le progrès sur la valorisation en biogaz du carbone, nous venons de l'indiquer, est également à signaler du fait de la dénitrification autotrophe mais reste un point marginal de notre analyse de circularité. Mais par rapport au régime, usuel en France, du tout-à-l'égout relié à une station d'épuration dont le phosphore est recyclé par les boues et une fraction du carbone est valorisé sous forme de biogaz, la différence est relativement minime et ces deux chaînes de gestion ne se distinguent pas, dans notre cadre d'analyse, en termes de régime socio-écologique²²⁸. La ressource et le nutriment principal d'un système alimentation/excrétion est l'azote réactif, comme nous l'avons montré dans la deuxième partie de cette thèse, et l'emploi du terme *resource recovery* ou *nutrient recovery* nous paraît source de confusion s'il est appliqué pour des systèmes qui ne valorisent ni cet azote réactif, ni d'ailleurs presque aucun des autres nutriments, à l'exception du phosphore, si ce n'est dans des proportions généralement très faibles.

²²⁷ On le retrouve par exemple dans le groupe de travail éponyme de l'IWA ou dans le nom du « Resource recovery centre » de Qingdao.

²²⁸ On pourrait affiner l'analyse de la circularité permise pour le phosphore en tenant compte de la disponibilité relative du phosphore des boues de station d'épuration sous forme de sel métallique et celle du phosphore sous forme de struvite. Cette disponibilité est fonction de nombreux paramètres agronomiques (nature des sols, nature des cultures, pratiques culturales, etc.) et nous n'analyserons pas ce point ici.

La formulation anglaise *resource recovery* ou *nutrient recovery* permet d'ailleurs une bien plus grande ambiguïté qu'en français. Nous avons proposé comme traduction « valorisation des ressources » mais on pourrait également traduire par « valorisation de ressources » ce qui laisse la possibilité d'indiquer que le degré de valorisation n'est pas précisé, ni en nombre de ressources, ni en intensité de valorisation de chaque ressource. Le choix du terme valorisation est également discutable car *recovery* peut se traduire tout simplement par récupération et n'induit pas nécessairement que les ressources récupérées soient effectivement valorisées²²⁹. Mais nous n'avons pas non plus trouvé de traduction anglaise satisfaisante au terme français de valorisation puisqu'il sera usuellement traduit par *use* en anglais, c'est-à-dire plutôt utilisation ou usage, voire *disposal* mais qui est connoté négativement dans une logique de « se débarrasser » et non de valoriser. On retrouve par exemple cette difficulté de traduction dans les versions anglaises et françaises de Tilley *et al.* (2014). Le dernier maillon de la chaîne, que nous avons ici traduit en « usage final », est nommé « use and/or disposal » en anglais et « valorisation et/ou mise en décharge » en français.

Il y a donc toute une gradation possible de traduction de *resource recovery* en français qui correspond à la gradation possible des réalisations allant d'une valorisation complète des ressources (« valorisation des ressources ») à la récupération éventuelle d'une seule ressource potentiellement non utilisée *in fine* (« récupération de ressource(s) »). Nous voyons ici tout l'intérêt d'analyser ces chaînes dans le cadre que nous avons proposé dans cette thèse, à savoir le régime socio-écologique associé du système alimentation/excrétion car notre méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion permet de positionner plus clairement la transposition de certaines techniques ou concepts en termes des régimes socio-écologiques effectivement réalisés. Comme nous l'indiquions en introduction de ce chapitre, nous évitons ainsi d'utiliser le terme « séparation à la source » seul pour éviter les confusions.

Cette ambiguïté se retrouve par exemple chez Skambraks *et al.* (2017) où les « *source separation systems* »²³⁰, représentés par la collecte sous-vide des urines et matières fécales, ne sont pas distingués de « *local urine separation* »²³¹ en termes de classification vis-à-vis de la *recovery* et où tous les quartiers sont indiqués comme réalisant une *nutrient recovery*, qui paraît donc devoir être interprétée ici dans le sens le plus restrictif du terme à savoir « récupération de nutriment(s) ». La grande originalité de Flintenbreite par rapport aux autres réalisations, qui prévoyait une valorisation des

²²⁹ On retrouve par exemple ce cas dans la station d'épuration de Castres qui récupère actuellement le phosphore sous forme de struvite mais ne le valorise pas – cf. plus loin la section 4.3.3.

²³⁰ « Systèmes de séparation à la source » (trad. personnelle).

²³¹ « Séparation à la source de l'urine localement » (trad. personnelle).

digestats en agriculture et donc la valorisation intégrale des nutriments, n'est ainsi pas mise en exergue dans cet article. Il nous paraît donc pertinent d'affiner cette caractérisation des réalisations ou des projets de *source separation* et *resource recovery* par l'analyse beaucoup plus globale du système alimentation/excrétion correspondant tel que nous l'avons proposée dans la deuxième partie de cette thèse. On constate d'ailleurs que notre analyse des potentialités de circularité des systèmes sous-vide reste partielle, du fait que nous nous sommes principalement cantonnés aux cas d'étude existants ou en projet et que la collecte sous-vide n'interdit pas la mise en place d'une circularité extractive sur l'azote, voire d'une circularité intégrale²³². Elle n'est toutefois pas encore réalisée en pratique, contrairement à la circularité intégrale sur l'urine qui bénéficie de plusieurs millénaires d'antériorité.

4.3.2.3. Caractère extractif des collectes sous-vide

Toujours à l'exception notable du projet de Flintenbreite (qui est resté au stade de projet sur ce point), la « récupération de ressource(s) » s'effectue de manière extractive, avec un procédé et une étape de traitement par ressource. Ainsi dans le cas de Noorderhoek, le carbone est extrait sous forme de biogaz dans un digesteur, l'azote est extrait sous forme de diazote dans un réacteur OLAND²³³ et le phosphore est extrait sous forme de struvite dans un réacteur à struvite. L'effluent est ensuite envoyé en tête du système de traitement des eaux ménagères pour y subir un traitement supplémentaire conventionnel.

²³² De telles réalisations existent peut-être mais nous n'en avons pas connaissance.

²³³ Cette extraction n'est donc plus une extraction de ressource mais une disparition de ressource puisque l'azote réactif est devenu diazote.

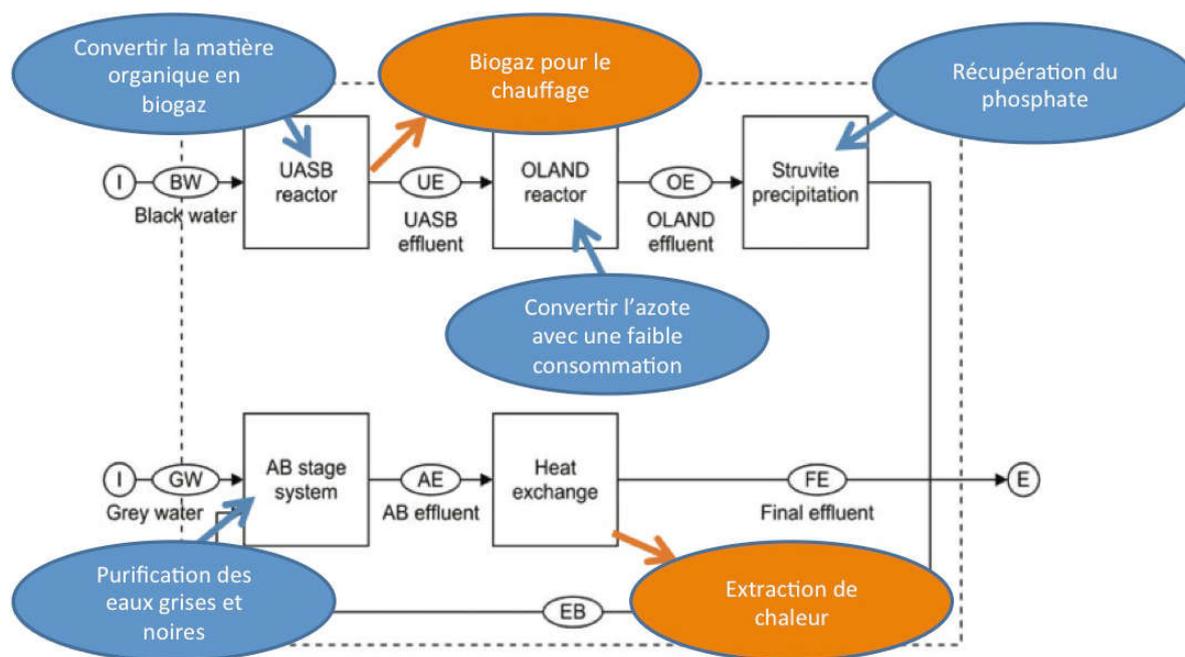


Figure 4.42 : Schéma de fonctionnement du traitement des eaux-vannes et des eaux ménagères à Noorderhoek.

Snnek, Pays-Bas. Source : Créno, 2015 d'après STOWA, 2014.

La logique de gestion conjointe des urines et matières fécales après une collecte sous-vide est donc finalement assez similaire à celle employée en station d'épuration, à savoir l'élimination des trois principaux composés nocifs pour le milieu récepteur aquatique (carbone réduit, azote réactif et phosphore) avec l'objectif de rejeter une eau de qualité suffisante au regard de la sensibilité du milieu récepteur. Le glissement opéré le long de la chaîne de gestion, présenté Figure 3.25 dans le cas du tout-à-l'égout, entre un intrant initial que sont les urines et matières fécales, et un produit final qui est l'eau, se retrouve également ici²³⁴. Cette similitude avec le tout-à-l'égout se retrouve à l'extrême dans le cas du quartier Semizentral de Qingdao où la collecte sélective des eaux-vannes par rapport aux eaux ménagères a mal fonctionné au niveau des branchements chez les particuliers et où les deux chaînes de traitement des eaux-vannes et des eaux ménagères se retrouvent finalement être identiques (Annexe 3)²³⁵. Cette différence nous paraît fondamentale par rapport aux traitements intégraux de l'urine que nous avons présentés à la section 4.2.5. Dans le cas des traitements intégraux, l'intrant initial (l'urine) reste le produit principal de la chaîne de gestion et ce cas nous semble donc beaucoup mieux répondre à une « valorisation de ressources ». On peut éventuellement ne faire aucune extraction (traitement de l'urine par stockage) ou alors n'extraire sélectivement que les éléments

²³⁴ Les boues de Noorderhoek sont incinérées (Créno, 2015).

²³⁵ La collecte des eaux-vannes du quartier Semizentral n'est toutefois pas sous-vide mais gravitaire.

correspondants à une contrainte locale (extraction d'eau dans le cas de contraintes territoriales, extraction de phosphore en cas d'excédent local de phosphore dans les sols, extraction de résidus médicamenteux en cas de sensibilité forte à ce risque²³⁶, etc.). Toutes les autres ressources, l'azote en particulier, mais également le phosphore, le potassium, les macronutriments et les micronutriments restent alors disponibles dans le produit final. *A contrario*, dans un système extractif, l'extraction de chaque ressource nécessite une étape de traitement supplémentaire *ad hoc*. La mise au jour du potassium comme une ressource critique serait par exemple susceptible d'entraîner la mise en place future d'un procédé supplémentaire d'extraction du potassium.

Cette illustration nous permet de voir en quoi le caractère extractif d'une circularité nous paraît consubstantiel à une logique de traitement de déchet : l'intrant de la chaîne est un déchet à éliminer, auquel on applique successivement des procédés permettant d'en extraire les ressources correspondants aux contraintes de l'époque (prépondérance actuelle du système énergie qui incite à mettre en œuvre prioritairement la valorisation du carbone, prise de conscience récente relative au phosphore, etc.). Une fois ces extractions réalisées, il reste un déchet dont on cherche à se débarrasser (« *disposal* »). *A contrario*, dans une circularité intégrale, l'intrant, en particulier ici l'urine, est considéré comme une ressource à part entière dont on cherche la valorisation intégrale. Les éventuelles limites à sa réutilisation sont alors plutôt le reflet de caractéristiques de la société locale – (sur-)consommation de médicaments, de drogues, de sel, etc. – pour lesquelles une gestion extractive permet de déplacer la gestion de ses conséquences vers d'autres sphères (contamination des milieux aquatiques par les substances médicamenteuses, développement de procédés curatifs de traitement, etc.). La circularité intégrale entraîne elle une boucle de rétroaction positive (cf. sous-section 4.2.6.3) mettant au jour que le mutualisme photoautotrophes/chimioorganohétérotrophes sera diversement handicapé par ces caractéristiques sociales locales dont les conséquences devront être pleinement assumées à l'intérieur même de l'anthroposphère. La gestion à la source peut alors prendre ici tout son sens puisqu'il s'agira alors de revenir aux sources mêmes du problème (pourquoi prend-on tel ou tel médicament par exemple) afin de trouver des solutions locales adaptées, comme dans le cas de la séparation à la source de l'urine dans les unités de médecine radioactive.

Nous avons vu que la circularité intégrale était réalisable dans la séparation à la source de l'urine ou dans les chaînes à interface usager sèche²³⁷. La possibilité de mise en œuvre d'une circularité intégrale

²³⁶ Ce point ne distingue d'ailleurs pas beaucoup la séparation à la source de l'urine des autres modalités de gestion des urines et matières fécales puisqu'une sensibilité forte aux risques liés à la présence de résidus médicamenteux entraînera probablement également leur traitement quoi qu'il en soit.

²³⁷ Quoique le volume important de l'eau urinaire constitue presque systématiquement la difficulté principale de gestion.

est en effet fortement corrélée au taux de dilution des urines et matières fécales. Dans la collecte sous-vide des urines et matières fécales, celles-ci sont collectées avec un taux de dilution d'environ cinq, soit vingt à cent fois plus faible que dans le tout-à-l'égout²³⁸ et deux à cinq fois supérieur à la séparation à la source de l'urine ou aux interfaces usagers sèches. Udert & Jenni (2013) rapportent ainsi que les concentrations en ammonium usuellement trouvées en sortie de digesteurs sont aux alentours de 1 gN/L ce qui a conduit à privilégier la conversion de l'azote réactif en diazote plutôt que sa récupération.

Cette valeur est pourtant peu éloignée de celle des urines d'Understenshöjden (environ 2 à 3 gN/L) ou des digestats liquides (0,8 gN/L) pour lesquels Ek *et al.* (2006) ont ainsi testé les possibilités de traitement dans une visée de circularité intégrale qui montre des potentialités techniques certaines à des coûts énergétiques encore raisonnables. C'est en particulier le cas des filtrations membranaires comme l'osmose inverse qui ont montré des possibilités de réduction de volume par 20 et des récupérations de plus de 90 % des nutriments. C'est un procédé similaire qui a été appliqué par la Deegener *et al.* (non daté) pour le traitement des urines d'urinoirs secs masculins et des toilettes conventionnelles de la gare de Hamburg (Annexe 3). Après séparation des phases solides et liquides par cloche centrifugeuse, les effluents liquides sont nitrifiés, ultra-filtrés puis nano-filtrés avec un seuil de coupure à 270 Da. Le perméat contient alors les ions monovalents, principalement K^+ , NO_3^- , Na^+ et Cl^- , jusqu'à environ 50 gNO_3^-/L (soit 11 gN/L) tandis que le rétentat contient les ions de valence supérieure (Mg^{2+} , PO_4^{3-} , etc.) et les autres molécules plus volumineuses. Ces deux phases peuvent être valorisées, éventuellement après concentration. Le développement de cette filière a été arrêté du fait du décès de son promoteur initial, Ulrich Braun, fondateur de la société Intaqua qui porte le projet.

La criticité de ces techniques reposera usuellement sur la quantité d'énergie nécessaire pour permettre la concentration des effluents dans le cas des villes denses et pour séparer l'eau urinaire ou de chasse des nutriments. Mais, une fois de plus, il nous paraît judicieux de mettre en regard l'énergie nécessaire au transport ou à la concentration des effluents avec celle du système alimentation/excrétion dans son ensemble, et en particulier le transport ou la transformation des denrées alimentaires, en particulier liquides, qui sont inhérents à l'habitat urbain. De très nombreux auteurs mettent de côté la récupération de l'azote en la comparant à l'efficacité énergétique du procédé Haber-Bosch (Matassa *et al.*, 2015 ; Zeeman & Kujawa-Roeleveld, 2013 ; Ek *et al.*, 2006 ; Fernandez *et al.*, 2017, etc.), procédant alors à une comparaison de procédés industriels dont les fonctions sont à notre sens

²³⁸ Nous nous basons sur une chasse d'un litre, six utilisations de toilette par jour et un volume total d'excréments de 1,5 L. Pour mémoire, le taux de dilution du tout-à-l'égout varie usuellement entre 100 et 500 (cf. introduction du chapitre 3.3). On peut probablement imaginer des concentrations encore plus élevées avec l'utilisation de chasses d'eau de volume encore plus faible.

fondamentalement différentes puisque la gestion des urines et matières fécales est consubstantielle à tout système alimentation/excrétion alors que l'utilisation d'engrais azotés issus du procédé Haber-Bosch relève d'une typologie de développement industriel de l'agriculture²³⁹. On notera d'ailleurs que la consommation énergétique de l'aspiration sous-vide des urines et matières fécales représente une consommation annuelle d'énergie primaire d'environ 160 MJ/m³ (Besson, 2015) qui est finalement beaucoup plus élevée que la consommation énergétique présentée comme handicapante de 54 MJ/m³ pour l'osmose inverse sur digestats²⁴⁰. Les valeurs d'Ek *et al.* (2006) appliquées à un volume annuel d'urine de 0,5 m³ ou un volume annuel d'urines et matières fécales collectées sous vide de 2,5 m³ donnent 135 MJ/pers/an. Les ordres de grandeur énergétiques donnés par Matassa *et al.* (2015) vont de 30 à 110 MJ/kgN pour le recyclage physico-chimique de l'azote soit 120 à 440 MJ/pers/an pour l'azote urinaire. Rapportée à la consommation annuelle de 158 000 MJ/pers/an de la société occidentale indiquée à la section 2.1.3, on voit que le choix d'une référence pour évaluer la nature prohibitive ou non d'un coût énergétique est crucial dans cette approche. L'exclusion de la récupération de l'azote sur les effluents concentrés au motif de sa consommation énergétique trop importante ne nous paraît pas judicieuse dans notre cadre d'analyse.

Enfin, on notera la variété du couplage de la collecte sous-vide des urines et matières fécales avec la collecte des biodéchets illustrée par les trois options différentes prises par les quartiers de Noorderhoek, H+ et Jenfelder Au qui mettent en œuvre pour les biodéchets respectivement une collecte conjointe sous-vide, une collecte sous-vide mais séparée et une collecte par camion.

4.3.3. La station d'épuration circulaire : une utopie ?

4.3.3.1. Focalisation forte sur le carbone et le phosphore

Nous avons montré au chapitre 3.3 le caractère essentiellement linéaire du tout-à-l'égout aujourd'hui dans le monde occidental. La principale circularité réalisée vient de la valorisation agricole des boues de station d'épuration, éventuellement dopées par l'extraction du phosphore usuellement sous forme de sels métalliques.

Malgré une communication soutenue de nombreux acteurs sur le fait que la station d'épuration peut être le lieu d'une valorisation de ressources, nous n'avons trouvé presque aucun exemple de stations

²³⁹ Dans un système d'agriculture biologique où l'utilisation d'engrais azotés issus d'une synthèse Haber-Bosch est proscrite par principe, la référence aux engrais chimiques n'a d'ailleurs pas de sens.

²⁴⁰ Nous avons supposé un rapport de trois entre l'énergie primaire et finale comme dans le cas français.

d'épuration du monde occidental permettant la mise en place d'un système alimentation/excrétion circulaire (cf. note de bas de page n° 148). Un des nouveaux noms proposés pour les stations d'épuration, à savoir CIREV (Centre Intégré de Régénération des Eaux et de Valorisation), est loin de correspondre à l'effectivité de ce qu'elles réalisent aujourd'hui (Lesavre, communication personnelle)²⁴¹.

Ainsi, la principale modification actuellement en cours sur les stations d'épuration françaises est l'installation de digestion des boues pour obtenir du biogaz. Cette valorisation est intéressante mais relativement accessoire dans notre cadre d'analyse et porte en outre sur une faible fraction du carbone entrant. Elle est installée depuis très longtemps sur de nombreuses stations et son déploiement actuel est surtout dû à l'incitation financière mise en place par le rachat à tarif subventionné du biogaz de stations d'épuration injecté en réseau. Or les stations d'épuration réalisent parallèlement une injection de carbone fossile sous forme de méthanol, en achetant ce carbone au tarif actuellement en vigueur des énergies fossiles (cf. sous-section 3.3.3.3).

Une seconde ressource valorisée par les stations d'épuration, fréquemment mise en avant comme participant à une économie circulaire, est le phosphore extrait sous forme de struvite. La différence principale entre la struvite et le phosphore contenu dans les boues est la pureté du produit final. Mais dans les quelques cas que nous avons analysés (Waßmanskorf à Berlin – visite sur site en 2015, Castres – communication personnelle) et qui semblent être la norme, la production de struvite n'a pas été introduite pour valoriser le phosphore mais pour éviter l'obstruction des canalisations de ces stations d'épuration qui fonctionnent par traitement biologique du phosphore. Dans ces cas, la struvite se forme spontanément dans les canalisations de la station d'épuration. Pour éviter les coûts très élevés d'élimination de ces précipités, qui peuvent requérir l'arrêt complet de la station d'épuration, le choix a été fait de développer une précipitation contrôlée de struvite par ajout de magnésium dans un réacteur dédié. Le taux de phosphore récupéré par cette précipitation est finalement relativement bas par rapport au phosphore total entrant, 11 % dans le cas de Waßmanskorf, et dépasserait difficilement 50 % *a priori* (Fernandez *et al.*, 2017). Dans le cas de Castres, cette struvite est uniquement récupérée mais pas encore valorisée. Dans un pays comme la France où l'épandage de boues est encore majoritairement réalisé et où la déphosphatation biologique est peu répandue, la production de struvite en station d'épuration ne semble pas présenter d'intérêt.

²⁴¹ À moins, comme nous l'indiquons dans la section précédente 4.3.2, de prendre le terme « valorisation » dans l'acception restrictive d'une valorisation très partielle, portant pour les nutriments presque exclusivement sur le phosphore.

En particulier, ni la production de biogaz, ni la précipitation du phosphore sous forme de struvite ne nous semblent correspondre à une modification de la circularité (sauf pour la struvite, si les boues sont incinérées et les cendres enfouies).

Dans les contextes où l'incinération des boues est pratiquée, en particulier en Suisse où il y a une obligation réglementaire ainsi que plus récemment en Allemagne pour les grandes stations d'épuration, la combinaison d'un régime totalement linéaire et d'une prise de conscience de l'importance du phosphore en tant que ressource a fait émerger des solutions combinant incinération et circularité. Ainsi, la Suisse, et désormais l'Allemagne, imposent que le phosphore soit récupéré des cendres d'incinération de boues de station d'épuration. La concentration de phosphore dans ces cendres d'incinération est en effet élevée, environ 20 %, ce qui correspond à la concentration que l'on peut retrouver dans certaines roches phosphatées minières. De nombreux travaux de recherche portent ainsi sur les technologies d'extraction sélective du phosphore sur les cendres d'incinération (cf. par exemple le projet européen P-Rex, www.p-rex.eu) et ces pays s'orientent actuellement vers une circularité extractive sur le phosphore.

4.3.3.2. Faible intérêt pour la récupération de l'azote

La modification principale à envisager pour la circularité au sens où nous l'entendons est celle de la récupération de l'azote. Très peu de personnes y travaillent actuellement et M. Spérandio, membre du groupe Nutrient Removal and Recovery²⁴² de l'IWA, nous a ainsi indiqué qu'il n'était aujourd'hui pas possible d'organiser une session sur le sujet de la récupération de l'azote en station d'épuration lors d'une conférence. Toujours d'après M. Spérandio, les résines échangeuses d'ions avaient été testées il y a 10-15 ans mais leur régénération fréquente avait conduit à l'abandon de cette voie. Son collègue E. Paul indique lui que la récupération d'azote en station d'épuration est dans une impasse du fait du trop fort taux de dilution.

Seules quelques techniques sont actuellement étudiées. Hormis le cas, minoritaire en termes de flux totaux, de récupération de l'azote sur les flux concentrés des digestats (cf. sous-section précédente 4.3.2.3), peu de techniques semblent envisageables du fait des concentrations très faibles de l'azote (typiquement 50 mgN/L) qui représentent un défi technologique certain. En outre, contrairement au phosphore, il n'existe pas de procédé simple permettant la précipitation de l'azote.

²⁴² Le nom même de ce groupe combine *removal* et *recovery* qui sont pourtant essentiellement différents dans notre analyse.

Le pilote DEUS21 de Knittligen de l'institut Fraunhofer avait testé, sur des eaux usées de concentration relativement faible puisque seules 20 % des toilettes du quartier sont sous-vide (environ 1 000 mgDCO/L), un traitement par anaérobiose et filtration membranaire qui s'était avéré performant (Annexe 3). Il a été imaginé que le filtrat puisse être épandu en irrigation mais cela n'a pas été réalisé. À la place, l'échange d'ions a été testé avec succès pour récupération de l'ammoniac ensuite par stripping. Ce procédé n'a pas dépassé le stade du test en pilote. Nous avons également mentionné la proposition de disparition de l'étape de culture végétale par Matassa *et al.* (2015) à la sous-section 1.3.3.4 mais nous considérons cette proposition comme exorbitante des typologies de systèmes alimentation/excrétion étudiés ici.

La culture d'organismes photosynthétiques semble pouvoir permettre une fixation efficace de l'azote dilué par ceux-ci. Ce procédé peut d'ailleurs être réalisé en traitement extensif tel que la culture de microalgues en lagunage, mais elle est relativement longue, variable en fonction de l'ensoleillement et tend à former des macrostructures algales ce qui peut limiter son efficacité et la simplicité de la collecte effective de ces algues (Batstone *et al.*, 2015). La valorisation énergétique du carbone ainsi fixé par photosynthèse est une voie usuellement privilégiée, en particulier du fait que le rendement photosynthétique surfacique des algues est dix à cent fois supérieur à celui des plantes supérieures (Rittman, 2013). Dans ce cas, il convient toutefois de prévoir les modalités de valorisation des nutriments après extraction du carbone à des fins énergétiques car les cultures d'algues énergétiques fonctionnent normalement en boucle fermée sur les nutriments et leur utilisation sur eaux usées nécessite de trouver une méthode d'extraction et un usage final aux nutriments. Cette filière bénéficie en outre d'un investissement assez conséquent aujourd'hui du fait de son potentiel énergétique.

Batstone *et al.* (2015) ont étudié la possibilité d'intensifier la culture d'organismes phototrophiques pour appliquer ce concept à des systèmes compacts. Ils proposent ainsi la culture de bactéries pourpres, à phototrophie anoxygénique, dans un bioréacteur à membranes photo-anaérobique à infrarouges. Ces bactéries seraient ensuite digérées et permettraient d'obtenir un effluent à 1-3 gN/L ce qui revient aux concentrations que nous indiquions précédemment pour les systèmes de collecte sous-vide d'urines et matières fécales. Ces auteurs indiquent ensuite que la préconcentration par électrodialyse ou adsorption leur paraît être la voie qui aurait le meilleur potentiel pour atteindre des concentrations de 10 à 50 gN/L pour ensuite envisager par exemple une extraction de l'ammoniac par stripping. La récupération de potassium, très peu étudiée à ce jour, leur paraît éventuellement envisageable du fait du potentiel de sa récupération combinée avec l'azote dans l'électrodialyse. Sur lisier animal, Zarebska *et al.* (2015) mentionnent les membranes perméables aux gaz comme une technique prometteuse en termes d'efficacité énergétique mais encore peu étudiée.

En conclusion, comme dans le cas de la collecte sous-vide des urines et matières fécales, on voit que les perspectives de circularité identifiées au niveau de la station d'épuration sont principalement

extractives. Elles sont presque systématiquement mises en regard de la production industrielle Haber-Bosch d'engrais azoté et de la recherche d'un coût minimal énergétique décorrélé des consommations énergétiques globales du système alimentation/excrétion dans lequel elles s'inscrivent. Wilsenach *et al.* (2003) ont résumé cette caractéristique du tout-à-l'égout par une analyse croisée exergetique et économique. Ils montrent ainsi que la perte d'exergie, inéluctable dans toute transformation, est plus importante dans un système alimentation/excrétion avec tout-à-l'égout ou dans la concentration par osmose inverse que par l'épandage direct d'urine après stockage. Toutefois, le modèle économique actuel favorise la continuation du système conventionnel et ne permet pas de valoriser les gains permis par la mise en place d'une circularité, qu'elle soit mise en œuvre en station d'épuration ou par séparation à la source. Ils résument ce fait par une conclusion de l'analyse exergetique érigée en principe : « *dilution is never a solution for pollution* »²⁴³ et mettent ainsi en exergue une supériorité par principe (exergetique) de la séparation à la source de l'urine.

²⁴³ La dilution n'est jamais une solution pour la pollution (trad. personnelle).

Conclusion de la quatrième partie

Nous avons montré qu'une prise de conscience relative aux ressources contenues dans nos excréments, et principalement dans les urines, a de nouveau vu le jour en Europe scandinave et germanique depuis les années quatre-vingt-dix, après une perte de cette conscience tout au long du XX^e siècle. L'engouement suédois pour la séparation à la source de l'urine a montré la possibilité de mise en place de systèmes alimentation/excrétion circulaires, qui fonctionnent encore vingt ans plus tard dans les conditions particulières des éco-villages scandinaves.

Les chaînes de gestion circulaires envisageables pour la séparation à la source de l'urine sont très nombreuses et dépassent largement les possibilités de ce qui a pu être mis en œuvre dans les années quatre-vingt-dix en Suède. Les contextes de leur application méritent d'être étudiés plus en détail comme nous le verrons dans la partie suivante.

Enfin, nous avons montré que les chaînes de gestion sans séparation à la source peinent aujourd'hui à reproduire les caractéristiques socio-écologiques de la séparation à la source de l'urine. Le compostage des urines (avec les matières fécales usuellement) est intéressant dans une perspective de procédé à basse technologie en densité faible mais sa diffusion large ne paraît pas judicieuse. La gestion conjointe des urines et matières fécales, non mélangées aux eaux ménagères, paraît supérieure au tout-à-l'égout mais ces deux modèles sont caractérisés par leur approche extractive pénalisante. Contrairement à la séparation à la source de l'urine déjà réalisée dans plusieurs conditions, ils achoppent sur la possibilité de réaliser, dans les conditions actuelles et même de façon extractive, un système circulaire.

Finalement les positionnements qui accompagnent aujourd'hui les initiatives circulaires doivent être fondés sur un dépassement de la simple optimisation réalisée dans le cadre du contexte économique actuel : la prise de conscience relative à l'urine et la mise en œuvre d'une circularité intégrale non polluante dans les éco-villages scandinaves à séparation d'urine, le refus de l'envoi des urines et matières fécales au tout-à-l'égout dans le Réseau de l'Assainissement Écologique, la primauté d'une efficacité exergétique plutôt qu'économique²⁴⁴ dans les orientations de recherches menées sur la séparation à la source de l'urine, etc.

²⁴⁴ Cette mise au second plan des contraintes imposées par le modèle économique se retrouve également dans le Réseau de l'Assainissement Écologique qui stipule dans sa charte : « Notre engagement écologique et humain prévaut sur les enjeux économiques et l'intérêt financier. »

Si l'on combine ces positions avec celles que se donnent également certains acteurs du monde agricole comme l'agriculture biologique, qui refuse par principe l'utilisation d'engrais industriels de synthèse, il apparaît que certaines combinaisons de fonctionnement urbain et agricole semblent pouvoir faire système et esquisser la possibilité de réalisation d'un régime socio-écologique alimentation/excrétion circulaire, en assez forte rupture avec le modèle dominant actuel mais porteur de potentialités de soutenabilité accrues qui méritent d'être étudiées plus en détail. Les voies possibles de transition socio-écologique vers des systèmes alimentation/excrétion soutenables font ainsi l'objet de la cinquième et dernière partie de cette thèse.

Nous ne pouvons bien sûr mobiliser dans le cadre de cette thèse l'ensemble de ces disciplines. Nous tenterons donc dans cette cinquième partie de nous détacher de notre outil principal, à savoir l'analyse des flux de matières, pour mettre au jour les multiples facettes qui président aux possibilités d'une transition socio-écologique. Nous privilégierons une exploration qui se voudra autant que possible exhaustive, et donc nécessairement rapide, de chacune de ces facettes, plutôt que d'approfondir uniquement l'une ou l'autre de ces facettes. Au regard des conclusions des parties précédentes, nous nous concentrerons principalement sur la possibilité de transition socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne par l'introduction de séparation à la source et valorisation agricole des urines.

La Figure 1.6 illustre que nous traversons une crise écologique qui révèle *a minima* quatre crises mondiales concomitantes : crise biogéochimique par l'ouverture des cycles, crise de biodiversité, crise climatique et crise des sols. Mais ces crises écologiques se doublent de crises d'une autre nature : crises énergétiques, crises financières, crises sociales, crises politiques, etc. Les modalités de résolution de ces crises²⁴⁵ sont donc à même de bouleverser profondément les sociétés occidentales. Dès lors, toute analyse des possibilités de transition des systèmes alimentation/excrétion « toutes choses étant égales par ailleurs » ne nous paraît pas permettre d'appréhender correctement les évolutions de contexte attendues. Dans cet exercice de réflexion prospective, nous chercherons à établir constamment des ponts entre deux temporalités :

- celle des systèmes socio-écologiques tels que nous pouvons les appréhender aujourd'hui et qui peuvent constituer le cadre de la mise en place de séparation à la source de l'urine dès aujourd'hui ;
- celles de situations plus lointaines dans lesquelles ces premières séparations à la source de l'urine auront constitué les prémices d'une transition socio-écologique plus générale. À cette échelle de temps, le contexte global dans lequel s'inscriront les systèmes alimentation/excrétion sont susceptibles d'avoir tellement évolué que l'analyse de la possibilité de leur inscription dans ce cadre futur sera nécessairement beaucoup plus hasardeuse.

Dans un premier chapitre (chapitre 5.1), nous tenterons d'élargir l'évaluation des expériences passées et présentes de séparation à la source de l'urine, au-delà de la caractérisation des flux de matières induits et des procédés employés, afin de mieux mettre à jour les tenants et aboutissants qui font qu'elles peuvent ou non correspondre à l'émergence d'une transition socio-écologique effective. Dans

²⁴⁵ Pour autant que le terme de crise convienne bien pour nommer cette période de tension et que la notion de « résolution de crise » puisse s'y appliquer.

un second chapitre (chapitre 5.2), nous tenterons d'analyser pourquoi il n'existe aujourd'hui quasiment aucune chaîne de séparation à la source et valorisation des urines humaines en France en général, et dans l'agglomération parisienne en particulier. Dans un troisième chapitre (chapitre 5.3), nous chercherons à montrer en quoi la situation actuelle de l'agglomération parisienne nous paraît propice à la mise en œuvre de séparation à la source de l'urine. Enfin, dans un quatrième et dernier chapitre de cette cinquième partie (chapitre 5.4), nous mènerons deux exercices de prospective portant l'un sur la description de récits fictifs de mise en place de séparation à la source de l'urine à différentes échelles, l'autre sur une évaluation d'un système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne qui pourrait être permis au milieu du XXI^e siècle, dans le cas d'une transition socio-écologique réalisée durant les prochaines décennies.