



HAL
open science

Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques

Fabien Esculier

► **To cite this version:**

Fabien Esculier. Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, 2018. Français. NNT : 2018PESC1028 . tel-01976550

HAL Id: tel-01976550

<https://pastel.hal.science/tel-01976550>

Submitted on 10 Jan 2019

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

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

THÈSE DE DOCTORAT

Présentée pour l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ PARIS-EST

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques

Par

Fabien ESCULIER

Programme de recherche et action OCAP

Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains &

Laboratoire Milieux Environnementaux, Transferts et Interactions dans les hydrosystèmes et les Sols

Thèse dirigée par Josette GARNIER et Bruno TASSIN

Soutenue publiquement le 9 mars 2018 devant le jury composé de :

Nicolas BUCLET	Université Grenoble Alpes	Président
Étienne PAUL	INSA Toulouse	Rapporteur
Sylvain PELLERIN	INRA Bordeaux Aquitaine	Rapporteur
Catherine BOUTIN	IRSTEA Lyon Villeurbanne	Examinatrice
Tove LARSEN	EAWAG	Examinatrice
Jacques LESAVRE	AESN	Invité
Jean-Pierre TABUCHI	SIAAP	Invité
Josette GARNIER	Sorbonne Université	Directrice de thèse
Bruno TASSIN	École des Ponts ParisTech	Directeur de thèse

À Susue

Résumé

L'alimentation et l'excrétion constituent deux besoins physiologiques fondamentaux de tout être humain. L'analyse de leur matérialité, depuis l'échelle cellulaire jusqu'à celle des grands cycles biogéochimiques planétaires, montre que l'alimentation et l'excrétion font système. Nous avons centré notre étude sur les systèmes alimentation/excrétion des territoires urbains et avons cherché à évaluer leur soutenabilité par des analyses de flux de substances.

À cet effet, l'azote apparaît comme la substance la plus pertinente. L'évaluation des flux d'azote urbains nous permet ainsi de caractériser les divers régimes socio-écologiques possibles et leur soutenabilité. Nous mettons en évidence une grande diversité de systèmes alimentation/excrétion selon les lieux et les époques considérés. Nous proposons de les distinguer selon leur circularité, c'est-à-dire par le taux de retour sur des sols agricoles de l'azote des excréments.

En prenant l'agglomération parisienne comme cas d'étude, nous montrons que son système alimentation/excrétion a été de plus en plus circulaire au cours du XIX^e siècle, jusqu'à un maximum de circularité au tout début du XX^e siècle, avant qu'il ne se linéarise progressivement au cours du XX^e siècle. En ce début de XXI^e siècle, le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est essentiellement linéaire et encore relativement polluant aux échelles locales et globales. Son empreinte environnementale est exacerbée par un régime alimentaire très riche en protéines, majoritairement d'origine animale, et la non-consommation d'une part importante de la nourriture produite. Il n'apparaît donc pas soutenable. Ces caractéristiques se retrouvent dans l'ensemble du monde occidental et interpellent sur la possibilité d'une transition socio-écologique vers des systèmes alimentation/excrétion soutenables.

Or, depuis les années quatre-vingt-dix, une prise de conscience relative à l'urine a réémergé, principalement en Suède puis dans l'Europe scandinave et germanique. L'urine contient en effet les trois quarts des excréments azotés urbains et elle est salubre : après un simple stockage, elle peut être utilisée comme engrais agricole. Cette prise de conscience s'est traduite par de nombreuses réalisations et recherches autour de la séparation à la source de l'urine. Nous montrons que ce dispositif est actuellement le seul, dans le monde occidental, à avoir permis de nouveau la mise en œuvre de systèmes alimentation/excrétion circulaires.

Pouvant être déclinée sous de multiples formes en fonction des contextes, la séparation à la source de l'urine bénéficie en France de conditions favorables à son développement, en dépit du verrouillage socio-technique autour du tout-à-l'égout. Dans un scénario prospectif, nous explorons ainsi la possibilité pour l'agglomération parisienne de retrouver, et même de dépasser en quelques décennies, l'extremum de circularité qu'elle avait connu à la Belle Époque. Les acteurs de ce territoire pourraient alors parvenir, en cohérence avec une transition socio-écologique des autres systèmes énergie, eau et transport, à un régime soutenable de leur système alimentation/excrétion.

Mots-clés : cycles biogéochimiques ; urine ; séparation à la source ; systèmes socio-écologiques ; métabolisme urbain ; transition.

Cette thèse fait partie du programme de recherche et action OCAPI (www.leesu.fr/OCAPI).

Abstract

Title: The nutrition/excretion system of urban areas: socioecological regimes and transitions

Nutrition and excretion are fundamental physiological needs for all human beings. Analysis of their materiality, from the cellular scale up to the great planetary-scale biogeochemical cycles, shows that nutrition and excretion form a system. The focus of our study is the sustainability of the nutrition/excretion systems of urban areas, which we have sought to assess by analysing substance flows.

The most relevant of these substances seems to be nitrogen, so by assessing urban nitrogen flows we can characterise the different possible socioecological regimes and their sustainability. We identify a wide diversity of nutrition/excretion systems depending on the places and eras considered. We propose to distinguish them in terms of their circularity, in other words by the rate at which nitrogen from excreta returns to agricultural land.

Using the Paris urban area as our case study, we show that its nutrition/excretion system became increasingly circular in the 19th century, reaching maximum circularity right at the start of the 20th century, before becoming steadily more linear in the course of the 20th century. In these early years of the 21st century, the nutrition/excretion system of the Paris urban area is essentially linear, and still generates significant pollution at both local and global scales. Its environmental footprint is exacerbated by a diet that is very protein rich, mostly animal in origin, and by the non-consumption of a significant proportion of the food produced. All these factors make it unsustainable. These characteristics are found throughout the Western world and raise questions about the possibility of a socioecological transition to sustainable systems of nutrition and excretion.

Since the 1990s, initially in Sweden, followed by Nordic and German-speaking Europe, awareness has been growing of the role of urine. Urine is responsible for three-quarters of urban nitrogenous excretions and is a safe substance: following a period of storage, it can be used as agricultural fertiliser. This new awareness has been followed by extensive experimentation and research on urine source separation. We show that this is currently the only method in the Western world to have accomplished a return to circular systems of nutrition/excretion.

Urine source separation can be done in multiple ways, depending on circumstances, and conditions in France are favourable to its development, despite the sociotechnical lock-in to mixed sewage management systems. In a forward-looking scenario, we therefore explore the possibility that the Paris urban area could return to, and within a few decades even surpass, the heights of circularity that it attained during the Belle Époque. In that case, alongside a socioecological transition in the other systems – water, energy, transport – the people of this territory could establish a sustainable regime for their system of nutrition/excretion.

This thesis is part of the OCAPI research and action programme (www.leesu.fr/OCAPI).

Keywords: biogeochemical cycles; urine; source separation; socioecological systems; urban metabolism; transition.

Table des matières

Dédicace.....	3
Résumé.....	5
Abstract	7
Table des matières	9
Préambule	13
Introduction	17
1. Des cycles biogéochimiques de la planète Terre au métabolisme des êtres humains	21
1.1. Les interactions de l’humanité avec les cycles biogéochimiques planétaires	22
1.1.1. Cycles biogéochimiques planétaires.....	22
1.1.2. Anthropocène	28
1.1.3. Soutenabilité des modes de vie.....	37
1.2. Le métabolisme des êtres humains	41
1.2.1. Flux fondamentaux d’énergie et de matière	41
1.2.2. Alimentation.....	62
1.2.3. Excrétion	68
1.3. Les territoires, lieux de rencontre entre les êtres humains et la planète Terre.....	76
1.3.1. Méthodologie d’analyse socio-écologique	77
1.3.2. Le métabolisme urbain et son empreinte.....	90
1.3.3. Le système alimentation/excrétion d’une ville.....	97
Conclusion de la première partie.....	110
2. Caractérisation des systèmes alimentation/excrétion de territoires urbains	113
2.1. Flux mis en œuvre dans les systèmes alimentation/excrétion urbains	114
2.1.1. Analyse massique et volumique	114
2.1.2. Flux d’hydrogène et d’oxygène.....	116
2.1.3. Flux de carbone et d’énergie	119
2.1.4. Flux d’azote.....	126
2.1.5. Flux des éléments secondaires.....	132
2.2. Proposition de caractérisation socio-écologique	135

2.2.1.	Caractérisation par l'analyse des flux d'azote.....	135
2.2.2.	Salubrité des systèmes alimentation/excrétion.....	140
2.2.3.	Les micropolluants des systèmes alimentation/excrétion.....	143
	Conclusion de la seconde partie	148
3.	Régimes et trajectoires socio-écologiques des principaux systèmes alimentation/excrétion urbains	151
3.1.	Diversité historique des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité.....	152
3.1.1.	Usages non agricoles des urines et matières fécales.....	152
3.1.2.	Variété des systèmes alimentation/excrétion mondiaux traditionnels.....	157
3.1.3.	Émergence de régimes circulaires à la révolution industrielle	166
3.1.4.	Trajectoire du système alimentation/excrétion de Paris 1850-2010.....	174
3.2.	Le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au début du XXI ^e siècle.....	185
3.2.1.	Méthodologie de caractérisation.....	185
3.2.2.	Flux d'azote et de phosphore.....	196
3.2.3.	Linéarité et pollution du système alimentation/excrétion parisien	213
3.3.	Linéarité généralisée du monde occidental	222
3.3.1.	Linéarité et pollution des rejets directs.....	224
3.3.2.	Linéarité et pollution du traitement primaire et secondaire.....	228
3.3.3.	Linéarité et pollution variable du traitement tertiaire	236
	Conclusion de la troisième partie	245
4.	Émergence de régimes circulaires dans le monde occidental	249
4.1.	La prise de conscience relative à l'urine	251
4.1.1.	Un intérêt faible avant les années quatre-vingt-dix	253
4.1.2.	L'engouement suédois.....	254
4.1.3.	Mobilisation de la communauté scientifique suédoise	259
4.1.4.	L'assainissement écologique dans les pays du Sud.....	260
4.1.5.	Foyers internationaux et rayonnement	262
4.2.	Possibilités techniques de séparation à la source et de valorisation de l'urine.....	270
4.2.1.	Interface usager	270
4.2.2.	Collecte.....	283
4.2.3.	Stockage	285
4.2.4.	Transport	295
4.2.5.	Traitement	301
4.2.6.	Usage final.....	311
4.2.7.	Caractérisation des régimes socio-écologiques envisageables.....	324

4.3.	Potentialités de régimes circulaires sans séparation à la source de l'urine	332
4.3.1.	Gestion conjointe des urines et matières fécales sur interface usager sèche	332
4.3.2.	Collecte sous-vide des urines et matières fécales non mélangées aux eaux ménagères 344	
4.3.3.	La station d'épuration circulaire : une utopie ?	353
	Conclusion de la quatrième partie	358
5.	Possibilités de transition future des systèmes alimentation/excrétion	361
5.1.	Évaluation de filières passées ou existantes de séparation à la source de l'urine ...	364
5.1.1.	Bilan des réalisations suédoises : engagement citoyen et volonté politique.....	364
5.1.2.	Bilan des réalisations allemandes et néerlandaises : micropolluants et modèle économique.....	369
5.2.	Le verrouillage socio-technique du XX ^e siècle autour du tout-à-l'égout : le cas parisien	375
5.2.1.	La disparition de l'urine avec les matières fécales dans l'assainissement.....	375
5.2.2.	L'uniformisation des chaînes de gestion et la réduction des champs du débat	379
5.2.3.	Le couplage actuel de la gestion des urines avec le régime socio-technique verrouillé du tout-à-l'égout	385
5.3.	Le contexte favorable parisien aujourd'hui	390
5.3.1.	La diffusion récente de la prise de conscience relative à l'urine en France	390
5.3.2.	Un contexte de régulations publiques et de réglementations plutôt favorable	401
5.3.3.	Possibilités de modifications systémiques induites par la circularité.....	406
5.4.	Scénarios de transition socio-écologique	411
5.4.1.	Récits de séparation à la source de l'urine	411
5.4.2.	Prospective de transition socio-écologique de l'agglomération parisienne.....	419
	Conclusion de la cinquième partie	434
	Conclusion et perspectives.....	435
	Remerciements.....	441
	Glossaire	445
	Liste des sigles et abréviations.....	447
	Liste des maximes.....	451
	Liste des figures	453
	Liste des tableaux	459
	Bibliographie.....	461
	Annexes.....	483

Préambule

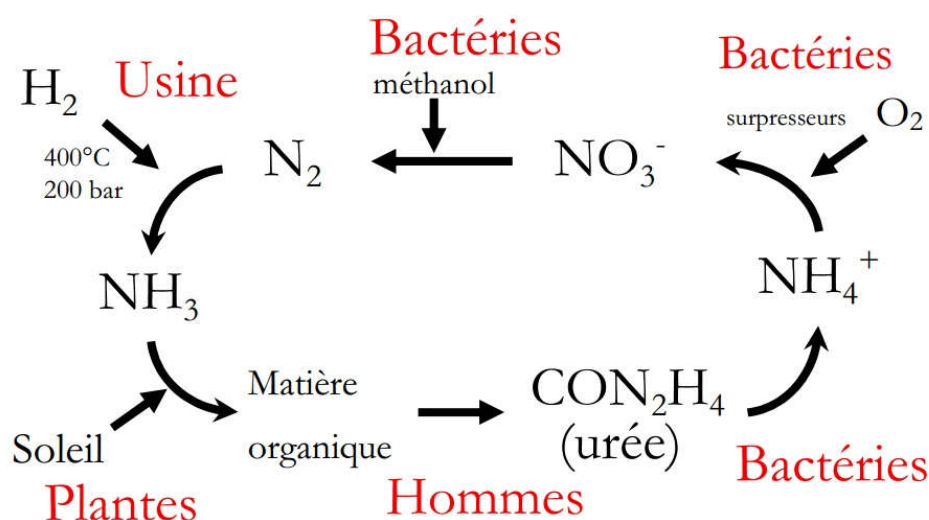
« Go pee on the rhubarb! »¹ C'est ainsi que ma grand-mère gaspésienne Mabel invitait ses petits-enfants à fertiliser la rhubarbe de son potager. J'ai appris cette anecdote en expliquant mon projet de thèse à une tante et à un cousin : ils me l'ont tous les deux spontanément rapportée. Avais-je gardé enfouie en moi cette connaissance du caractère fertilisant de l'urine ? Je n'en avais aucun souvenir conscient. La Gaspésie aura en revanche certainement été en partie à l'origine de ce projet de thèse, et plus largement de ma sensibilisation aux problèmes environnementaux. Si mes ancêtres européens ont fini par s'installer en Gaspésie, c'est pour beaucoup parce qu'il y avait là une importante activité de pêche à la morue. Cette richesse des ressources halieutiques avait attiré, dès la fin du XV^e siècle, les pêcheurs jusqu'aux côtes de l'actuel Canada² et la pêche à la morue, pratiquée alors avec des méthodes à faible rendement, a constitué une source de richesse continue jusqu'aux années 1960. À cette époque, l'utilisation combinée du sonar et du chalut a entraîné en une décennie l'effondrement des stocks d'une ressource dont on prélevait jusqu'alors une faible part annuelle (Musée de la Marine, 2015). La Gaspésie connut un exode rural, entre autres motivé par le fait que la pêche ne pouvait plus continuer à faire vivre les populations locales. Les chances que je naisse en Gaspésie étaient alors bien faibles : je suis né à Paris et mon histoire personnelle est liée à cette ville depuis plus de trente ans.

Mes parents m'ont transmis leurs valeurs de respect des biens communs, de parcimonie dans l'emploi des ressources et d'émerveillement devant la montagne, la mer et les différents milieux qui invitent à la modestie et à la contemplation. Fort de ce bagage, plusieurs facteurs m'ont conduit à choisir de m'investir sur les problèmes environnementaux à partir de 2003-2007. Au sortir de l'abstraction mathématique de mes études en classes préparatoires, une conférence de Jean-Marc Jancovici a soudainement créé en moi une dissonance cognitive toujours présente : la majorité des activités du monde occidental, jusqu'à nos plus simples gestes du quotidien, ne seraient ni écologiquement ni socialement soutenables. Peu de temps après, j'ai eu l'opportunité d'intégrer le Corps des Ponts et Chaussées, rattaché à un ministère qui devenait celui du développement durable. Il m'a alors semblé possible que je puisse y exercer une mission de service de public pour une transition de notre société vers un fonctionnement plus soutenable. J'ai donc intégré ce Corps avec un enthousiasme toujours présent.

¹ « Va faire pipi sur la rhubarbe ! »

² Avant la morue, la première richesse halieutique exploitée au Nouveau Monde fut la baleine. Selon la tradition orale basque, cette exploitation aurait même commencé avant 1492 (Mimeault, 2011).

Lors de ma formation complémentaire à l'École nationale des ponts et chaussées (ENPC), je me suis passionné pour les problématiques liées à l'eau. Voyant ma motivation, Bruno Tassin m'a demandé si j'étais intéressé par une thèse : il avait dû sentir mon goût pour la recherche mais je tenais absolument à avoir un premier poste opérationnel pour être en prise directe avec les problèmes du fonctionnement de notre société. Michel Gousailles enseignait alors pour sa dernière année dans le cours d'hydrologie urbaine et il m'a transmis sa passion pour ce domaine peu valorisé de notre société qu'est l'assainissement. L'amélioration considérable de la qualité de la Seine sur les dernières décennies, grâce à l'investissement dans la gestion des eaux usées, était un contexte particulièrement motivant. C'est sous sa direction que j'ai choisi pour mon projet de fin d'études d'explorer les incohérences que j'avais toutefois découvertes dans l'assainissement : on m'enseignait d'un côté le développement durable et la nécessité de se détourner des ressources fossiles, de l'autre que la protection de la Seine imposait de déverser annuellement 40 000 tonnes de méthanol d'origine fossile pour nourrir des bactéries qui devaient remettre à l'atmosphère l'azote des eaux usées. Dans le même temps, d'autres usines, toujours à grand renfort d'énergie fossile, fixaient ce même azote sous forme d'engrais synthétiques. J'avais alors esquissé le schéma et le commentaire ci-après (Esculier, 2008) :



Source : Fabien Esculier

Cycle de l'azote en assainissement

Ainsi, les déchets azotés des stations d'épuration suivent aujourd'hui un cycle tout aussi industriel et énergivore que la production d'engrais azotés. La réforme de ce cycle semble nécessaire dans une perspective de diminution des consommations d'énergie et de ressources fossiles. Mais pour continuer à respecter un bon niveau de qualité d'eau en rivières et éviter l'eutrophisation des rivières et de la mer par les nitrates, il ne semble pas y avoir d'autre solution facile à mettre en œuvre. Il existe cependant quelques pistes de réforme de l'assainissement qui permettront peut-être, dans le futur, d'améliorer la gestion de nos déchets liquides, pour l'azote comme pour les autres constituants.

Lors de ce projet, mon enquête sur les pistes d'amélioration m'a amené à rencontrer Jean-Pierre Tabuchi. Il avait appris dans un article de recherche que l'on pouvait envisager de séparer les urines et

la suite de ma recherche m'a fait découvrir l'existence du programme suédois EcoSanRes et du programme suisse Novaquatis. J'ai aussi découvert les « Beaubourg »³ de Jacques Lesavre, les travaux et les fascicules – n° 1 et n° 15 en particulier (Billen *et al.*, 2009a ; 2011) – du PIREN-Seine⁴, et rencontré Gilles Billen et Josette Garnier. La puissance et l'apparente simplicité de l'analyse biogéochimique des flux de substances ont été une révélation. Ces travaux m'ont paru indispensables pour comprendre le monde qui nous entoure et appréhender les problèmes environnementaux sur une comptabilité, non pas des flux immatériels d'argent, mais des flux matériels qui conditionnent toute vie et toute activité.

À Hydratec, à l'Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN) puis à la tête du service police de l'eau de la Seine, j'ai pu réaliser mon souhait de me confronter à des postes opérationnels et j'ai baigné durant plus de cinq ans dans le monde parisien de l'eau et de l'assainissement. Puis j'ai voulu m'investir sur les limites de la soutenabilité de notre système d'assainissement que j'avais commencé à analyser durant mon projet de fin d'études. À un colloque du PIREN-Seine, j'aborde Josette Garnier qui me prend immédiatement sous son aile : « Réinventer les cycles biogéochimiques en ville par la séparation à la source de l'urine ? Mais c'est passionnant ! Tu as déjà fait de la recherche ? Non ? Eh bien on va monter une thèse, c'est tout simple ! »

L'enthousiasme similaire de Bruno Tassin m'a conduit à construire avec eux, petit à petit, un projet de thèse qui devint finalement une partie du programme de recherche et action OCAPI (www.leesu.fr/OCAPI). Bruno Tassin défendit ainsi ce projet lors de nos recherches initiales – infructueuses – de financement auprès du Ministère en charge de l'environnement : « Le projet de thèse de Fabien Esculier n'est pas celui de réaliser une thèse classique – pouvait-on imaginer que Fabien envisage une thèse classique ! –, mais d'engager une réflexion sur un nouveau modèle de gestion des résidus du métabolisme humain [...]. La thèse de Fabien Esculier n'est pas non plus classique, dans le sens qu'il s'agit sensu stricto d'une thèse d'ingénieur, dont les résultats sont en prise réelle avec des enjeux d'aménagement et de société. Son objectif final doit être d'engager, à la suite de la thèse, une expérimentation grandeur nature, à l'échelle d'un quartier, de la nouvelle gestion de ce qui est aujourd'hui encore des eaux usées, mais qu'il faudra considérer prochainement comme une nouvelle ressource. »

Le soutien de Jacques Olivier, directeur général du Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), fut décisif et les financements du SIAAP et de l'AESN ont

³ Les schémas colorés de Jacques Lesavre du bilan des flux d'azote ou de phosphore du bassin de la Seine présentent une certaine similitude avec le centre Pompidou de Paris (AESN, 2013 ; et édition précédente).

⁴ Programme interdisciplinaire de recherche sur l'eau et l'environnement du bassin de la Seine.

finalement permis la réalisation d'OCAPI et mon implication à temps plein, à partir de novembre 2014, sur ce programme. Un comité OCAPI se forma alors avec mes deux directeurs de thèse, Josette Garnier et Bruno Tassin, deux représentants des financeurs Jean-Pierre Tabuchi et Jacques Lesavre, ainsi que Gilles Billen, Sabine Barles et Bernard De Gouvello, rejoint ensuite par Hosni Dridi lorsque Jacques Lesavre prit sa retraite de l'AESN (mais pas d'OCAPI). Les deux objectifs principaux d'OCAPI ont été définis comme suit :

- investiguer la possibilité, encore largement inexplorée en France par la recherche académique, que d'autres modes de gestion des urines et des matières fécales en ville puissent être davantage soutenables. Pour cela, il a rapidement été identifié qu'il fallait faire un état des lieux approfondi des flux biogéochimiques en ville aujourd'hui et chercher à bénéficier du retour d'expérience des recherches et réalisations menées dans les pays européens depuis plus de vingt ans ;
- chercher à favoriser l'émergence de ces initiatives dans l'agglomération parisienne, *a minima* pour vérifier si les avantages théoriques des techniques alternatives pouvaient se vérifier concrètement, tout en analysant les freins et les leviers à une transition dans les modalités de gestion des urines et matières fécales.

C'est dans ce contexte que je présente ici ce manuscrit de thèse : il constitue une des principales productions scientifiques du programme OCAPI sur 2014-2018. En mars 2018, mon affectation en tant que chercheur à l'ENPC doit me permettre de lancer la seconde phase du programme OCAPI. J'espère que cette thèse fournira une base suffisamment solide pour abonder le débat scientifique et pour orienter au mieux les recherches et actions à mener dans les années à venir. Les potentielles avancées scientifiques présentées ici ne doivent pas permettre de « clore les incertitudes » (Hache, 2011) mais bien au contraire d'ouvrir le débat sur un sujet encore très peu exploré en France.

Introduction

Pour assurer leur métabolisme, les villes reposent sur deux flux principaux de ressources : un flux d’approvisionnement et un flux d’évacuation. Elles dépendent ainsi de territoires qui leur sont extérieurs et qui doivent leur permettre de soutenir ces deux fonctions.

Or, par la nature des flux qu’elles mobilisent, l’alimentation et l’excrétion des territoires urbains sont en très forte interaction avec les cycles biogéochimiques planétaires. L’empreinte environnementale des villes a ainsi été étudié sous l’angle des flux biogéochimiques associés, tant au niveau de leur approvisionnement alimentaire (Billen *et al.*, 2012a) que de la gestion de leurs excréments (Morée *et al.*, 2013). Il en résulte que le métabolisme urbain, à l’ère industrielle, induit des flux biogéochimiques intenses et très largement ouverts. Steffen *et al.* (2015) estiment que cette intensité et cette ouverture des cycles biogéochimiques de l’anthroposphère atteignent aujourd’hui un tel niveau qu’elles sont susceptibles d’induire des modifications environnementales abruptes et non linéaires à l’échelle continentale ou planétaire. Le développement industriel de certaines communautés humaines entraîne un dépassement des limites du système Terre et remettrait ainsi en cause les conditions de vie de l’humanité toute entière. Il serait donc nécessaire de réaliser une transition des modalités du fonctionnement de l’alimentation et de l’excrétion des villes industrielles.

Nous proposons dans cette thèse d’analyser conjointement ces deux fonctions et considérons qu’elles forment un système que nous nommons alimentation/excrétion. **La problématique à laquelle nous allons nous intéresser consiste alors à étudier dans quelle mesure les systèmes alimentation/excrétion des villes occidentales ne seraient aujourd’hui pas soutenables et comment ils seraient susceptibles d’opérer une transition afin de garantir leur soutenabilité.** Cette transition sera abordée sous l’angle de la transition des systèmes socio-écologiques (Fischer-Kowalski & Haberl, 2007).

De nombreuses disciplines scientifiques sont susceptibles d’apporter un éclairage à cette problématique très générale. Dans cette thèse, nous avons tenté d’avoir une approche interdisciplinaire. Plutôt que d’approfondir, dans un unique champ disciplinaire, une seule des multiples questions de recherche soulevées par cette problématique, il s’est agi de chercher à donner une vision globale de cette problématique et de favoriser l’émergence de résultats nouveaux liés à cette interdisciplinarité. Nous proposons de distinguer ces disciplines en deux ensembles :

- les disciplines scientifiques pour lesquelles on peut considérer que notre travail s’insère dans leur cadre et que cette thèse peut, nous l’espérons, consister en une contribution en termes de connaissances nouvelles. Par l’encadrement mis en place,

cette thèse s'inscrirait ainsi en biogéochimie, en socio-écologie, et plus spécifiquement dans le champ de recherche de l'écologie territoriale, et en l'hydrologie urbaine. Une méthodologie, commune à ces trois disciplines, a été tout particulièrement mobilisée : il s'agit de l'analyse de flux de substances dont les principes ont été précisés par Baccini & Brunner (2012) ;

- les disciplines scientifiques qui ont été sollicitées parce qu'elles permettent de faire progresser cette problématique en lui apportant un éclairage complémentaire mais dans lesquelles cette thèse ne s'inscrit pas autant. Nous avons alors essayé d'avoir une utilisation rigoureuse des méthodes et des apports de ces champs disciplinaires. Les principales disciplines ici mobilisées sont la physiologie, le génie des procédés, l'agronomie, l'histoire, la géographie, l'étude des sciences et des techniques, la sociologie de l'innovation et la rudologie.

Par cette approche interdisciplinaire, le format de cette thèse pourra ainsi surprendre au regard du format des thèses inscrites dans un seul champ disciplinaire. Nous avons en outre tenu à présenter tout au long de la thèse un aperçu de l'état de l'art dans ces différentes disciplines. Ceci lui confère un caractère parfois encyclopédique qui a paru nécessaire pour embrasser le plus largement possible le spectre des questions soulevées par cette problématique.

Cette thèse participe également à l'émergence d'un nouveau champ de la recherche française, la séparation à la source de l'urine, très peu abordé jusqu'alors par la recherche académique française. Si une communauté de recherche existe déjà au niveau international, l'absence de communauté structurée en France a demandé un investissement conséquent pour défricher ce sujet.

Outre l'apport du comité OCAPI mis en place autour de cette thèse, que nous avons présenté en préambule, cette thèse s'est également appuyée sur l'encadrement du travail d'étudiants, à savoir principalement le projet d'ingénieur en laboratoire de Benjamin Créno (Créno, 2015), le stage de Master 1 de Maxime Dechesne (Dechesne, 2016), le Groupe d'Analyse d'Action Publique d'Arnaud Crolais, Mathias Lebihain, Antoine Le Gal et Émilie Maysonnave (Crolais *et al.*, 2016), les stages de Master 2 d'Amel Smail (Smail, 2016), Qiong He (He, 2016) et Tristan Martin (Martin, 2017) et enfin le début de thèse de doctorat de Tristan Martin. Nous avons également introduit ces nouvelles thématiques dans quelques parcours de formation en assainissement, en urbanisme ou en environnement et bénéficié ainsi de l'interaction avec de nombreux étudiants. Dans l'esprit des démarches de recherche-action, nous avons également cherché à nous immerger dans le réseau d'acteurs actuellement impliqué dans les nouveaux paradigmes de systèmes alimentation/excrétion. Nous avons interagi avec plusieurs centaines d'acteurs français et étrangers de tous horizons (chercheurs, citoyens, associations, coopératives, entreprises, élus, administrations, etc.). En particulier, quatre voyages d'étude ont été réalisés aux Pays-Bas (Créno, 2015), en Scandinavie

(Annexe 1), en Drôme (Annexe 2) et en Allemagne (Annexe 3). Nous avons également collaboré avec l'EAWAG dans le cadre de son programme de recherche WINGS.

L'étude de la problématique de cette thèse est développée en cinq parties :

- dans la première partie, nous décrivons le fonctionnement des cycles biogéochimiques planétaires et du métabolisme de l'être humain. Nous proposons un cadre conceptuel d'analyse de leur réalisation dans les territoires urbains sous forme d'un système alimentation/excrétion ;
- dans la seconde partie, nous développons une méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion urbains, et de leur interface avec les autres systèmes urbains, qui puisse servir à l'évaluation de leur soutenabilité ;
- dans la troisième partie, nous appliquons cette méthodologie pour mettre au jour les principales typologies de systèmes alimentation/excrétion passés ou présents. Nous analysons en particulier le cas de l'agglomération parisienne, sa trajectoire socio-écologique depuis le XIX^e siècle, ses caractéristiques au début du XXI^e siècle ainsi que celles des villes du monde occidental en général ;
- dans la quatrième partie, nous présentons l'émergence récente de nouveaux paradigmes dans la gestion des urines et matières fécales. Nous analysons leur traduction en termes de système alimentation/excrétion et développons en particulier l'étude des systèmes techniques qui permettent la mise en œuvre de la séparation à la source de l'urine ;
- enfin, dans la cinquième partie, nous analysons les mécanismes qui ont conduit à l'émergence de ces nouveaux paradigmes à l'étranger et ceux qui conduisent à leur émergence actuelle en France et dans l'agglomération parisienne. Sur cette base, nous développons un scénario de transition socio-écologique de l'agglomération parisienne.

1. Des cycles biogéochimiques de la planète Terre au métabolisme des êtres humains

La possibilité de la vie sur Terre est liée à d'innombrables contingences qui ont permis son apparition il y a plus de trois milliards d'années et sa continuation jusqu'à aujourd'hui. *A fortiori*, la vie humaine est le fruit de contingences supplémentaires qui invitent à l'émerveillement. Si celle-ci est appréhendée de façon très diverse par les différentes communautés humaines, comme peut en témoigner la variété des religions, des croyances et des cultures, la biogéochimie permet de l'analyser sur la base des mécanismes biologiques, géologiques, physiques et chimiques qui la sous-tendent et permet de préciser certaines conditions qui font que la vie est aujourd'hui possible. Nous proposons dans cette partie d'étudier cette contingence de la vie suivant trois échelles géographiques.

Dans le premier chapitre (chapitre 1.1), nous analyserons le cadre planétaire des cycles biogéochimiques qui permettent aujourd'hui de soutenir la vie des êtres humains. Nous analyserons en quoi ce cadre est actuellement modifié par l'action humaine et introduirons la notion de soutenabilité des modes de vie des différentes communautés humaines.

Dans le second chapitre (chapitre 1.2), nous analyserons comment fonctionne la vie humaine sous un angle biogéochimique, c'est-à-dire en étudiant plus en détail le métabolisme des êtres humains. Les caractéristiques du métabolisme humain constituent une donnée de base incontournable et permettent de définir un certain nombre de conditions *sine qua non* de vie de l'humanité.

Enfin, dans le troisième chapitre (chapitre 1.3), nous nous placerons à l'échelle des territoires, échelle intermédiaire entre celle, planétaire, des cycles biogéochimiques et celle, individuelle, du métabolisme des êtres humains. Le territoire, espace approprié et organisé par une société humaine, introduit alors de nouvelles dimensions d'appréhension des conditions de vie de l'humanité. Nous mobiliserons d'autres disciplines, en particulier la socio-écologie et l'écologie territoriale, pour définir un cadre d'analyse qui permette de confronter les enjeux purement biogéochimiques de la vie de l'humanité et les enjeux de l'organisation des sociétés humaines. Nous nous appuyerons sur un pilier fondamental de l'organisation de toute société humaine, le système alimentation/excrétion, et poserons les bases de sa description théorique et du cadre dans lequel nous procéderons à son analyse tout au long de cette thèse.

1.1. Les interactions de l'humanité avec les cycles biogéochimiques planétaires

Ce premier chapitre, principalement appuyé par une recherche bibliographique, permet de poser le cadre des enjeux planétaires dans lequel se situe la problématique de cette thèse. Nous présenterons ainsi dans une première section les principaux cycles biogéochimiques planétaires en interaction avec le vivant (section 1.1.1). Nous analyserons ensuite en quoi ces cycles sont aujourd'hui profondément modifiés par les activités de certaines communautés humaines (section 1.1.2), ce qui questionne fondamentalement la soutenabilité des modes de vie humains analysée à la section 1.1.3.

1.1.1. Cycles biogéochimiques planétaires

La vie sur Terre est soumise à de nombreuses contraintes physiques et biogéochimiques. Nous proposons d'en retenir deux principales⁵ :

- le besoin d'échanger de l'énergie avec son environnement. Une des plus importantes sources d'énergie disponible sur la planète Terre est celle du rayonnement solaire : à notre ère, les organismes photosynthétiques sont ainsi à la base de la mise à disposition de l'énergie solaire sous forme d'énergie chimique disponible pour tous les êtres vivants ;
- le besoin d'échanger de la matière avec son environnement. La vie sur Terre s'est organisée autour de la combinaison de certains éléments chimiques qui participent à la structure des êtres vivants et conditionnent ainsi fondamentalement la possibilité même de la vie telle que nous la connaissons. À partir du moment où ces éléments chimiques sont impliqués dans un mécanisme physiologique, on peut considérer qu'ils sont tous d'égale importance car leur disponibilité pour la vie conditionne sa possibilité. Ces différents éléments, que nous nommerons par le terme général de nutriments, sont toutefois d'abondance variable sur la planète et la variabilité de leur

⁵ Nous brossons ici très rapidement les principes du métabolisme des êtres vivants que nous détaillerons plus finement dans le cas des êtres humains au chapitre suivant (chapitre 1.2).

disponibilité limitera donc plus ou moins fortement la possibilité de la vie. C'est ce point que nous choisissons de détailler plus finement dans la suite de ce chapitre⁶.

On constate une première différence fondamentale entre les éléments chimiques majoritaires qui structurent les êtres vivants et ceux qui structurent la planète Terre. Les quatre éléments qui constituent près de 95 % de la masse du manteau terrestre sont, par ordre massique, l'oxygène, le magnésium, le silicium et le fer (Valero Delgado, 2008). Dans la croûte terrestre et océanique, les sept premiers éléments, représentant plus de 97 % de la masse totale, sont dans l'ordre l'oxygène, le silicium, l'aluminium, le fer, le calcium, le magnésium et le sodium (*ibid.*). Seul l'oxygène est commun avec les constituants principaux des êtres vivants dont les quatre premiers constituants, à la base de la majorité des molécules organiques, sont l'oxygène, le carbone, l'hydrogène et l'azote (Fraústo da Silva & Williams, 2009). La structuration de la vie nécessite donc de mobiliser spécifiquement certains éléments chimiques, moins abondamment présents dans la lithosphère que dans la biosphère.

L'hydrosphère fournit bien sûr l'hydrogène et l'oxygène en abondance dans les molécules d'eau. Mais les quatre éléments suivants les plus abondants dans l'eau de mer sont le chlore, le sodium, le magnésium et le soufre (teneurs supérieures à 2 % en masse sur la matière sèche et représentant plus de 90 % de la masse totale – Valero Delgado, 2008). Finalement, seule l'atmosphère présente une teneur élevée en azote (78 %), mais celui-ci y est sous la forme très stable du diazote (N_2), au degré d'oxydation zéro, alors que l'azote qui constitue les êtres vivants est majoritairement réduit sous la forme du groupe amine $R-NH_2$. Sa disponibilité pour la vie dépend donc de la possibilité de réduire le diazote. De façon plus générale, on distingue usuellement le diazote atmosphérique (au degré d'oxydation zéro) et toutes les autres formes de l'azote, qualifiées de réactives, dans lequel l'azote est soit réduit (jusqu'au degré d'oxydation -3 par exemple dans le groupe amine $R-NH_2$), soit oxydé (jusqu'au degré d'oxydation +5 par exemple dans l'ion nitrate NO_3^-). Le deuxième constituant de l'atmosphère est l'oxygène sous forme de dioxygène (21 %), le troisième l'argon (1 %) et enfin le carbone, principalement sous la forme du dioxyde de carbone (CO_2) à une concentration très faible inférieure à 0,05 % (*ibid.*).

⁶ On notera également l'importance du second principe de la thermodynamique dans la vie. Étant donné que les organismes vivants sont caractérisés par un degré d'organisation élevé de leur structure, c'est-à-dire par une baisse de l'entropie de leurs molécules constitutives par rapport à l'état de ces molécules dans de la matière inerte, la vie ne peut exister qu'au détriment de l'augmentation de l'entropie de son environnement. Pour le dire autrement, il n'est pas possible de vivre sans dégrader son environnement.

Ainsi, pour leurs besoins énergétiques, les êtres vivants de la planète Terre disposent d'une source abondante sous la forme du rayonnement solaire incident. Leur composition chimique est en revanche assez différente des substrats sur lesquels ils vivent, en particulier pour les organismes terrestres.

Or la composition même des milieux dans lesquels évolue la vie sur Terre est dépendante de cette vie. Il est par exemple établi que l'atmosphère terrestre était très réductrice lors de l'apparition de la vie et que ce sont les organismes photosynthétiques oxygéniques qui ont progressivement fait monter la teneur en oxygène de l'atmosphère (Fennel *et al.*, 2005). Finalement, on constate que l'ensemble des êtres vivants évolue dans un milieu très particulier, à l'interface entre l'hydrosphère, l'atmosphère et la lithosphère. Les couches superficielles du sol en forêt par exemple, riches en matières organiques, témoignent d'une composition très différente de la composition minérale de la croûte terrestre sur laquelle s'est constituée la vie. La vie sur Terre est aujourd'hui indissociable du milieu dans lequel elle se déroule et les êtres vivants ne peuplent pas tant une planète minérale qui serait le support inerte de leur vie qu'un milieu très spécifique qui a co-évolué avec la vie sur Terre. Lovelock (1979) développe encore davantage ce constat en définissant la conjonction de ces milieux de vie comme formant eux-mêmes un grand organisme vivant qu'il nomme Gaïa et dont les modalités de fonctionnement et de régulation conditionnent fondamentalement les modalités de la vie humaine sur Terre. La communauté scientifique appelle aujourd'hui communément « Zone Critique » ce système de support de la vie.

L'approche biogéochimique que nous proposons de mettre en œuvre dans cette thèse est ainsi elle-même fondamentalement liée à ce fait que les cycles mis en jeu dans la présence de la vie sur Terre ne sont pas des cycles répondant purement à des lois de physique de milieux inertes mais répondent à une combinaison de facteurs biologiques, géologiques et chimiques qui président à la façon dont ceux-ci se déroulent.

Si l'on reprend les constituants les plus abondants de tout être vivant, ils correspondent ainsi à trois cycles biogéochimiques de la planète Terre qui se déroulent dans cette enveloppe superficielle de la planète qui abrite la biosphère :

- le cycle de l'eau. Ce cycle conditionne la possibilité de la vie sur la croûte terrestre, et donc la vie humaine, puisqu'il permet de mettre à disposition de l'eau en dehors des océans ;
- le cycle du carbone. Pour une majorité d'êtres vivants, ce cycle consiste en une réaction d'oxydo-réduction entre le carbone réduit de la matière organique (degré d'oxydation voisin de 0) et le carbone oxydé de l'atmosphère ou de l'hydrosphère, sous la forme du dioxyde de carbone ou des carbonates (degré d'oxydation +4). Le dioxygène atmosphérique est un réservoir important et largement disponible qui permet dans la majorité des cas de mettre en œuvre cette réaction d'oxydo-réduction :

réduction du carbone par les organismes autotrophes tels que la majorité des plantes terrestres, oxydation du carbone par les organismes hétérotrophes tels que les animaux (cf. détails et définitions sous-section 1.2.1.1) ;

- le cycle de l'azote. Comme nous l'avons indiqué ci-dessus, l'abondance de l'azote sous forme de diazote atmosphérique n'est finalement pas le gage d'une possibilité de large utilisation par la vie car peu d'organismes sont capables de réaliser la fixation de l'azote atmosphérique sous forme réduite et cette fixation nécessite de fournir une grande quantité d'énergie. Seuls certains microorganismes sont capables de la réaliser, parfois en symbiose avec des plantes terrestres telles que les légumineuses (Fabacées⁷). Paradoxalement, cet élément est assez limitant pour le développement de la vie sur Terre et la majorité du cycle de l'azote des écosystèmes consiste en un recyclage de l'azote réduit entre les différents organismes qui les composent.

La sensibilité de la vie à ces trois grands cycles est donc variable. Pour l'eau, la disponibilité en eau d'un écosystème sera très dépendante des conditions locales et de la période considérée ; pour le carbone, le réservoir atmosphérique de carbone permet aux organismes photosynthétiques de faire entrer le carbone dans les différents écosystèmes sous forme réduite pour constituer de la matière organique ; enfin, pour l'azote, la possibilité de fixation de l'azote atmosphérique existe mais elle est finalement restreinte et ce cycle apparaît donc comme le plus limitant pour la vie dans les climats non arides comme l'est le climat tempéré en Europe.

Si l'on examine par exemple le cycle de l'azote dans une forêt tempérée, on constate que la fixation d'azote atmosphérique est un phénomène très minoritaire (5 %) au regard des flux d'échange d'azote réactif entre les différents organismes de cet écosystème, tel qu'illustré par la figure suivante (Figure 1.1).

⁷ Lecointre *et al.* (2016) indiquent qu'il s'agit même d'un caractère dérivé propre de tout le clade des Eufabidées II qui comprend également les Rosacées, les Cucurbitacées ou les Fagacées.

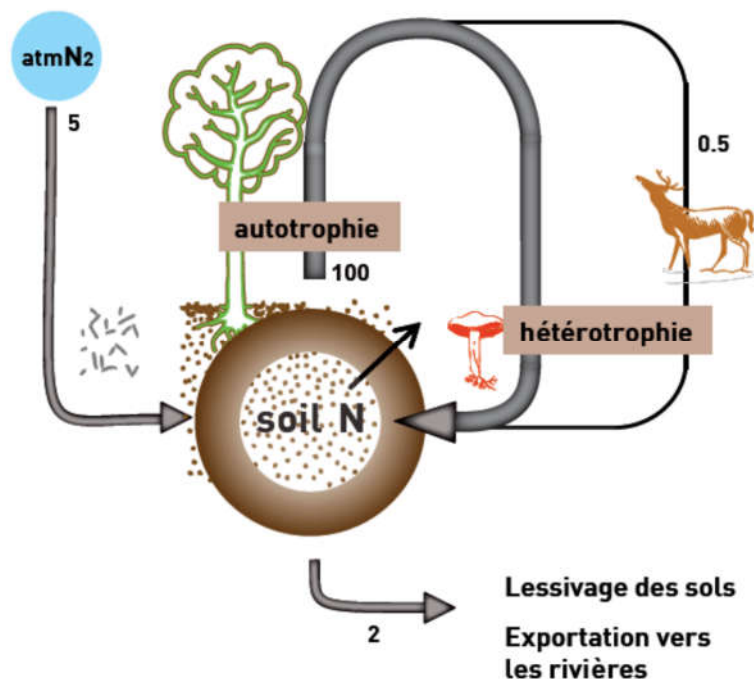


Figure 1.1 : Le cycle de l'azote dans une forêt tempérée.

Flux d'azote associés au métabolisme des principaux groupes fonctionnels, exprimés en kgN/ha/an.

Source : Billen *et al.*, 2011.

Le fonctionnement des écosystèmes terrestres – la même chose se vérifie dans les écosystèmes aquatiques – est finalement régi par une « rareté structurante de l'azote » (Billen *et al.*, 2011) et la possibilité de conservation de l'azote sous forme réactive dans les écosystèmes est une condition importante de leur pérennité⁸.

Au-delà de ces trois cycles principaux de l'eau, du carbone et de l'azote, l'importance relative des autres cycles biogéochimiques est délicate à définir. Certains paraissent toutefois plus critiques que d'autres.

Ainsi, le phosphore et le soufre sont usuellement mis en exergue car ils sont constitutifs d'éléments structurels des cellules : le phosphore est un élément constitutif de l'ADN, des phospholipides membranaires ou encore du vecteur énergétique cellulaire qu'est l'ATP ; le soufre est présent dans deux acides aminés protéinogènes, la cystéine et la méthionine. Dans les conditions standard, le phosphore n'a pas de phase gazeuse et il est présent dans la matière organique uniquement sous forme

⁸ Cet état actuel du fonctionnement de la planète Terre n'était pas vrai lors de l'apparition de la vie sur Terre où les conditions réduites du milieu favorisaient la présence et le maintien de l'azote sous forme réduite, sans passage par des niveaux moins réduits comme le diazote ou les formes oxydées de l'azote, aujourd'hui favorisées par les conditions oxydantes de l'atmosphère (*ibid.*).

oxydée ce qui fait que son cycle biogéochimique est moins complexe que celui de l'eau, du carbone et de l'azote. Il consiste principalement en des conversions entre orthophosphates et esters phosphoriques. Le cycle biogéochimique du soufre montre une certaine similitude avec celui de l'azote puisque le soufre présente aussi des phases gazeuses (H_2S ou SO_2), un degré d'oxydation réduit dans la matière organique (degré -2 dans le groupe sulfhydryle R-SH) mais possiblement oxydé jusqu'au degré +6 sous la forme minérale de l'ion sulfate (SO_4^{2-}).

Le phosphore semble particulièrement critique pour la vie du fait de sa plus faible concentration que le soufre dans la lithosphère et dans l'hydrosphère. Par exemple, d'après les données de concentrations moyennes compilées par Valero Delgado (2008), le ratio molaire S/P est proche de 200 dans l'eau douce et proche de 15 000 dans l'eau de mer⁹. Les deux facteurs limitants de la croissance algale dans les milieux aquatiques sont ainsi l'azote et le phosphore (cf. ratio de Redfield¹⁰).

En dehors des milieux aquatiques, le potassium peut également apparaître comme un élément limitant. En agronomie, les trois principaux nutriments essentiels à la croissance végétale sont ainsi l'azote, le phosphore et le potassium ; le soufre n'apparaît que comme un macronutriment secondaire avec le calcium et le magnésium (IFA *et al.*, 2016). Nous avons vu que le calcium et le magnésium sont des éléments relativement abondants de la croûte terrestre et océanique ce qui devrait induire *a priori* une criticité moins forte en tant que facteur limitant de la vie par rapport à l'azote ou au phosphore. En milieu terrestre, ces raisonnements globaux sont toutefois limités dans leur pertinence par deux facteurs au moins :

- la variabilité de la nature des roches selon les lieux considérés ;
- l'interaction entre les êtres vivants et leur milieu de vie, en l'occurrence le sol, qui fait que la composition même des sols est fonction de cette interaction, à court terme par les processus de minéralisation et d'organisation, ou à long terme par exemple par les processus de sédimentation ou de fossilisation.

Enfin, comme nous l'indiquions précédemment, tous les autres nutriments peuvent présenter une certaine criticité en fonction de leur disponibilité locale et leur importance sera variable en fonction de

⁹ Valero Delgado (2008) donne 900 mgS-SO₄²⁻/L contre 62 µgP/L dans l'eau de mer et 3,7 mgS/L contre 20 µgP/L dans l'eau douce.

¹⁰ On pourra consulter la référence classique Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A., 1963. *The influence of organisms on the composition of sea-water*. In: Hill, M.N. (Ed.), *The Sea*. John Wiley & Sons, New York, p. 12–37. Dans le cas des diatomées, dont le silicium est un élément constitutif essentiel, on notera l'importance de la présence de cet élément en tant que facteur limitant de croissance algale.

l'être vivant considéré. Outre les éléments déjà cités (éléments fondamentaux : hydrogène, oxygène, carbone et azote ; macronutriments : phosphore, potassium, soufre, calcium et magnésium), on notera l'importance du chlore et du sodium pour les êtres humains (Fraústo da Silva & Williams, 2009)¹¹. Nous les nommerons également macronutriments. Les autres nutriments seront nommés micronutriments : ce sont principalement le fer, le manganèse, le cobalt, le zinc, le molybdène, le sélénium, le bore, le cuivre et le nickel (Fraústo da Silva & Williams, 2009 ; IFA *et al.*, 2016)¹².

Tous les autres éléments ne sont donc pas considérés comme nécessaires à la vie mais la plupart peuvent interagir avec les êtres vivants et présenter en particulier une certaine toxicité en concentration élevée (mercure, plomb, uranium, etc.).

En conclusion, nous retiendrons que l'organisation des cycles biogéochimiques planétaires est intimement liée à la co-évolution des organismes vivants sur la planète Terre et à la composition des compartiments environnementaux dans lesquels ils évoluent (atmosphère, hydrosphère, lithosphère/sol). Les principaux éléments nécessaires à la vie ne correspondent pas aux minéraux les plus abondants dans la croûte terrestre : la biosphère fonctionne donc « en boucle » et le recyclage des éléments de la vie entre les différents compartiments environnementaux est un mécanisme fondamental de régulation de la vie sur Terre.

1.1.2. Anthropocène

Comme tous les êtres vivants, les êtres humains font partie de la biosphère planétaire et la possibilité de leur vie sur Terre est donc intimement liée aux régulations des cycles biogéochimiques (section 1.1.1). Si l'activité biologique influence par essence les cycles biogéochimiques et donc la forme sous laquelle les éléments chimiques sont disponibles à la surface terrestre, l'action de certaines communautés humaines, en particulier depuis les révolutions industrielles, modifie substantiellement le fonctionnement de ces cycles. Ainsi, pour l'azote, la disponibilité d'énergie abondante issue de l'exploitation des hydrocarbures fossiles, combinée à la mise au point du procédé Haber-Bosch au début du XX^e siècle, a permis d'introduire de l'azote réactif dans l'environnement autrement que par la culture de plantes symbiotiques de microorganismes fixateurs d'azote (Erisman *et al.*, 2008).

¹¹ Le sodium semble moins important pour les plantes que pour les animaux.

¹² D'autres éléments jouent aussi un rôle dans le métabolisme de certains organismes vivants. Fraústo da Silva & Williams (2009) listent le silicium (déjà mentionné pour les diatomées), l'iode, le fluor, l'arsenic et le vanadium. Le cadmium, le strontium et le baryum seraient utilisés par une ou deux espèces seulement. Le brome, le chrome, le tungstène et l'étain sont également mentionnés comme potentiellement impliqués.

Dès 1924, Lotka (1924) voit dans ce procédé une véritable révolution biogéochimique : « Ce développement extraordinaire est bien davantage que le départ d'une nouvelle industrie. Il ne représente rien moins que le début d'une nouvelle ère ethnologique dans l'histoire de l'humanité, une nouvelle époque cosmique. Dans le court laps de temps d'une douzaine d'années (un bref instant en termes géologiques), l'homme a initié des transformations comparables en importance aux processus cosmiques. » (traduction de Billen *et al.*, 2011).

En effet, comme nous l'avons vu, l'azote est un des principaux facteurs limitants de la vie sur Terre, et en particulier de la croissance des plantes. Sa mise à disposition massive a permis d'augmenter simultanément la production agricole et la population humaine. Ce fait est illustré par exemple par Erisman *et al.* (2008) dont nous reproduisons un graphique (Figure 1.2).

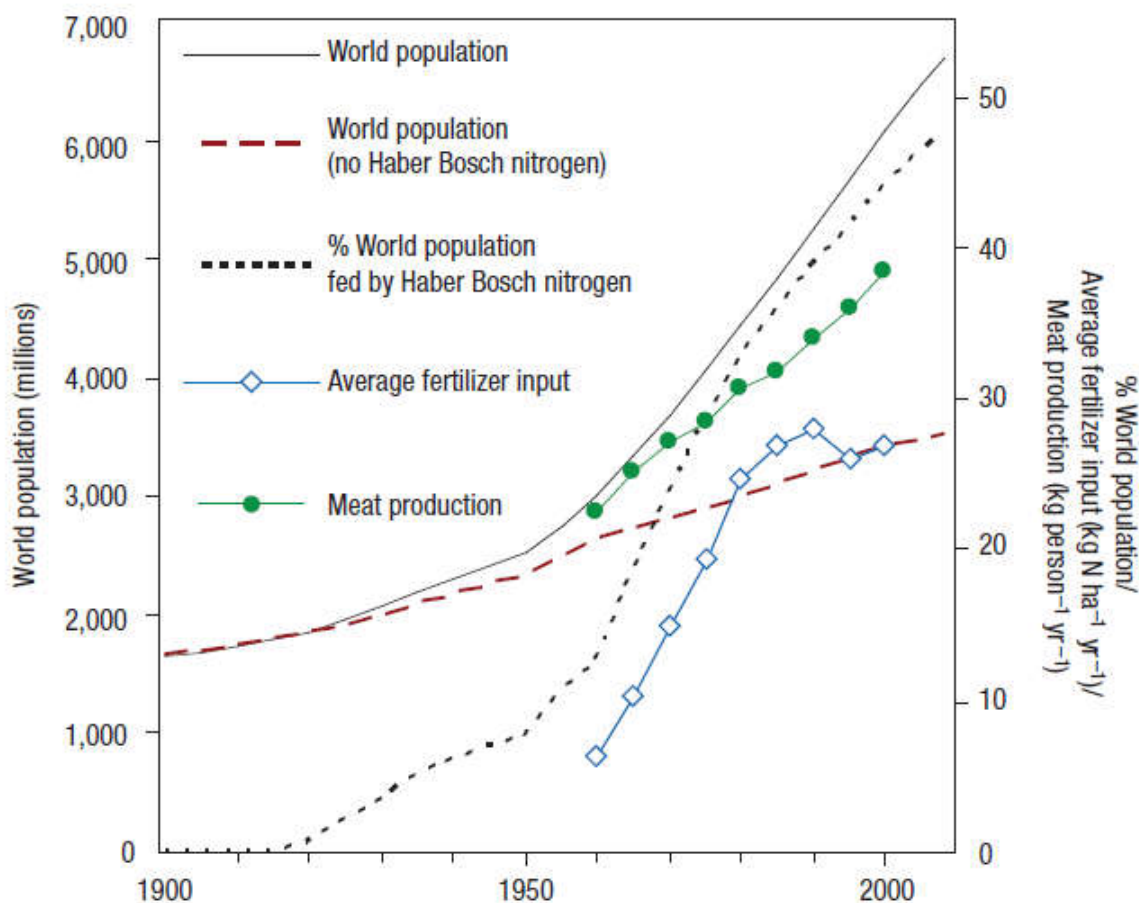


Figure 1.2 : Évolutions comparées durant le XX^e siècle de la population humaine mondiale et de l'utilisation de l'azote.

Source : Erisman *et al.* (2008).

On voit que la « nouvelle époque cosmique » est encore très peu amorcée en 1924 mais elle est très rapidement advenue : la population humaine et la production d'engrais azotés décollent parallèlement à

partir de 1960 et la quantité totale d'azote réactif d'origine anthropique dépasse la production naturelle dès le milieu des années soixante-dix (Erisman & Larsen, 2013). Cette modification majeure du cycle biogéochimique de l'azote se double d'une modification majeure de celui du carbone par la combustion des hydrocarbures fossiles qui entraîne une augmentation progressive de la concentration en dioxyde de carbone atmosphérique (Figure 1.3 – IPCC, 2007).

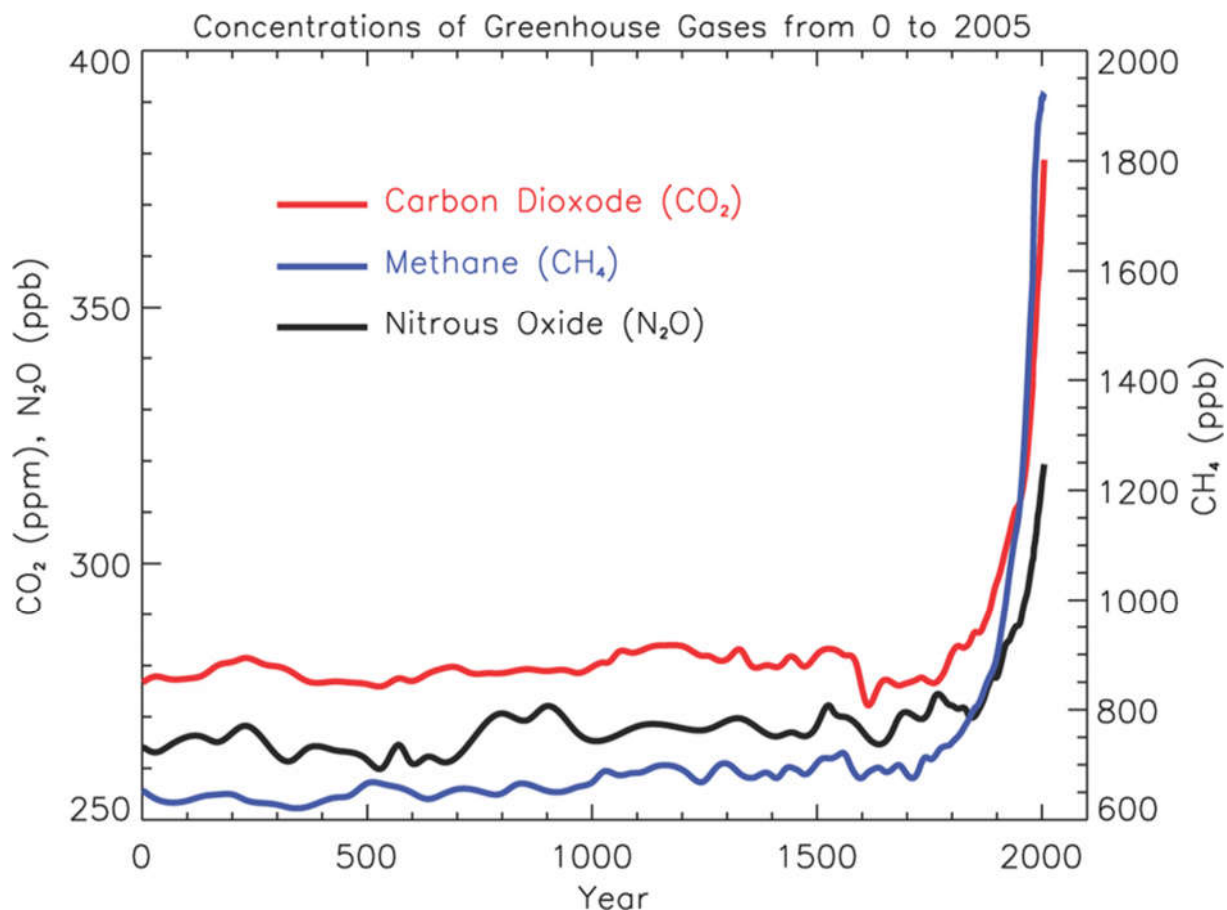


Figure 1.3 : Concentration atmosphérique des trois principaux gaz à effet entre l'an 0 et l'an 2005.

Source : IPCC (2007).

Les concentrations en méthane (CH₄) augmentent aussi considérablement, de même que les concentrations en oxyde nitreux (N₂O). Le cycle biogéochimique du phosphore est également intensément modifié par l'exploitation de gisements fossiles de phosphore qui introduisent autant de phosphore dans l'environnement (Figure 1.4 – Cordell, 2010).

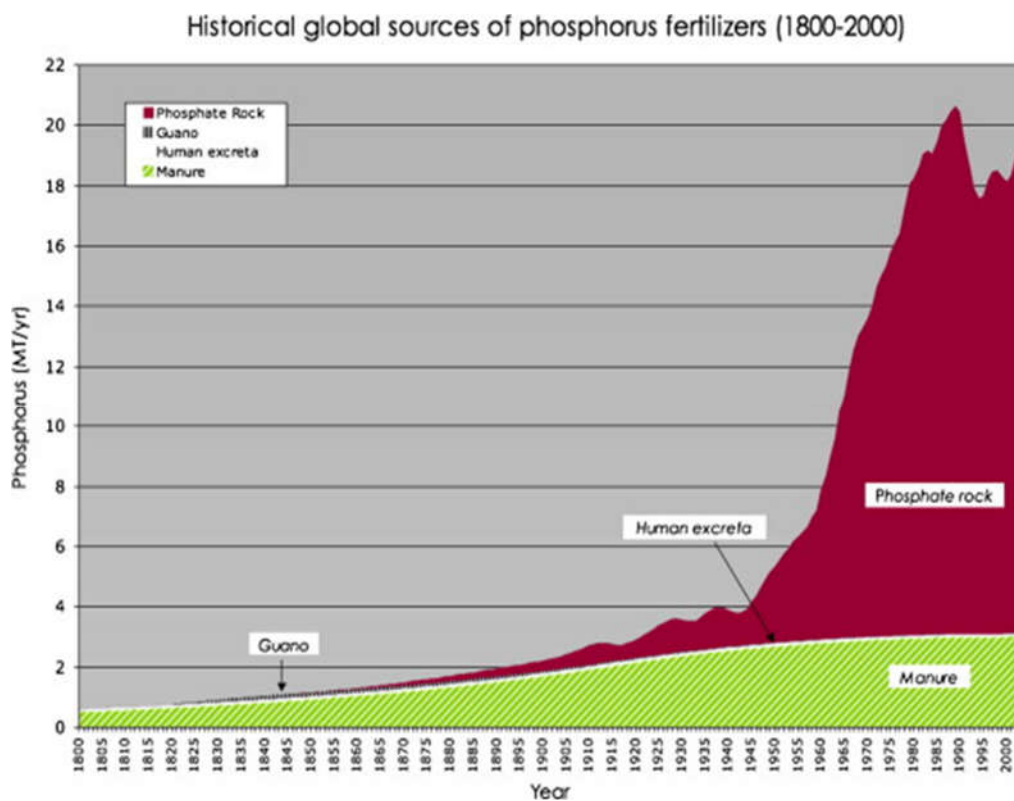


Figure 1.4 : Sources historiques mondiales de fertilisants phosphorés (1800-2000).

Source : Cordell (2010).

Finalement, il apparaît que l'activité de certaines communautés humaines a bouleversé les trois grands cycles biogéochimiques depuis les révolutions industrielles. Crutzen (2002) propose ainsi de considérer l'entrée de l'humanité dans une nouvelle ère géologique et de la nommer Anthropocène. Actuellement toujours en débat, entre autres au sein de la communauté des géologues, cette dénomination permet de traduire efficacement cette intensité de l'action de l'humanité sur son environnement. Elle est plus particulièrement marquée, depuis les années cinquante, par ce que Steffen *et al.* (2007) nomment « la Grande Accélération », à savoir l'augmentation soudaine et très forte de la quasi-totalité des indicateurs de l'activité humaine (Figure 1.5).

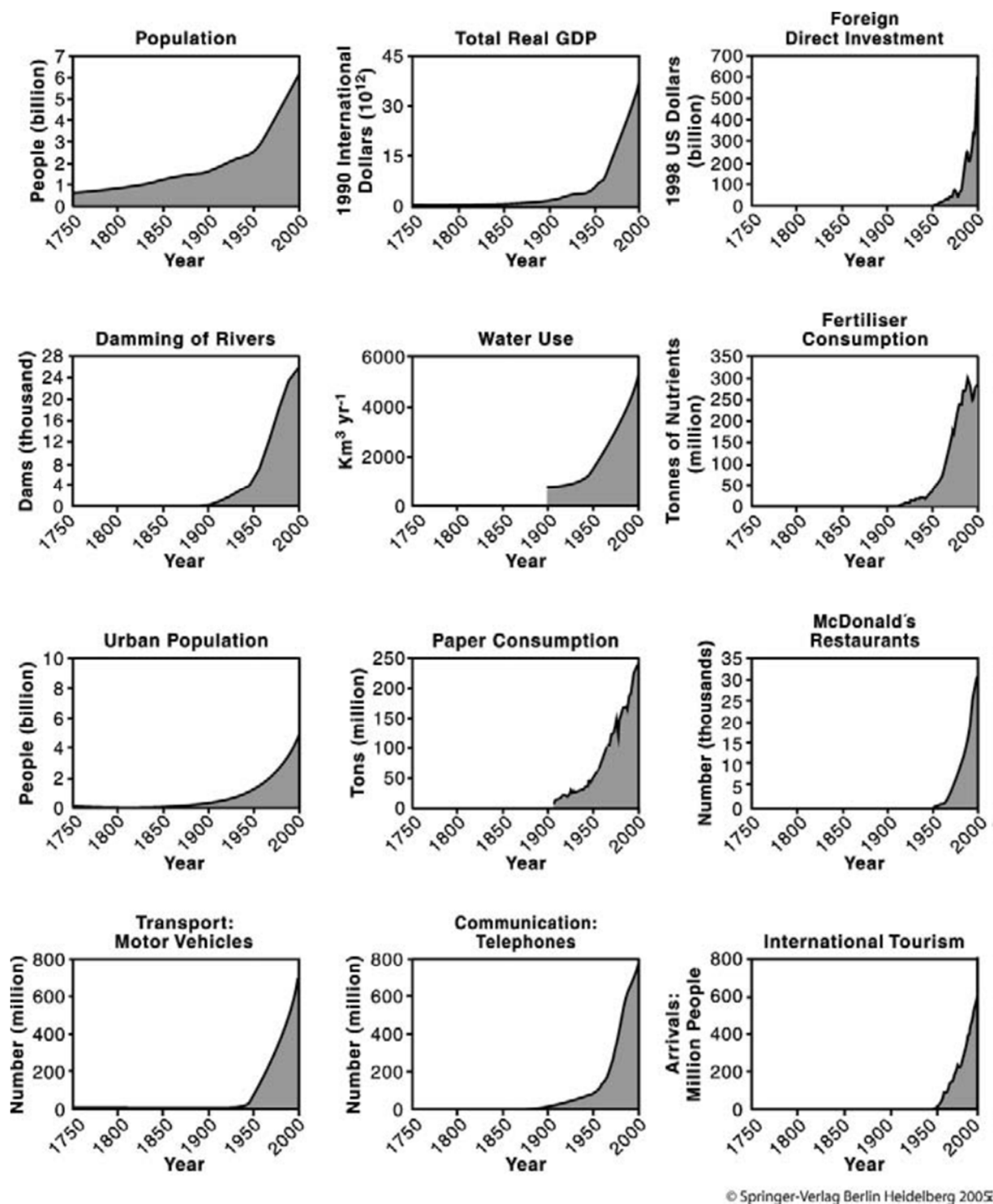


Figure 1.5 : La Grande Accélération.

Elle est ici illustrée par douze indicateurs de l'activité humaine estimés entre 1750 et 2000.

Source : Steffen *et al.* (2007).

Ainsi les caractéristiques biogéochimiques de l'Anthropocène entraînent, du fait des activités humaines, une évolution importante par rapport à celles qui ont prévalu durant l'Holocène et qui ont permis le récent développement de l'humanité. De nombreux auteurs s'inquiètent que les modifications biogéochimiques de l'Anthropocène, engendrées par certaines communautés humaines,

soient néfastes pour l'humanité toute entière et puissent remettre en cause ses conditions de vie. Si le changement climatique lié à l'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre est probablement la préoccupation environnementale qui entraîne actuellement une des plus fortes mobilisations mondiales, Rockström *et al.* (2009) puis Steffen *et al.* (2015) ont tenté une analyse systématique de cette mise en danger des conditions de vie de l'humanité par les modifications globales de l'Anthropocène. Pour ce faire, ils ont développé le concept de « limites planétaires » : ils ont cherché à caractériser le fonctionnement de la planète Terre suivant quelques grands indicateurs environnementaux majeurs et ont cherché à quantifier, d'une part la valeur actuelle de cet indicateur, d'autre part la limite de valeur de cet indicateur au-delà de laquelle il est plausible que les conditions de vie de l'humanité risquent d'être remises en cause par des modifications environnementales abruptes et non linéaires à l'échelle continentale ou planétaire. Dans leurs derniers travaux, neuf indicateurs ont été identifiés et sept d'entre eux ont pu faire l'objet d'une quantification au moins partielle de la valeur actuelle de l'indicateur et de ses seuils critiques (Figure 1.6).

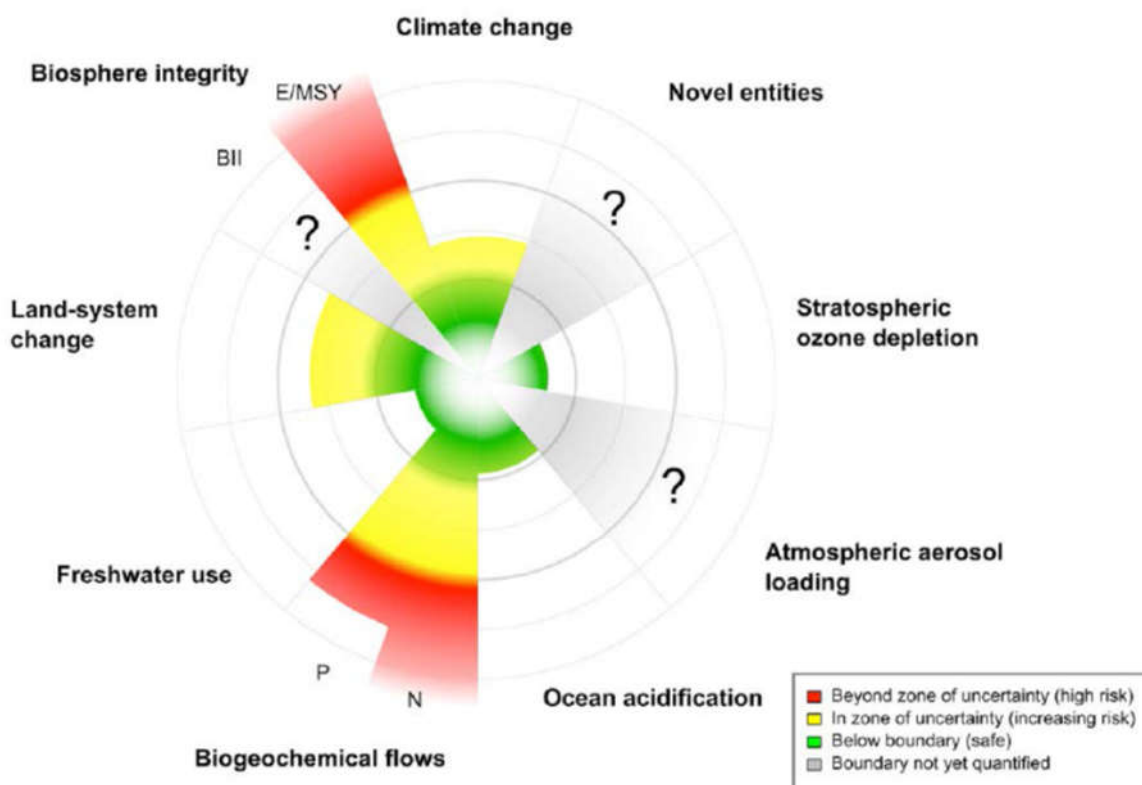


Figure 1.6 : Statut actuel des variables de contrôle de sept des neuf limites planétaires.

Source : Steffen *et al.* (2015).

Ces auteurs estiment ainsi que quatre variables de contrôle du fonctionnement du système Terre ont dépassé les limites planétaires et mettent en péril les conditions de vie de l'humanité toute entière. Il s'agit de :

- l'intégrité de la biosphère, évaluée par le taux d'extinction des espèces vivantes ;

- les flux biogéochimiques, évalués par la quantité de fixation d'azote atmosphérique d'origine anthropique (industrielle ou biologique intentionnelle) et par les flux de phosphore provenant des eaux douces et rejoignant les océans ;
- le changement d'usage des sols, évalué par la proportion de surfaces couvertes par de la forêt au regard de la couverture forestière originelle ;
- le changement climatique, évalué par la concentration atmosphérique en CO₂ et le déséquilibre énergétique au sommet de l'atmosphère.

L'introduction de cette analyse de l'impact des activités humaines à l'échelle planétaire modifie radicalement l'appréhension des problèmes environnementaux causés par l'activité humaine. Le second principe de la thermodynamique entraîne nécessairement que l'existence de l'humanité a un impact sur son environnement (cf. section 1.1.1). Toutefois, l'ampleur de cet impact est aujourd'hui évalué comme étant tellement grand qu'il a des conséquences qui ne sont pas seulement locales mais mondiales et qui sont de nature à remettre fondamentalement en cause les conditions de la vie humaine et non humaine sur Terre.

Les quatre limites planétaires précédemment mentionnées sont bien entendu toutes interdépendantes. L'appréhension des problèmes qu'elles peuvent poser nécessite d'en conserver une vision globale. Dans cette thèse, nous choisissons de nous concentrer principalement sur les cycles biogéochimiques qui constituent le cœur de notre réflexion et dont nous verrons, dans cette partie et dans la suivante, en quoi ils sont fondamentalement liés à notre problématique.

Si l'on analyse donc plus spécifiquement le cas de l'azote, on constate que l'introduction massive d'azote réactif dans l'environnement a entraîné une ouverture générale de ce cycle. Or la grande mobilité de l'azote et ses nombreux changements d'état possibles induisent que cette ouverture provoque une « cascade biogéochimique » (Billen *et al.*, 2011) : une fois introduit quelque part par l'action humaine, l'azote réactif va pouvoir se retrouver dans de nombreux compartiments environnementaux différents et sous diverses formes : gazeuses, dissoutes dans l'eau, constituant de matière organique, etc. Cela induit une cascade d'impacts environnementaux résumée par Sutton *et al.* (2011) et le réseau européen NinE (Nitrogen in Europe) par un acronyme de neuf lettres résumant les neuf impacts de l'introduction d'azote réactif dans l'environnement : ACT AS GrOUP. On pourra se référer à cet ouvrage pour une vision détaillée des impacts environnementaux liés à l'introduction d'azote réactif dans l'environnement dont nous ne présentons ici que l'illustration de l'acronyme ACT AS GrOUP sur la figure suivante (Figure 1.7).

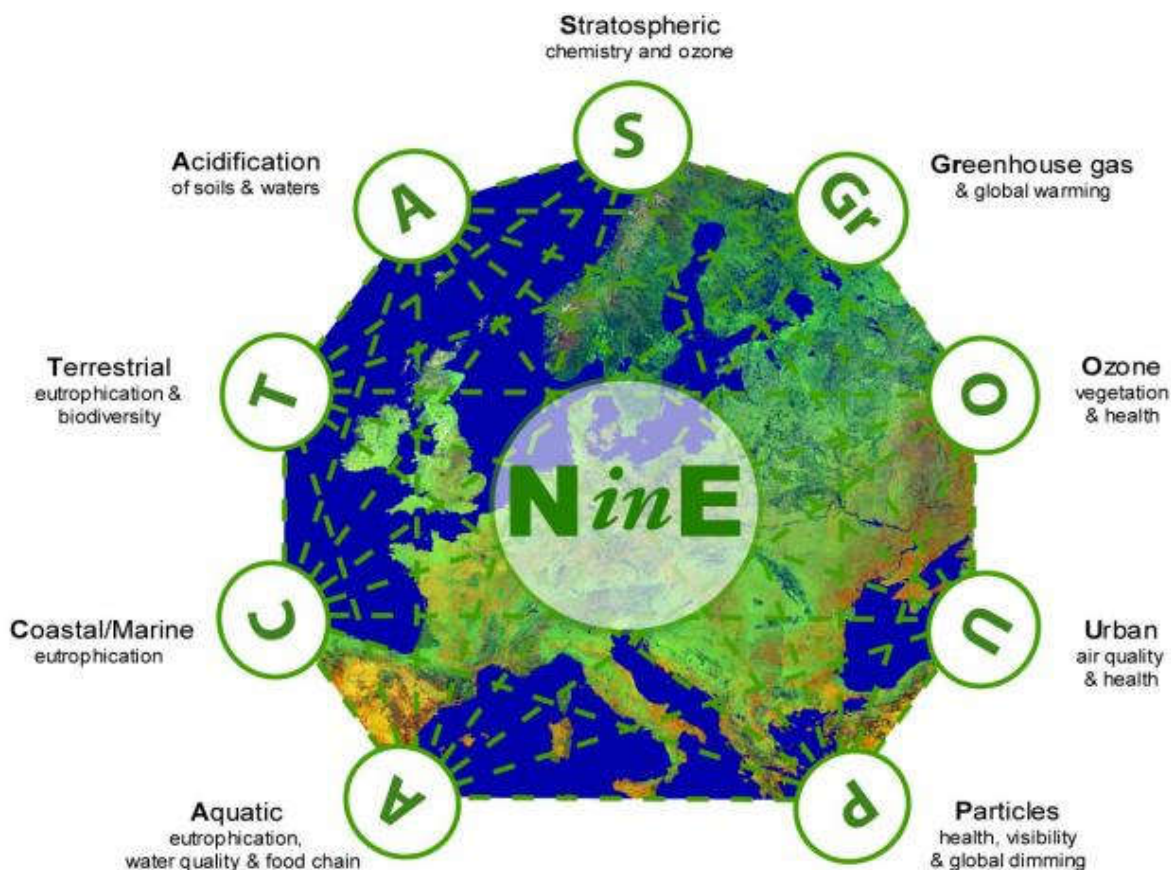


Figure 1.7 : Acronyme ACT AS GrOUP des neuf altérations environnementales majeures résultant de l'introduction massive d'azote réactif dans l'environnement.

Source : Réseau NinE - www.nine-esf.org (dernière consultation le 18 janvier 2018).

Ces neuf altérations illustrent bien l'interdépendance des limites planétaires entre elles puisque l'introduction d'azote réactif dans l'environnement, qui traduit d'ailleurs souvent en lui-même un changement d'usage des sols vers l'agriculture, va participer également à l'érosion de la biodiversité (eutrophisation) et au changement climatique (émission de N_2O).

Ainsi, on ne peut plus considérer l'introduction d'azote réactif uniquement par ses effets locaux, tel qu'on peut par exemple le constater par l'eutrophisation d'une rivière recevant une pollution locale sous forme d'azote réactif. L'introduction d'azote réactif dans l'environnement constitue nécessairement une pollution que nous nommerons globale. Quelles que soient ses conséquences locales, elle participera à la perturbation régionale ou mondiale en cascade de son cycle biogéochimique qui est désormais à même de remettre en cause les conditions de la vie humaine et non humaine. On nommera « pollution locale » le fait que l'introduction d'un élément dans l'environnement induise des modifications substantielles de l'environnement au niveau local. Pour l'azote réactif, toute introduction dans l'environnement constitue donc une pollution globale mais le caractère local de la pollution devra être apprécié au cas par cas selon l'environnement dans lequel cette introduction se déroule.

Quatre cycles biogéochimiques sont mis en avant par Rockström *et al.* (2009) : l'eau, le carbone, l'azote et le phosphore. Pour les autres éléments chimiques que nous avons mentionnés, ils ne sont pas présentés comme indicateurs d'une perturbation majeure du système Terre même si Steffen *et al.* (2015) indiquent que des développements ultérieurs feront probablement intervenir également d'autres éléments. La perturbation du cycle du soufre, liée à la combustion d'hydrocarbures fossiles non raffinés, a été à l'origine d'une pollution intense par le passé. Le raffinage des hydrocarbures fossiles induit aujourd'hui que du soufre fossile est extrait en grandes quantités de la lithosphère mais les modalités actuelles de sa gestion n'entraînent pas, selon ces auteurs, de perturbation majeure globale. Les autres macronutriments (potassium, calcium, magnésium, chlore et sodium) et les micronutriments voient également leurs cycles biogéochimiques modifiés (dissolution du calcaire par acidification par exemple) mais ils ne sont pas tous identifiés comme variables de contrôle globales du système Terre, en particulier du fait que nombre d'entre eux ne constituent pas des facteurs de pollution environnementale globale au même titre que l'azote et le phosphore (potassium, sodium, etc.). Certains éléments, par exemple les éléments traces métalliques, sont en revanche bien identifiés dans la variable de contrôle « nouvelles entités » mais celle-ci n'est pour l'instant pas quantifiée. Nous avons déjà subdivisé en deux catégories les éléments chimiques à la section précédente (section 1.1.1) :

- ceux qui sont nécessaires à la vie par leur rôle de micronutriment. La modification de leur cycle biogéochimique s'apparente alors à celle du cycle de l'azote ou du phosphore au sens où c'est leur mise en circulation en excès qui peut être dommageable alors que leur présence en quantités modérées est nécessaire ;
- ceux qui ne sont pas nécessaires à la vie. Leur mise en circulation dans l'environnement constituera nécessairement une pollution mais dont l'importance est à quantifier au cas par cas, en fonction en particulier du fond biogéochimique local.

De très nombreuses autres molécules, souvent de synthèse, mises en circulation par certaines communautés humaines, constituent aussi une préoccupation environnementale forte de l'Anthropocène, largement étudiée au niveau local et au niveau global mais pour l'instant non quantifiée par Steffen *et al.* (2015) au sein de la variable de contrôle « entités nouvelles » du fait des difficultés méthodologiques de cette intégration.

Tous ces éléments qui participent de cycles biogéochimiques peuvent être appréhendés de deux manières vis-à-vis des communautés humaines :

- d'un côté ils constituent une ressource au sens où leur mise à disposition est perçue comme utile par une communauté vis-à-vis de certains objectifs (augmentation du rendement agricole pour l'azote, matériau de construction pour le plomb, etc.). Leur présence dans l'environnement est plus ou moins diffuse et ils sont plus ou moins

facilement accessibles : caractère extrêmement diffus de l'azote dans l'atmosphère mais nécessitant un apport d'énergie pour convertir le diazote sous forme réactive, caractère plus concentré des minerais dans certains gisements mais qui nécessitent également un apport d'énergie pour les concentrer davantage pour leur usage futur ;

- d'un autre côté, ils peuvent constituer une mise en péril des conditions de vie, de cette même communauté ou d'une autre communauté humaine, par leur mise en circulation dans l'environnement. La plupart du temps, leur mise en circulation leur confèrera alors à nouveau un caractère diffus les rendant difficilement accessibles pour les communautés humaines mais participant d'une pollution globale de l'environnement.

En reprenant l'illustration du cycle de l'azote forestier de la Figure 1.1, on peut finalement l'appliquer aussi aux communautés humaines. Si l'on nomme anthroposphère l'environnement qui constitue le milieu de vie modifié par les communautés humaines pour leurs besoins (Baccini & Brunner, 2012), on constate que l'enjeu de la mise en circulation des éléments dans l'anthroposphère s'apparente finalement à celui de l'azote dans un écosystème forestier. La fermeture des cycles de l'anthroposphère permet à la fois de conserver des ressources jugées comme utiles pour les communautés humaines et de limiter leur mise en circulation en dehors de l'anthroposphère, ce qui peut mettre en péril les conditions de vie de cette même communauté humaine ou d'une autre.

L'Anthropocène est actuellement caractérisée, *a contrario*, par une ouverture extrême des cycles de l'anthroposphère qui traduit donc un double péril de perte de ressource et de pollution. Pour au moins trois éléments, à savoir le carbone, l'azote et le phosphore, les répercussions de cette ouverture des cycles de l'anthroposphère constituent une menace pour l'humanité, suivant l'approche développée par Rockström *et al.* (2009). Le maintien de conditions environnementales qui puissent permettre à l'humanité de vivre et de se développer dans des conditions décentes pour tous nécessite donc une modification, potentiellement radicale, du fonctionnement des communautés humaines à l'origine de cette ouverture des cycles biogéochimiques et plus généralement des dépassements des variables de contrôle des limites planétaires. Ce point fait l'objet de la section suivante (section 1.1.3).

1.1.3. Soutenabilité des modes de vie

Des modifications du fonctionnement des communautés humaines ont été proposées de longue date et peuvent concerner toutes les différentes facettes de leur organisation : sociale, politique, économique, institutionnelle, etc. Depuis la seconde guerre mondiale et l'entrée de l'humanité dans l'époque de la Grande Accélération de l'Anthropocène, un certain nombre de remises en cause ont plus particulièrement concerné les modalités du développement des pays.

En 1972 se tient ainsi le premier sommet de la Terre à Stockholm. La même année, le rapport Meadows intitulé « Les limites de la croissance »¹³ montre que le prolongement tendanciel d'un modèle de fonctionnement de l'anthroposphère basé sur le couplage entre le système population, le système agro-alimentaire, le système industriel, les ressources non renouvelables et la pollution environnementale n'est pas soutenable¹⁴, c'est-à-dire que les grandes variables de fonctionnement de l'anthroposphère ne peuvent continuer à suivre toutes, parallèlement et pour toute l'humanité, une croissance continue, du fait du caractère fini de la planète sur laquelle vit l'humanité (Meadows *et al.*, 1972).

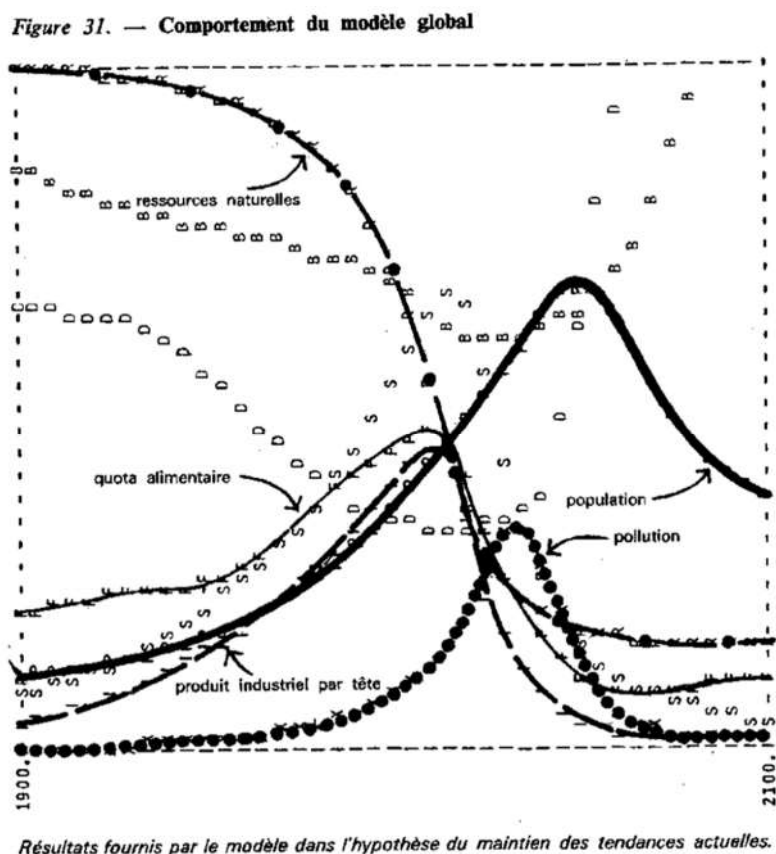


Figure 1.8 : Modèle global tendanciel du rapport Meadows.

Source : Meadows *et al.* (1972). Version française aux éditions Fayard (1972).

À la fin des années quatre-vingts, la notion de développement durable ou soutenable (*sustainable development*) est introduite par le rapport *Notre avenir à tous* sous l'égide de l'Organisation des Nations Unies (WCED, 1987) et précisé en 1992 au sommet de la Terre de Rio. La nécessité de

¹³ Le titre original est « The limits to growth ». Nous proposons ici une traduction différente de la traduction usuelle « Halte à la croissance ».

¹⁴ « *sustainable* » dans le texte.

modifier les caractéristiques du fonctionnement de l'anthroposphère est mise en avant, afin de « satisfaire les besoins fondamentaux de tous », « étendre à tous l'opportunité de réaliser leurs aspirations pour une vie meilleure » et « satisfaire les besoins [des générations] actuelles sans compromettre la capacité des générations futures de satisfaire leurs propres besoins »¹⁵.

Ce constat s'accompagne de nombreuses analyses des conséquences du mode de développement de l'humanité et donne lieu à une abondante littérature. Nous proposons ici de nous concentrer sur quelques points marquants qui nous paraissent pertinents dans le cadre de notre problématique :

- la dépendance de l'humanité à son environnement pour vivre induit la nécessité de prendre en compte les facteurs environnementaux pour assurer sa subsistance (Diamond, 2005) ;
- le caractère fini de la planète Terre induit nécessairement que les variables de contrôle de l'activité matérielle de l'humanité ne peuvent croître indéfiniment ;
- les modes de vie de certaines communautés humaines peuvent être préjudiciables à elles-mêmes (cf. section 1.1.2) mais également à d'autres communautés humaines (actuelles ou futures) ce qui introduit un enjeu différencié de responsabilité des différentes communautés humaines vis-à-vis des conséquences de leur mode de vie ;
- ce n'est pas tant la survie de l'humanité qui est en question que les conditions dans lesquelles peuvent vivre les différentes communautés humaines.

Le constat scientifique que nous présentions à la section 1.1.2 de risque de changement des conditions du fonctionnement planétaire peut donc être appréhendé de façon très différente par les différentes communautés humaines selon entre autres :

- leur connaissance des enjeux que nous avons mentionnés jusqu'ici ;
- leur appréhension du risque de changement des conditions du fonctionnement planétaire ;
- leur souci ou non pour le maintien d'un fonctionnement planétaire dans des conditions similaires à celles qui ont permis jusqu'alors le développement de l'humanité ;
- leur appréhension de leur responsabilité vis-à-vis des autres communautés humaines.

¹⁵ « meeting the basic needs of all », « extending to all the opportunity to fulfil their aspirations for a better life » et « meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs » (traduction personnelle de WCED, 1987).

Nous ne débattons pas ici des différents positionnements qu'il est possible d'avoir vis-à-vis de cette problématique mais chercherons plutôt à préciser le cadre dans lequel nous choisissons de nous placer dans la suite de cette thèse. Nous nous intéresserons ainsi à des modalités de fonctionnement de l'anthroposphère pour lesquelles :

- les variables de contrôle présentées par Rockström *et al.* (2009) se situent en-dessous des limites planétaires ;
- les modes de vie de chacun sont potentiellement extensibles à toute l'humanité sur plusieurs générations, sans préjudice du point précédent.

Nous proposons de nommer « soutenables » les modes de vie qui respectent ces deux conditions. Par application de ces critères, nous considérerons donc que le mode de vie actuel dominant des pays dits développés n'est pas soutenable et doit donc être modifié pour le devenir.

En conclusion, nous avons ainsi montré en quoi la vie sur Terre, et la vie humaine en particulier, est intimement liée aux modalités de fonctionnement de la mince couche planétaire dans laquelle elle se déroule. La soutenabilité des modes de vie humains est donc fondamentalement liée aux relations que les êtres humains peuvent entretenir avec la biosphère, l'hydrosphère, la lithosphère et l'atmosphère. Comme l'écrit Hache (2011) : « Gaïa nous fait réexpérimenter la contingence de notre existence, mais au lieu de nous inviter à en tirer motif à autocélébration – en nous considérant comme une « chance » accordée à une nature inanimée –, elle nous incite à célébrer ce hasard qui nous a fait exister et à l'honorer en prenant soin de cette vie et de toutes celles qui nous ont permis – et nous permettent encore – d'exister ».

1.2. Le métabolisme des êtres humains

Dans ce chapitre, nous étudions le fonctionnement biogéochimique des êtres humains afin d'examiner plus en détails ses interactions avec les grands cycles biogéochimiques planétaires et les possibilités de sa soutenabilité. Ce chapitre est subdivisé en trois sections. Dans la première section, nous présenterons de façon générale les flux de matière et d'énergie mis en œuvre par les êtres humains pour assurer leur métabolisme (section 1.2.1). Nous nous appuyerons sur une recherche bibliographique et présenterons aussi quelques résultats issus de la synthèse des données compilées. Dans la deuxième et la troisième section, nous présenterons plus en détail les modalités de l'alimentation et de l'excrétion humaine, principalement sur la base de recherches bibliographiques (sections 1.2.2 et 1.2.3).

1.2.1. Flux fondamentaux d'énergie et de matière

1.2.1.1. Éléments principaux soutenant le métabolisme humain

Caractéristiques générales du métabolisme

Les êtres vivants sont caractérisés par le fait de puiser dans leur environnement de l'énergie et de la matière, de la transformer et de la rejeter après transformation. Cette interaction permet de soutenir l'ensemble des réactions chimiques, nommé métabolisme, qui se déroule en leur sein. Elle leur permet de se maintenir en vie, de se développer, de se reproduire, etc. On peut distinguer trois fonctions essentielles de soutien du métabolisme :

- l'approvisionnement en éléments structurels qui vont permettre la constitution de l'organisme, dite biosynthèse ;
- l'approvisionnement en ressources énergétiques, qui vont permettre de soutenir thermodynamiquement cette biosynthèse et le maintien des structures ;
- l'excrétion des résidus issus des deux fonctions précédentes.

S'il est souvent réduit à ces deux premières fonctions, nous choisissons volontairement de considérer également l'excrétion comme élément fondamental du métabolisme car la vie est caractérisée par un échange de matières et d'énergie avec son environnement et non par un simple prélèvement à sens unique. En tant qu'êtres vivants, les êtres humains sont donc soumis à la nécessité d'assurer ces trois fonctions. Elles conditionnent ainsi fondamentalement l'interaction des êtres humains avec leur environnement. La comparaison du fonctionnement du métabolisme humain avec les autres métabolismes connus sur Terre permet de mieux cerner les besoins physiologiques qui en découlent.

Chimioorganohétérotrophie des êtres humains

Les voies chimiques du métabolisme des différents organismes vivants sont très variées. On se fonde usuellement sur trois critères pour distinguer l'approvisionnement en matière et en énergie qui définissent autant de types trophiques :

- la source d'énergie utilisée. On distingue ainsi les phototrophes, qui peuvent convertir l'énergie du soleil en énergie chimique, et les chimiotrophes, qui tirent leur énergie d'un substrat moléculaire chimique. Les phototrophes les plus connus sont les plantes terrestres qui peuvent presque toutes¹⁶ absorber l'énergie solaire par la photosynthèse au moyen de la chlorophylle. Les êtres humains n'ont pas cette capacité et dépendent donc d'un substrat chimique pour leur approvisionnement énergétique ;
- le type de substrat utilisé pour cette fourniture d'énergie. Il s'agit chez les chimiotrophes d'une oxydation du substrat. On distingue les lithotrophes, qui utilisent un substrat minéral, et les organotrophes, qui utilisent un substrat organique. Les lithotrophes sont par exemple les bactéries nitrifiantes qui peuvent obtenir leur énergie en oxydant un élément minéral comme l'ammonium (NH_4^+). Les êtres humains n'ont pas non plus cette capacité et dépendent d'un substrat organique pour leur approvisionnement énergétique ;
- enfin la nature des sources de matière servant à la biosynthèse. On distingue les autotrophes, qui réalisent leur biosynthèse à partir d'éléments minéraux, et les hétérotrophes, qui utilisent un substrat organique. Pour reprendre les exemples ci-dessus, la majorité des plantes terrestres et les bactéries nitrifiantes sont des organismes autotrophes : elles utilisent du carbone minéral (typiquement le gaz carbonique CO_2) et de l'azote minéral (typiquement l'ammonium NH_4^+) pour leur biosynthèse. Là encore, les êtres humains dépendent de l'absorption de matière organique, pour constituer leur propre matière.

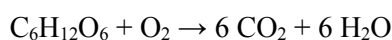
Les êtres humains sont doublement dépendants d'une matière organique exogène : à la fois pour leur biosynthèse et pour la fourniture d'énergie qui permet cette biosynthèse. Ils partagent cette caractéristique avec tous les autres organismes chimioorganohétérotrophes qui comprennent les animaux, les champignons, ainsi qu'un grand nombre d'autres eucaryotes, de bactéries et d'archées.

¹⁶ On notera l'existence de plantes telles que les orobanchacées qui ont perdu leurs chloroplastes et sont désormais strictement chimiotrophes.

La voie par laquelle les êtres humains réalisent ce prélèvement de matière organique dans son environnement est quasiment exclusive : il s'agit de l'ingestion, par la bouche, de matière organique sous la forme d'aliments. L'alimentation constitue une voie d'entrée unique dans l'organisme pour deux ressources distinctes : les matériaux de biosynthèse et les ressources énergétiques soutenant la biosynthèse. *A contrario*, les voies d'excrétion des êtres humains sont plus nombreuses (cf. section 1.2.3) et introduisent une certaine dissymétrie du métabolisme humain entre la voie d'approvisionnement de ce métabolisme et ses voies d'excrétion.

Énergie

Pour retirer de l'énergie à partir de la matière organique de notre alimentation, le métabolisme humain utilise principalement la voie oxydative qui permet de libérer de l'énergie par la différence de potentiel d'oxydo-réduction entre la matière ingérée réduite et les éléments excrétés oxydés. Pour réaliser cette oxydation, les êtres humains utilisent le dioxygène (O₂) de l'atmosphère¹⁷. L'inspiration de dioxygène combinée à l'ingestion d'aliments permet donc de réaliser l'approvisionnement énergétique des êtres humains pour leur biosynthèse. Le résidu de cette transformation est principalement constitué de gaz carbonique (CO₂) et d'eau (H₂O) et peut se résumer par la réaction suivante pour l'oxydation du glucose (C₆H₁₂O₆) :



Nous choisissons dans cette équation le glucose comme molécule type organique oxydée par le métabolisme humain. Les êtres humains ne s'alimentent bien sûr pas que de glucose mais la fourniture d'énergie humaine provient de l'oxydation du carbone réduit de la matière organique ingérée et le glucose fournit une bonne représentation générale du mécanisme en jeu, transposable également aux autres molécules organiques oxydées¹⁸. On constate ainsi que l'excrétion humaine correspondant à l'approvisionnement énergétique réside principalement dans l'« excrétion » de gaz carbonique, qui intervient par expiration, et le rejet de molécules d'eau, qui participe au bilan hydrique du corps humain.

¹⁷ On notera que les cellules musculaires du corps humain sont également capables de réaliser la fermentation lactique qui permet, temporairement, de fournir de l'énergie aux muscles sans utiliser d'oxygène. Ce métabolisme reste chimioorganotrophe. En outre, ce mécanisme anaérobie n'est que temporaire durant les efforts intenses et le catabolite de cette fermentation, l'acide lactique, est lui-même finalement oxydé de façon aérobie après l'effort.

¹⁸ On pourrait sinon choisir d'utiliser la formule générique de la biomasse C₅H₇O₂N (Rittmann, 2013) où le carbone est au même degré d'oxydation que dans le glucose.

Dans le cas du glucose, l'énergie totale (E) potentiellement libérée par cette oxydation est :

$$E = 16 \text{ kJ/g}$$

ou encore :

$$E = 40 \text{ kJ/gC}$$

Cette énergie est ensuite utilisée :

- sous forme chimique pour produire le travail métabolique de biosynthèse ;
- sous forme mécanique pour produire du travail musculaire.

Les différentes étapes de transformation de cette énergie libèrent principalement de la chaleur, pour environ 75 % de l'énergie initialement contenue dans les aliments (Sherwood *et al.*, 2013). Or les êtres humains ont la particularité d'être homéothermes : ils régulent leur température interne pour la maintenir constante aux alentours de 37 °C. Les voies de cette régulation avec le milieu extérieur se font :

- par transfert conductif ou convectif de chaleur à l'interface avec l'environnement via la peau ;
- par perspiration ou transpiration en faisant perdre au corps la chaleur latente d'évaporation de l'eau ainsi perspirée ou transpirée ;
- par rayonnement, principalement dans l'infra-rouge pour le corps humain suivant la loi de Planck.

En cas d'environnement extérieur refroidissant (vent, températures basses, etc.), la chaleur issue des mécanismes énergétiques du métabolisme a un impact favorable sur la thermorégulation puisqu'elle permet d'augmenter la température interne. *A contrario*, en cas d'environnement extérieur réchauffant, la chaleur issue du métabolisme a un impact défavorable sur la thermorégulation et nécessite un forçage négatif de cette thermorégulation, par exemple par la transpiration, qui modifie en conséquence le bilan hydrique du corps¹⁹. La zone de neutralité de la thermorégulation pour un être

¹⁹ Il convient de noter que le corps humain n'a pas, à notre connaissance, la capacité d'utiliser des sources d'énergie sous forme de chaleur ou de rayonnement, typiquement le soleil, pour soutenir énergétiquement son métabolisme de biosynthèse. Les pratiques de jeûne de très long terme (nommées inédie ou pranisme) ne paraissent donc pas physiologiquement possibles, ni sur le plan énergétique, ni sur le plan du nécessaire renouvellement des éléments structurels de la biosynthèse. La lumière possède toutefois plusieurs fonctions importantes (synthèse de vitamine D, rythmes circadiens, etc.).

humain nu se situe entre 26 °C et 33 °C (Kingma *et al.*, 2014). La vie humaine en climat tempéré nécessite donc des mesures spécifiques de protection contre le froid : à Paris, la température minimale moyenne mensuelle est de 2 °C en janvier et février et la température maximale moyenne mensuelle n'est « que » de 24 °C en juillet²⁰. Cet élément explique en partie le fait que nous ayons besoin de nous abriter et de nous vêtir (cf. développements ultérieurs section 1.3.1.2).

Biosynthèse

Pour permettre la biosynthèse, nous avons vu que les êtres humains doivent s'approvisionner en matière organique exogène par l'alimentation. Alors que le mécanisme de fourniture d'énergie peut assez simplement se résumer par l'oxydation du carbone, la biosynthèse dans le corps humain recouvre une diversité beaucoup plus grande de mécanismes en jeu et d'éléments chimiques impliqués.

L'analyse de la composition du corps humain permet d'appréhender les résultats de cette biosynthèse. La thèse de Wang, en 1997, semble être le premier travail ayant proposé d'analyser la composition du corps humain suivant cinq échelles différentes : l'échelle atomique, l'échelle moléculaire, l'échelle cellulaire, l'échelle des organes et enfin l'échelle de l'organisme au complet, tel qu'illustré par la Figure 1.9 (Wang, 1997).

²⁰ Station météo de Paris-Montsouris, moyennes 1951-1980, source www.meteo-paris.com/ile-de-france/climat.html, consulté le 20 janvier 2017.

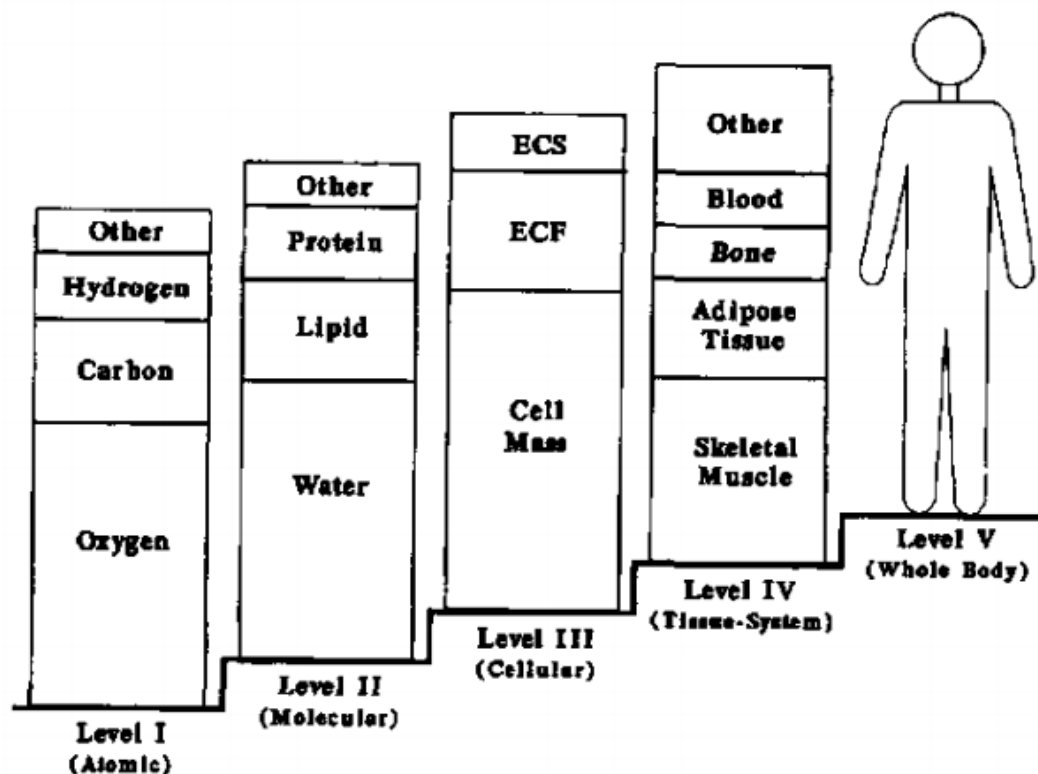


Figure 1.9 : Les cinq échelles d'analyse du corps humain.

ECF = Extra-Cellular Fluid / ECS = Extra-Cellular Solids. Source : Wang (1997).

À l'échelle moléculaire, on constate que le corps humain est avant tout constitué de molécules d'eau, pour environ 60 % en masse. Viennent ensuite deux types de molécules organiques, les lipides – env. 19 % en masse – et les protides – env. 15 % en masse (*ibid.*).

Les lipides sont principalement caractérisés par la présence d'une longue chaîne carbonée qui leur confère leur caractère hydrophobe. Leur composition chimique est très variable mais ils sont majoritairement constitués de carbone.

Les protides peuvent eux-mêmes être décomposés plus finement en chaînes d'acides aminés. Ces acides aminés sont en nombre réduit, vingt-et-un pour le corps humain, et ont comme caractéristique commune d'être constitués d'un groupe amine $-NH_2$, d'un groupe carboxyle $-COOH$ et d'une chaîne latérale plus ou moins longue et complexe. Cette chaîne va de trois atomes, un simple groupe $-CH_2$, pour l'acide aminé le plus simple, la glycine, à vingt-et-un atomes pour l'acide aminé le plus long, le tryptophane.

Environ 94 % de la masse du corps humain est ainsi constituée de ces trois éléments moléculaires. On notera que les glucides ne sont pas un constituant aussi important du corps humain que les protides et

les lipides. Ils représentent moins de 1 % du poids total du corps humain, sous forme de glycogène (*ibid.*).

Au niveau atomique, la composition des trois constituants majeurs du corps humain peut ainsi être assez facilement résumée :

- H_2O pour l'eau ;
- CNO_2H_3-R pour les acides aminés ;
- $C_xH_y...$ pour les lipides.

Cela implique finalement que le corps humain est composé essentiellement d'atomes d'hydrogène et d'oxygène. Son troisième constituant principal est le carbone qui représente environ 23 % du corps humain en masse. Puis vient l'azote qui représente environ 3 % en masse (*ibid.*). Les autres constituants, minoritaires, seront intégrés ultérieurement (cf. sous-section 1.2.1.2).

Ainsi, en ratio molaire, plus de 99 % des atomes du corps humain sont des atomes H, O, C et N dont H et O sont principalement sous forme d'eau, C sous forme de lipides et d'acides aminés et N sous forme d'acides aminés (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 : Composition atomique du corps humain.

Calculé d'après Wang (1997).

Atome	Ratio molaire dans le corps humain	Forme principale
Hydrogène	62 %	Eau
Oxygène	24 %	Eau
Carbone	12 %	Lipides et protides
Azote	1 %	Protides
TOTAL	99 %	

Excrétion

Enfin, les êtres humains doivent également assurer l'excrétion des produits issus des transformations métaboliques des éléments prélevés dans leur environnement, que l'on nomme métabolites. Une fois l'âge adulte atteint, on notera tout d'abord que le poids d'un individu ne change pas notablement dans

le temps. Par bilan de masse, et en première approximation pour les éléments principaux mentionnés ci-dessus, on peut en déduire que tous les prélèvements réalisés dans l'environnement se retrouvent intégralement excrétés.

Pour la fourniture d'énergie, nous avons déjà vu qu'au prélèvement de glucides par l'alimentation et d'oxygène par l'inspiration correspondait une excrétion de gaz carbonique par l'expiration. Pour l'eau, le bilan hydrique du corps humain montre que la voie principale d'excrétion est constituée par l'urine, pour environ deux tiers des excrétions d'eau (Heymsfield, 2005). Or la fonction principale de l'excrétion urinaire d'eau est de permettre l'excrétion d'éléments qui peuvent être dissous cette eau. Une fonction métabolique essentielle du prélèvement d'eau dans le milieu extérieur est donc l'excrétion de métabolites.

Ce point semble d'autant plus fondamental qu'il peut paraître contre-intuitif et nécessite une analyse plus poussée. Prenons le cas d'un individu ayant ingéré de grandes quantités d'eau ou de boissons aqueuses. Ceci entraînera une augmentation du volume liquide du corps, rapidement régulé par un remplissage de la vessie et le besoin impérieux d'une miction urinaire pour excréter cette eau en excès par rapport aux besoins physiologiques. Cette expérience commune montre un lien de cause à effet entre la boisson et la miction urinaire que l'on pourrait traduire par la formule « je bois donc j'urine ». Mais, en l'absence de boisson d'eau en excès, le lien de causalité entre boisson et excrétion peut être établi de façon inverse : la miction urinaire ayant principalement comme fonction de permettre d'excréter des métabolites, la formule « j'urine donc je bois » semble plus appropriée et montre une primauté, assez contre-intuitive semble-t-il, de l'excrétion sur l'ingestion²¹.

Maxime 1 : « J'urine donc je bois »

Le métabolite principal de l'excrétion urinaire est l'urée, de formule chimique $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, qui constitue plus d'un tiers en masse des matières solides excrétées dans l'urine (cf. sous-section 1.2.3.1). L'urée est la forme principale sous laquelle le corps humain excrète l'azote.

En administrant un régime sans acides aminés, et donc presque sans azote, à des adultes, on constate en effet que le métabolisme du corps humain induit des excrétions obligatoires d'azote de 3,3 g/pers/j²², largement dominées par l'excrétion urinaire (68 %) (Caballero, 2013). Ces excrétions

²¹ En toute rigueur, il faudrait compléter cette maxime par les autres excrétions qui nécessitent que la boisson remplace les pertes d'eau consécutives (principalement expiration, perspiration et transpiration – cf. plus loin p. 70 et suivantes). La large primauté de l'urine par rapport aux autres excrétions d'eau justifie la formulation de notre maxime.

²² 47,3 mg/kg/j (Caballero, 2013), ramené à 3,3 g/pers/j pour un individu de 70 kg.

obligatoires sont dues à des voies métaboliques de l'azote non réversibles du corps humain. La quantité d'acides aminés dérivant de la dégradation des protéines déjà présentes dans le corps permet de couvrir la majeure partie du besoin en acides aminés nécessaires à la synthèse de nouvelles protéines (OMS, 2007)²³. Mais quelques réactions sont irréversibles, soit par l'oxydation des acides aminés, soit par la modification irréversible d'acides aminés durant ou suite à la synthèse de protéines, telle que la méthylation, soit par la synthèse de métabolites azotés non protéiques (acides nucléiques, créatine, sérotonine, dopamine, etc.) (*ibid.*)²⁴.

In fine, le produit de dégradation de la majorité des molécules azotées dans le corps humain est l'ammoniac. Or les êtres humains n'ont pas la capacité métabolique de synthétiser des acides aminés à partir d'azote minéral. L'ammoniac étant toxique pour l'organisme, celui-ci ne peut être présent en trop grandes quantités dans l'organisme. C'est ainsi que le foie synthétise de l'urée à partir de l'ammoniac : cette réaction est énergivore mais permet à l'organisme de stocker l'ammoniac sous une forme non toxique et facilement diluable dans le sang. Le rein filtre ensuite l'urée sanguine et la concentre dans l'urine, stockée dans la vessie avant son excrétion. L'excrétion sous forme d'urée se nomme uréotélie. Elle se retrouve chez certains organismes qui, comme les êtres humains, ne vivent pas en milieu aquatique et n'ont pas non plus de fortes contraintes d'eau ou de poids²⁵.

Bilan des principales interactions des êtres humains avec leur environnement

Cette analyse succincte de la composition du corps humain et des mécanismes de la biosynthèse permet de mettre en relation les principaux prélèvements et excrétions de matière et d'énergie du corps humain et les fonctions métaboliques associées (Tableau 1.2).

²³ Dans le régime alimentaire occidental aujourd'hui, relativement riche en protéines comme nous le verrons ultérieurement, la quantité de protéines ingérées chaque jour correspond à environ un tiers du renouvellement protéique quotidien réalisé par le corps humain (AFSSA, 2007). Ce renouvellement correspond lui-même à environ 2,5 % de la masse totale de protéines du corps humain (*ibid.*).

²⁴ On notera qu'il est difficile de trouver une explication claire sur l'origine du besoin alimentaire en azote dans le métabolisme humain. On pourrait théoriquement imaginer un meilleur recyclage de l'azote protéique par le corps humain et un besoin physiologique nettement plus faible. La plupart des ouvrages généraux de physiologie ou de biochimie donnent une explication insatisfaisante du besoin alimentaire en azote en disant simplement qu'il sert à remplacer les pertes excrétoires sans expliquer davantage l'origine de ces pertes excrétoires. Nous nous cantonnerons ici à l'explication donnée par l'OMS de l'existence de réactions irréversibles.

²⁵ Les autres formes d'excrétion azotée principales sont l'ammoniotélie – par exemple chez les téléostéens (poissons) qui excrètent l'azote sous forme d'ammonium par les branchies – et l'uricotélie – par exemple chez les oiseaux qui excrètent de l'acide urique (Sherwood *et al.*, 2013).

Tableau 1.2 : Principaux flux de matière et d'énergie de l'interaction des êtres humains avec leur environnement.

Élément prélevé	Modalité principale de prélèvement	Composés chimiques majeurs	Modalité principale d'excrétion	Fonction métabolique principale
Oxygène	Inspiration	O ₂	Expiration	Énergie
Glucide et lipide	Alimentation	C	Expiration	Énergie
Protide	Alimentation	C	Expiration	Énergie
		N	Urine	Biosynthèse
Eau	Alimentation	H ₂ O	Urine	Excrétion d'azote

Nous avons cherché à quantifier ces flux pour un habitant d'une ville occidentale. Nous nous sommes placés dans les conditions d'un habitant théorique moyen de l'Ile-de-France, au début du XXI^e siècle, représentatif de la tranche d'âge 3-79 ans (les données ont été arrondies à deux chiffres significatifs).

Nous avons pour cela utilisé la deuxième étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires (dite INCA 2) réalisée par l'AFSSA en 2006-2007 (AFSSA, 2009). Parmi les différentes études alimentaires que nous avons consultées, cette étude nous paraît être la mieux renseignée pour estimer les consommations alimentaires des Français. Sur cette base, nous avons converti les masses de lipides, protides, glucides et fibres consommées en masses de carbone consommé²⁶. Pour ce faire, nous avons utilisé les ratios suivants :

- 0,44 gramme de carbone par gramme de glucide, calculé comme le ratio de carbone dans une chaîne monomère de glucide dans l'amidon. Dans d'autres travaux, nous trouvons un ratio utilisé de 0,42, calculé comme une moyenne de taux de carbone de différents glucides (Muñoz *et al.*, 2007), ce qui montre que cette valeur pourrait encore être affinée. Nous nous contenterons ici de cette précision qui indique une marge d'erreur de l'ordre de 5 % ;

²⁶ Ce travail de conversion en carbone a été réalisé par Léo Petit lors de son stage de licence supervisé par Gilles Billen.

- 0,53 gramme de carbone par gramme de protide. C'est le ratio que l'on trouve pour les protéines du blé (Lasztity & Hidvégi, 1985), qui se situe entre la valeur des légumineuses et des viandes (0,525) et les protéines de lait (0,535), indiquant une marge d'erreur *a priori* inférieure à 5 % ;
- 0,70 gramme de carbone par gramme de lipide, calculé à partir d'un triglycéride standard ;
- 0,44 gramme de carbone par gramme de fibre (taux de carbone considéré équivalent à celui des glucides).

Nous avons calculé le taux de siccité des aliments consommés par différence entre la masse totale et la somme des masses des quatre constituants principaux listés ci-dessus et avons ainsi déterminé les quantités d'eau et de matière sèche ingérées. Cette méthode de calcul surestime légèrement la teneur en eau des aliments car elle ne tient pas compte de leur teneur en autres éléments qui sont principalement les minéraux, l'alcool et les acides. Nous avons testé l'erreur ainsi réalisée sur quelques aliments (table Ciqual de l'ANSES ; <https://ciqual.anses.fr>) et celle-ci nous paraît pouvoir être considérée inférieure à 2 %.

Pour quantifier l'azote, nous avons utilisé le ratio de 6,25 grammes de protéine par gramme d'azote. Les travaux précédemment mentionnés (OMS, 2007 ; AFSSA, 2007) indiquent que ce facteur, couramment utilisé depuis le XIX^e siècle, peut être affiné pour tenir compte de la variabilité de la richesse en azote des différentes protéines ainsi que de la teneur en azote non protéique dans les aliments. Ces corrections ne nous ont pas paru être nécessaires à intégrer dans une première approche, en particulier du fait des incertitudes existant sur les autres données utilisées (en particulier les données relatives à l'ingestion d'aliments). On notera que ce coefficient est plutôt légèrement supérieur pour les protéines d'origine animales [6,25 ; 6,38] et plutôt légèrement inférieur pour les protéines d'origine végétale [5,7 ; 6,25]. Nous avons par ailleurs vérifié la cohérence des données utilisées avec les valeurs indiquées dans la table Ciqual.

Enfin, du fait que l'étude INCA 2 différencie les adultes de 18-79 ans et les enfants de 3-17 ans, nous avons utilisé les données INSEE 2014 de la population d'Île-de-France pour évaluer la proportion de ces deux tranches d'âge dans la population totale (respectivement 76,5 % et 19,3 %) et évaluer ainsi les consommations d'un habitant moyen théorique d'Île-de-France de la tranche d'âge 3-79 ans, les tranches d'âge inférieures à 3 ans et supérieures à 80 ans, représentant moins de 5 % de la population, étant ainsi exclues du calcul.

Les données de l'étude INCA 2 sont également régionalisées mais les différences entre régions sont minimales. Nous sommes donc partis des données France entière. Les coefficients de variation des apports quotidiens de l'INCA 2 se situent aux alentours de 30 % pour les principaux nutriments.

Pour les excréments, nous avons utilisé les données suivantes :

- pour les excréments urinaires, en volume et en quantité d’azote, nous avons utilisé les données compilées par Friedler *et al.* (2013). Les différentes données de la littérature présentent d’assez larges valeurs de variations mais ces valeurs nous paraissent le mieux correspondre à l’état actuel de la physiologie des Français et sont en particulier cohérentes avec les valeurs de l’étude INCA 2 ;
- pour les excréments d’eau, nous avons trouvé des valeurs allant de 350 g/j (Muñoz *et al.*, 2007) à 816 g/j (Heymsfield, 2005) et avons donc choisi une valeur intermédiaire de 600 g/j ;
- pour l’expiration de CO₂, nous avons considéré, suivant Muñoz *et al.* (2007), que 89 % du carbone ingéré hors fibres suivait une combustion en CO₂ (ici calculé comme la somme du carbone issu des glucides, lipides et protéines). Les valeurs ainsi trouvées sont cohérentes quoique légèrement inférieures avec les autres valeurs trouvées dans la littérature : 191 gC-CO₂/j (Baccini & Brunner, 2012), 195 gC-CO₂/j (Muñoz *et al.*, 2007), 225 gC-CO₂/j (Barles, 2013), 281 gC-CO₂/j (Villarreal Walker *et al.*, 2014)²⁷.

Les résultats sont synthétisés à la Figure 1.10²⁸.

²⁷ Cette dernière étude, dont les résultats s’éloignent le plus de nos valeurs, ne semble pas avoir cherché une quantification trop précise de cette valeur.

²⁸ On trouvera également un bilan plus détaillé des flux d’azote (et aussi de phosphore) ultérieurement au Tableau 3.4.

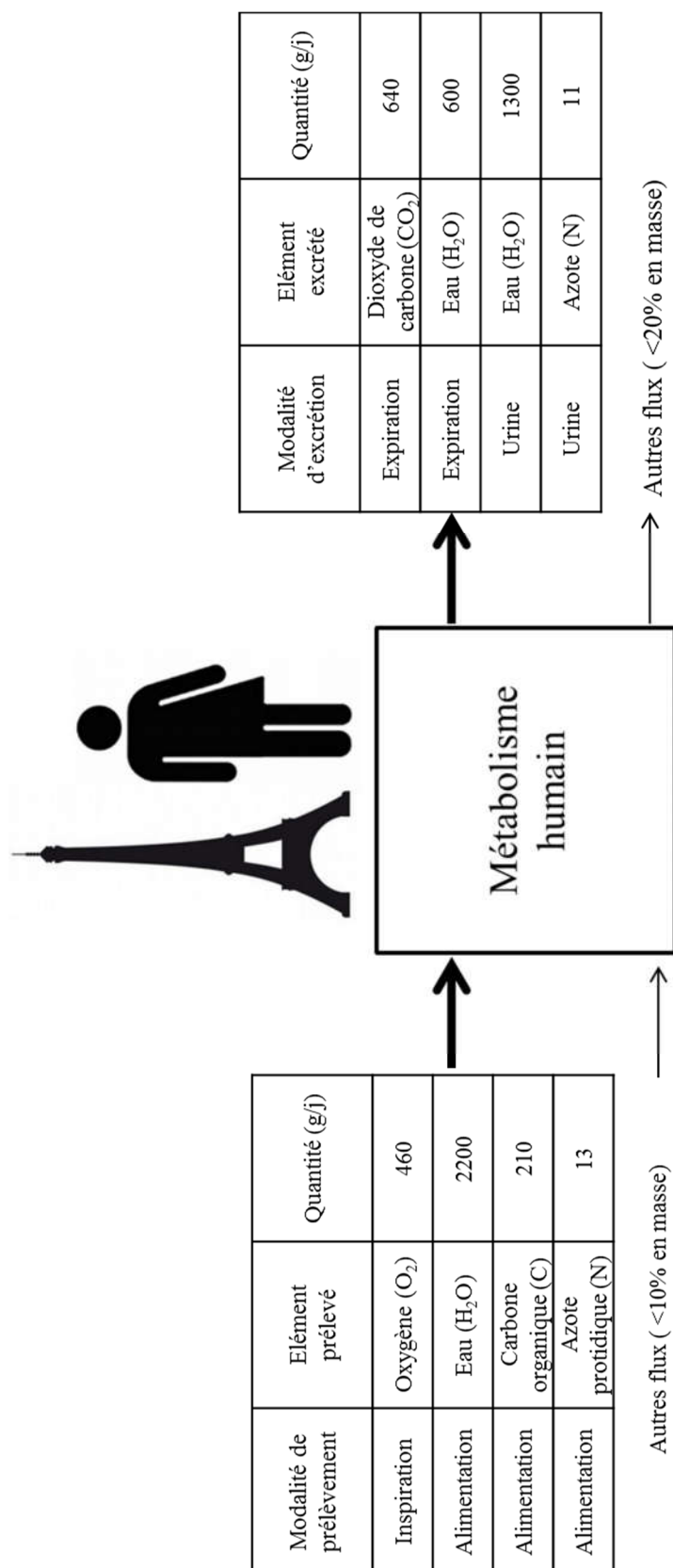


Figure 1.10 : Principaux flux de l'interaction entre les êtres humains et leur environnement
 Habitant théorique moyen de l'Ile-de-France au début du XXI^e siècle.

Cette description des flux de matière liés à l'interaction des êtres humains avec leur environnement reste peu détaillée mais elle permet de mettre en exergue que plus de 90 % des flux de prélèvement et plus de 80 % des flux d'excrétion peuvent être résumés par l'analyse de l'oxygène, de l'eau, du carbone et de l'azote et simplement deux modalités de prélèvement et d'excrétion : inspiration et alimentation d'un côté, expiration et miction urinaire de l'autre. L'importance de l'inspiration, de l'expiration et de l'alimentation en matière organique est caractéristique du fonctionnement chimioorganohétérotrophe du corps humain tandis que l'importance des flux d'eau alimentaire et de la miction urinaire est caractéristique de son uréotélie²⁹.

Les flux alimentaires peuvent aussi être exprimés en termes d'énergie. Les 210 g/j de carbone ingérés correspondent à environ 8,8 MJ/j soit une puissance instantanée équivalente ingérée de 100 W. On peut également en déduire le contenu énergétique du carbone alimentaire, qui vaut donc 41 kJ/gC. L'approximation par le contenu énergétique du glucose est donc une très bonne approximation, à 4 % près.

On constate l'importance des flux de gaz dans le métabolisme humain puisqu'un être humain excrète plus d'un kilogramme de gaz par jour de dioxyde de carbone et d'eau³⁰. Les autres flux alimentaires non représentés sont constitués des atomes d'hydrogène et d'oxygène liés aux atomes de carbone des différents nutriments et des trois autres principaux types d'aliments : les minéraux, l'alcool et les acides (les fibres ont été intégrées dans le flux de carbone).

Deux éléments complémentaires peuvent être intégrés pour affiner le bilan hydrique :

- l'apport d'eau métabolique, c'est-à-dire l'apport d'eau issue de la combustion des aliments (cf. réaction d'oxydation du glucose p. 43). Il représente environ 300 g/j³¹.
- la perspiration d'eau, c'est-à-dire les pertes insensibles d'eau par la peau (hors transpiration). Elle représente environ 350 g/j³².

²⁹ Plus spécifiquement, l'importance du flux d'eau urinaire est caractéristique des limites de capacité du rein humain à concentrer l'urée dans l'urine. Les souris sauteuses des déserts australiens (*Notomys spp.*), par exemple, sont également uréotèles mais leur rein peut concentrer six fois plus l'urée dans l'urine que le rein humain.

³⁰ C'est semble-t-il Santorio qui, au XVI^e siècle, constata le premier ce qu'il appela alors la perspiration insensible, dans son expérience étalée sur trente ans durant laquelle il se pesa lui-même ainsi que toutes les matières solides et liquides (mais non gazeuses) qu'il ingérait ou excrétaient (Baccini & Brunner, 2012).

³¹ 305 g/j par calcul basé sur les 210 g/j de carbone calculés (en excluant les fibres) et 350 g/j dans la littérature consultée (Sherwood *et al.*, 2013).

Enfin, l'équilibre complet du bilan de masse des flux de la Figure 1.10 s'obtient en incluant les autres excréments du corps humain. Celles-ci comprennent les matières fécales et diverses excréments principalement tégumentaires (peau, cheveux, sueur, etc.). Le détail de ces excréments sera présenté à la section 1.2.3.

1.2.1.2. Éléments secondaires

Une description simplement basée sur l'hydrogène, l'oxygène, le carbone et l'azote nous permet déjà d'appréhender de façon satisfaisante le métabolisme des êtres humains. Une description complète de ce métabolisme nécessite d'inclure l'ensemble des autres éléments chimiques mobilisés que nous avons présentés à la section 1.1.1.

En nous basant toujours sur la composition atomique du corps humain fournie par Wang (1997), deux éléments supplémentaires sont en quantité supérieure à 0,05 % en ratio molaire dans le corps humain : le calcium et le phosphore (respectivement 0,22 % et 0,17 % en ratio molaire). Cette abondance du calcium et du phosphore dans le corps humain traduit principalement le fait que les êtres humains sont dotés d'un squelette en os dont le constituant principal est l'hydroxyapatite ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$). Nous avons vu précédemment (sous-section 1.2.1.1) que la chimioorganohétérotrophie et l'uréotélie des êtres humains conditionnaient fortement leur métabolisme. La présence d'un squelette osseux est une caractéristique supplémentaire des êtres humains qui confère au calcium et au phosphore un rôle particulier par rapport aux autres êtres vivants. Les vertébrés ne partagent pas tous cette caractéristique car nombre d'entre eux ont un squelette cartilagineux (tels les chondrichthyens qui comprennent les requins et les raies) et le taxon regroupant les animaux dotés d'un squelette osseux correspond plutôt à celui des eutélostomiens³³. Nous proposons donc de regrouper dans une maxime ces trois caractères

³² Valeurs à nouveau assez variables selon les auteurs : en prenant 100 g/j pour la transpiration (Sherwood *et al.*, 2013), elle représente de 236 g/j (Heymsfield, 2005) à 450 g/j (Muñoz *et al.*, 2007). On notera que Muñoz *et al.* font dominer la perspiration d'eau sur l'expiration d'eau au contraire de Heymsfield. Nous avons suivi ici Heymsfield.

³³ Exceptionnellement, nous n'utilisons pas ici la terminologie de Lecointre *et al.* (2016) qui nomment ce taxon ostéichthyens car l'étymologie de ce terme laisse à penser que ce taxon ne contiendrait que des poissons. Nous avons donc choisi le terme proposé par le Centre américain pour les informations biotechnologiques (NCBI) du fait de l'absence apparente d'un consensus pour nommer ce taxon au sein de la communauté scientifique. On notera également que le taxon des eutélostomiens contient quelques animaux dont le squelette est principalement cartilagineux qu'il conviendrait donc d'exclure du groupe d'animaux avec lesquels les êtres humains partagent l'importance biogéochimique du calcium et du phosphore dans la constitution du corps. D'autres organismes ont également des besoins spécifiques en phosphore (coquilles).

fondamentaux des êtres humains qui conditionnent la plupart des flux biogéochimiques mis en œuvre dans le métabolisme humain (Maxime 2).

Maxime 2 : « Les êtres humains sont des chimioorganohétérotrophes uréotèles eutélostomiens »

Le calcium et le phosphore se différencient de l'hydrogène, de l'oxygène, du carbone et de l'azote en ce que le corps humain constitue un stock de calcium et de phosphore important par rapport aux flux d'alimentation et d'excrétion. En suivant la même méthodologie que dans la sous-section précédente (sous-section 1.2.1.1), les données de Wang de composition du corps humain et de l'AFSSA du régime alimentaire nous permettent en effet de comparer l'importance respective des flux et des stocks dans le métabolisme du corps humain. En prenant une espérance de vie de 82,8 ans (données INSEE pour l'Île-de-France), on peut calculer une quantité théorique intégrée sur la vie des flux alimentaires et la rapporter au stock constitué dans le corps humain. Les résultats de ce calcul sont compilés dans le tableau suivant (Tableau 1.3).

Tableau 1.3 : Comparaison des flux et des stocks des principaux éléments du métabolisme humain.

Élément	Flux alimentaire annuel (kg/pers/an)	Stock du corps humain (kg/pers)	Taux de stockage dans le corps, intégré sur toute la vie, par rapport aux flux alimentaires
H	> 200	7	< 0,1 %
O	> 800 ^a	43	< 0,1 %
C	77	16	0,3 %
N	4,8	1,8	0,5 %
P	0,43	0,58	1,6 %
Ca	0,33	1,0	3,7 %

^a Pour l'oxygène, le flux alimentaire inclut l'inspiration.

On peut donc considérer comme négligeable le stockage dans le corps humain de l'hydrogène, de l'oxygène, du carbone et de l'azote par rapport aux flux alimentaires mais ce stockage est plus

important, quoique toujours relativement marginal, pour le phosphore et le calcium, en particulier chez les enfants³⁴. À la mort, le corps humain contient un stock relativement important de calcium et de phosphore minéralisé dans le squelette³⁵. Les flux restent toutefois nettement dominants par rapport à ce stock et ces deux éléments n'interviennent pas que pour la constitution et le renouvellement des tissus osseux mais également dans d'autres processus physiologiques. En particulier le phosphore est un composé de structure essentiel des constituants cellulaires (ADN, ATP, parois membranaires, etc.). Le phosphore est également plus critique que le calcium en termes de disponibilités dans l'environnement (cf. section 1.1.1). On notera également que l'absorption du phosphore dans le processus de digestion des monogastriques, comme le sont les êtres humains, est nettement moins efficace que celui de l'absorption de l'azote, en particulier du fait que le phosphore des végétaux est en partie présent sous forme de phytates non directement assimilables (Sherwood *et al.*, 2013). En conséquence, les matières fécales représentent une voie non négligeable d'excrétion de phosphore par le corps humain – 39 % d'après Friedler *et al.* (2013) – par rapport à l'excrétion urinaire³⁶. De même que pour les fibres dans le cas du carbone, le flux de phosphore des matières fécales correspond donc majoritairement à un flux traversant le corps humain sans assimilation plutôt qu'à une réelle excrétion d'un élément métabolisé.

Les cinq autres principaux macronutriments (potassium, soufre, magnésium, sodium et chlore) sont présents en quantités plus faibles dans le corps humain (< 0,05 % en ratio molaire) et dans les flux alimentaires, et *a fortiori* les micronutriments. Ils restent physiologiquement importants même si leur importance massique est moindre et que les processus physiologiques dans lesquels ils sont impliqués sont plus spécifiques.

1.2.1.3. Dépendance des êtres humains vis-à-vis des autres êtres vivants

Les flux de matières et d'énergie du corps humain présentés ci-avant traduisent la forte dépendance des êtres humains vis-à-vis d'autres êtres vivants. Deux dépendances apparaissent principalement.

L'hétérotrophie des êtres humains détermine leur absolue dépendance vis-à-vis d'organismes autotrophes. En pratique, les producteurs primaires (c'est-à-dire autotrophes) de la chaîne alimentaire

³⁴ Il semble que les taux de stockage des autres éléments sont également négligeables.

³⁵ Après les guerres napoléoniennes, Barles (2005) rapporte ainsi que des entreprises se sont spécialisées dans la production d'engrais phosphorés à partir des os des cadavres des champs de bataille.

³⁶ Les flux urinaires de calcium et de phosphate correspondent à une régulation fine et couplée du taux plasmatique de ces deux ions dans le corps humain en fonction des apports alimentaires et de son ratio Ca/P. Leur taux d'absorption digestive est également régulé (Sherwood *et al.*, 2013).

des êtres humains sont presque exclusivement³⁷ des organismes chlorophylliens. Même si un être humain peut se nourrir lui-même d'un organisme hétérotrophe (animal d'élevage ou sauvage), cet organisme hétérotrophe dépendra toujours lui-même, directement s'il est herbivore ou indirectement s'il est carnivore, d'un organisme autotrophe.

L'autre dépendance principale des êtres humains vis-à-vis d'autres êtres vivants est liée aux microorganismes qui forment le microbiote intestinal. Alors que le corps humain est constitué d'environ 10^{13} cellules – description au niveau III de Wang (Wang, 1997) –, le microbiote intestinal est composé de dix fois plus de cellules soit 10^{14} cellules (Sahakian *et al.*, 2010 ; Enders & Enders, 2016)³⁸.

Ainsi, si le métabolisme chimioorganohétérotrophe précédemment décrit correspond à celui des cellules constitutives du corps humains, les êtres humains hébergent dans leur tractus gastro-intestinal, très majoritairement à la fin de celui-ci, dans le côlon, des organismes dont le métabolisme est différent. Plus de 99 % des microorganismes du microbiote intestinal sont des organismes anaérobies (Sahakian *et al.*, 2010) : ils participent au processus de digestion et obtiennent leur énergie à partir des molécules organiques que le système digestif humain n'a pas assimilées (fibres, amidon résistant, etc.) par deux métabolismes principaux :

- un métabolisme chimioorganotrophe. Le substrat de ces microorganismes reste toujours des molécules organiques ; toutefois la fourniture d'énergie n'est plus liée à une oxydation par le dioxygène de l'air mais par d'autres molécules. On notera principalement les processus fermentatifs dans lesquels c'est le substrat organique lui-même qui est réduit en produisant principalement des acides organiques (lactate, acétate, etc.) mais également du dihydrogène. Son rendement énergétique est moins bon que celui de la respiration aérobie mais il permet au microbiote intestinal de tirer encore de l'énergie des molécules organiques non assimilées par le système digestif ;
- un métabolisme chimiolithotrophe : ce métabolisme permet aux microorganismes du tractus gastro-intestinal de tirer leur énergie de l'oxydation de substrats minéraux. On notera en

³⁷ On pourrait imaginer des producteurs primaires qui soient chimiolithotrophes et non phototrophes mais ce cas serait *a priori* tout à fait anecdotique.

³⁸ La dépendance des êtres humains aux microorganismes est d'ailleurs également fondamentale pour tous les eucaryotes puisqu'il est désormais attesté que les mitochondries, qui fournissent la majorité de l'énergie aux cellules eucaryotes, sont issues d'une endosymbiose d'une bactérie – une protéobactérie α en l'occurrence (Lecointre *et al.*, 2016). Les eucaryotes chlorophylliens ont encore davantage développé cette symbiose avec les bactéries puisque les chloroplastes résultent aussi eux-mêmes d'une endosymbiose d'une bactérie chlorophyllienne (*ibid.*).

particulier la méthanisation, réalisée par des archées, dont une des voies consiste à synthétiser du méthane à partir de dihydrogène, lui-même produit par les processus fermentatifs décrits ci-dessus (Gaci *et al.*, 2014).

La prise en compte de cette complémentarité entre le système digestif humain et le microbiote intestinal est fondamentale car elle détermine en grande partie la nature des excréments issues du système digestif humain (cf. 1.2.3.2)³⁹. On notera toutefois que cette symbiose s'exprime de façon très différente selon les êtres vivants et l'étude des métabolismes animaux révèle une multiplicité de fonctionnement au sein duquel le fonctionnement des êtres humains constitue une forme spécifique parmi d'autres (Sherwood *et al.*, 2013). Deux fonctionnements nettement différents peuvent illustrer cette diversité : la digestion des ruminants et des rongeurs. Les êtres humains sont monogastriques et le processus de digestion est relativement linéaire de la bouche à l'anus. Les ruminants possèdent eux des panses gastriques supplémentaires⁴⁰ et ils réalisent une sorte d'élevage de bactéries. Les ruminants ne se nourrissent pour ainsi dire pas directement d'herbe mais ils font digérer la cellulose des végétaux qu'ils consomment par les microorganismes de leur système digestif et se nourrissent ensuite de ces bactéries et des produits de leur métabolisme, principalement fermentatif (typiquement de l'acétate). Au vu de l'éruccation de méthane qui découle de cette typologie de digestion, l'importance des ruminants dans la culture agricole et alimentaire française, et même mondiale (principalement bovins, ovins et caprins), a de fortes conséquences en termes d'émissions de gaz à effet de serre⁴¹. Les rongeurs quant à eux ont développé la cæcotrophie qui est une des formes de la coprophagie : un premier passage des aliments dans leur tube digestif leur permet d'en récupérer les éléments nutritifs facilement mobilisables, de faire dégrader le reliquat par leur microbiote intestinal (en partie situé dans le cæcum d'où le nom) et d'en excréter le produit par l'anus. Ils ingèrent ensuite les matières fécales issues de cette première digestion pour assimiler les nouveaux éléments rendus disponibles par le microbiote (dont la vitamine B12) (Sherwood *et al.*, 2013).

³⁹ On pourrait reprendre ici l'hypothèse légèrement digressive émise par James Lovelock (1979). Du fait que les premiers organismes vivants ayant peuplé la planète Terre se sont développés dans des conditions anaérobies, suivant des métabolismes proches de ceux dont notre tractus gastro-intestinal est le siège, Lovelock avance l'hypothèse selon laquelle les êtres humains sont avant tout des enveloppes corporelles qui permettent au microbiote intestinal de bénéficier de conditions de vie optimales (alimentation, régulation thermique, conditions anaérobies, etc.). Cette hypothèse pourrait compléter la thèse des trois humiliations cosmologique, biologique et psychologique développée par Freud (1917) par une quatrième humiliation, microbiologique.

⁴⁰ La première s'appelle rumen et leur donne leur nom.

⁴¹ Outre les animaux d'élevage, de nombreux animaux sauvages sont également des ruminants (antilopes, cervidés, etc.). On notera en particulier que l'okapi, comme tous les giraffidés, est un ruminant.

On notera pour l'instant que le système digestif des êtres humains peut ainsi être considéré comme moins performant que celui des ruminants ou des rongeurs ce qui conditionne la nature des aliments ingérés : la digestibilité des végétaux très fibreux (herbe) par les êtres humains est relativement faible.

1.2.1.4. Échelles d'appréhension des prélèvements et des excrétiens

Les prélèvements et excrétiens du corps humain peuvent, comme la composition du corps humain, être analysés suivant différentes échelles. Les principaux prélèvements et excrétiens du corps humain ne sont pas diffus à l'échelle de tout l'organisme (contrairement par exemple à l'excrétion transcutanée d'ammoniac des têtards) mais sont concentrés au niveau d'un ou deux organes : bouche et nez pour l'inspiration et l'expiration, bouche pour l'alimentation, urètre pour l'urine (5^{ème} échelle de Wang, Figure 1.9). Mais ces organes ne sont que des voies de passage pour soutenir le métabolisme des 10^{13} cellules du corps humain (3^{ème} échelle de Wang, Figure 1.9), à la fois en termes d'approvisionnement (dioxygène et molécules organiques) et d'excrétion (dioxyde de carbone et molécules azotées). Les principaux flux de prélèvement et d'excrétion présentés à la Figure 1.10 peuvent ainsi être analysés comme la résultante, à l'échelle de tout l'organisme, du métabolisme qui s'est opéré au niveau de chaque cellule.

L'excrétion de matières fécales correspond en revanche plutôt à l'échelle de l'individu dans son ensemble puisqu'elle est principalement la résultante de la traversée des aliments dans le système digestif humain⁴². L'excrétion de matières fécales se distingue encore, de ce point de vue, des autres excrétiens précédemment mentionnées. Les résidus alimentaires et les microorganismes que l'on retrouve dans les matières fécales n'ont d'ailleurs pas pénétré, *stricto sensu*, à l'intérieur du corps humain. Cela les distingue radicalement du gaz carbonique expiré ou de l'urée urinaire qui sont le produit de la digestion effective des aliments et du remplacement de molécules du corps humain par des molécules exogènes ingérées et digérées. La figure suivante (Figure 1.11) permet de schématiser ces échelles imbriquées du métabolisme du corps humain en simplifiant les cinq échelles de Wang à deux échelles : cellule (et échelles inférieures moléculaires et atomiques) et corps humain (et échelle inférieure des tissus).

⁴² Seule la bilirubine, issue de la dégradation des globules rouges, constitue réellement un produit d'excrétion de catabolite du corps humain par les matières fécales mais elle est minoritaire dans la composition des matières fécales (Sherwood *et al.*, 2013).

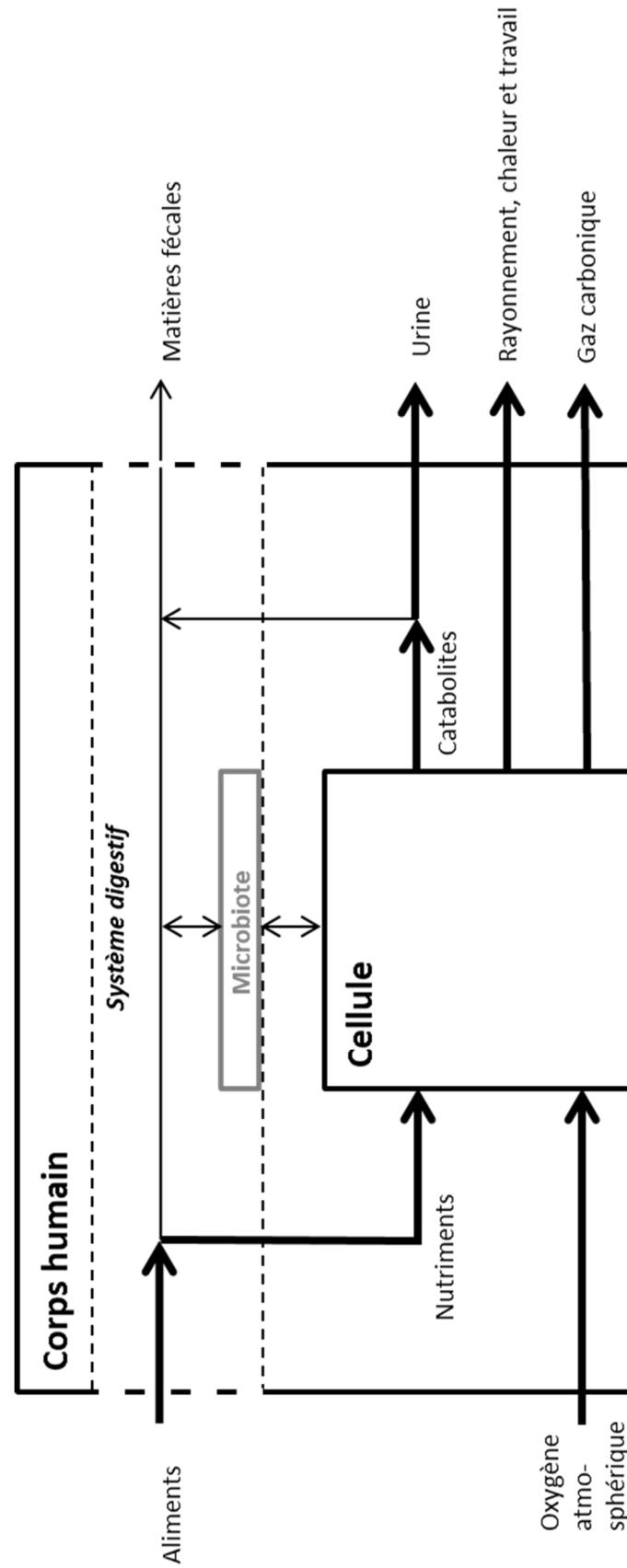


Figure 1.11 : Échelles imbriquées du métabolisme humain et flux de matière et d'énergie correspondants.

Enfin, on retiendra également que d'un point de vue de la stricte physiologie humaine, il n'y a pas réellement d'importance supérieure du prélèvement par rapport à l'excrétion. Ces deux facettes de l'interaction des êtres humains avec leur environnement sont tout aussi nécessaires l'une que l'autre et sont consubstantielles au fait même de vivre. On mourrait tout autant de l'impossibilité de s'alimenter que de l'impossibilité d'uriner. On en fait d'ailleurs l'expérience quotidienne par l'impérieux besoin d'uriner que notre corps nous fait ressentir, au moins autant que le besoin de boire ou de manger.

1.2.2. Alimentation

L'étude de l'alimentation des êtres humains peut relever de très nombreuses disciplines scientifiques. Nous allons ici l'analyser principalement sous un angle biogéochimique de comptabilité de flux de substances ; néanmoins il est essentiel de garder à l'esprit que l'alimentation relève tout autant d'un fait socio-culturel et que les modalités d'alimentation des différentes sociétés humaines peuvent également être appréhendées par les aspects immatériels qui les induisent. L'inscription du repas gastronomique à la française à la liste représentative du patrimoine culturel immatériel de l'humanité par l'UNESCO en 2010 illustre d'ailleurs l'importance de ces aspects immatériels, tout particulièrement en France. En outre, hormis pour les sociétés de chasseurs-cueilleurs, le lien de l'alimentation avec les systèmes agricoles et agro-alimentaires est évident et les modalités d'organisation de la production agricole influenceront les régimes alimentaires et *vice versa*. Si le caractère omnivore de l'être humain lui laisse *a priori* un large choix dans la nature de son alimentation, de très nombreux déterminants sociaux, culturels, historiques et économiques participent à expliquer la nature des régimes alimentaires des différentes sociétés (Armelagos, 2014).

1.2.2.1. Évaluation du régime alimentaire au regard des besoins physiologiques

Comme nous l'avons vu à la section précédente (section 1.2.1), le régime alimentaire doit permettre de soutenir le métabolisme énergétique et de biosynthèse du corps humain. Les besoins physiologiques minimaux auxquels le régime alimentaire doit permettre de répondre varient fortement en fonction des multiples interactions entre la nature des aliments ingérés, la physiologie des différentes personnes, l'âge, le climat, les interactions des différents nutriments ingérés entre eux, les activités d'une population, etc. En outre, au-delà de la consommation de protides, lipides et glucides que nous avons présentée à la section précédente, la nutrition humaine relève d'une finesse beaucoup plus grande de typologie de nutriments (nature des protides, lipides et glucides, vitamines, etc.). Nous nous cantonnerons ici à une analyse simplifiée du régime alimentaire en se fondant principalement sur les apports hydriques, les lipides, les glucides et les protides. Ceux-ci peuvent être appréhendés par trois valeurs : la siccité de l'alimentation, les apports énergétiques et la quantité d'azote. Nous reprenons ici

les résultats, issus de la méthodologie explicitée à la sous-section 1.2.1.1, qui nous permettent d'évaluer le régime alimentaire d'un habitant théorique moyen de l'Île-de-France (cf. Figure 1.10).

Nos calculs de siccité des aliments permettent également d'analyser de façon globale le régime alimentaire sous forme de bilan massique différencié entre les apports hydriques et les apports de matière sèche. Il nous paraît intéressant de noter le faible taux de siccité des aliments puisque ce taux moyen est de 16 % (2 565 g/pers/j de nourriture ingérée dont seulement 410 g/pers/j de matière sèche). Nous proposons de regrouper les différents aliments en trois catégories en fonction de leur siccité ce qui permet de faire ressortir le régime alimentaire quotidien comme composé de⁴³ :

- 730 g d'eau de boisson ;
- 1 120 g d'aliments à siccité faible (comprise entre 1 % et 16 %) correspondant à seulement 80 g de matière sèche. Ces aliments sont :
 - les aliments liquides à l'exclusion des aliments non aqueux tels que les huiles. Par ordre croissant de siccité, ils sont catégorisés dans l'étude INCA 2 en café, boissons alcoolisées, autres boissons chaudes, soupes et bouillons, boissons rafraîchissantes non alcoolisées et lait ;
 - trois types d'aliments solides ou pâteux mais à très forte teneur en eau à savoir les légumes (hors pommes de terre), les fruits et l'ultra-frais laitier (yaourts et assimilés).
- 720 g d'aliments à siccité élevée (supérieure à 20 %) correspondant à 330 g de matière sèche.

En termes énergétiques, nous avons vu que les apports alimentaires du régime que nous étudions sont de 100 W/pers. Ce régime est plus particulièrement caractérisé par une proportion élevée de la part des lipides dans les apports énergétiques puisque ceux-ci représentent 39 % des apports énergétiques (hors alcool) contre 44 % pour les glucides et 19 % pour les protides (AFSSA, 2009). Les recommandations sur les apports énergétiques sont de 114 W/pers pour les adultes (ANSES, 2017) ce qui place ce régime comme relativement équilibré d'un point de vue de l'énergie totale consommée.

Pour l'azote, nous avons vu à la sous-section 1.2.1.1 que les excréments obligatoires d'azote du corps humain sont de 3,3 g/pers/j. Les recommandations de l'OMS sur les quantités d'azote à ingérer en

⁴³ Pour mémoire, les coefficients de variation de l'étude INCA 2 sont aux alentours de 30 % pour les principales catégories de nutriments. Ils sont assez logiquement beaucoup plus importants pour les différents groupes d'aliments (par exemple 73 % pour l'eau de boisson).

moyenne sont plus de deux fois plus élevées et s'élèvent à 7,4 g/pers/j⁴⁴ et les besoins de sécurité, qui sont évalués comme correspondant à la satisfaction des besoins de 97,5 % d'une population, sont près de trois fois plus élevés et valent 9,3 g/pers/j (OMS, 2007). Cette valeur rejoint celle de l'HCSP (2000) qui recommande une consommation de 9,0 g/pers/j.

On constate immédiatement que ce régime alimentaire est particulièrement riche en azote par rapport à ces recommandations puisqu'il fournit des apports azotés correspondant à 140 % des recommandations indiquées ci-dessus (percentile 97,5). Si l'on prend les besoins moyens d'une population plutôt que le percentile 97,5, ce qui correspond mieux à l'évaluation des flux alimentaires que nous avons effectuée précédemment pour un habitant théorique moyen, on aboutit même à une valeur largement supérieure de 180 %.

En outre, ce régime est caractérisé par une teneur élevée d'azote d'origine animale. Toujours sur la base des données de l'étude INCA 2, nous évaluons la proportion d'azote d'origine animale à 69 % dans ce régime et la proportion d'azote provenant de la consommation de viande à 43 % (cf. également plus loin Tableau 3.4). Les recommandations officielles françaises du PNNS sont de consommer trois produits laitiers par jour et une à deux fois de la viande ou du poisson (ANSES, 2017). On notera toutefois que le régime alimentaire végétalien est physiologiquement possible⁴⁵. Contrairement aux apports quantitatifs d'eau, d'énergie et d'azote, dont les apports minimaux à assurer relèvent d'une nécessité physiologique, la nature animale ou végétale des produits alimentaires nous paraît pouvoir varier de 0 à 100 %.

Une autre façon de quantifier la part et la nature des produits animaux dans le régime alimentaire consiste à évaluer le positionnement de l'être humain en termes de niveau trophique. Cette méthodologie, très utilisée dans l'analyse des écosystèmes, n'a été appliquée aux êtres humains que très récemment (Bonhommeau *et al.*, 2013). Un végétalien est au niveau trophique 2 puisqu'il se nourrit exclusivement de végétaux (niveau trophique 1). Bonhommeau *et al.* évaluent le niveau trophique moyen de l'humanité à 2,21, en croissance de 3 % par an depuis 1961, et celui des pays occidentaux aux alentours de 2,4.

⁴⁴ En prenant un poids moyen de 70 kg.

⁴⁵ Dans les régimes pauvres en produits d'origine animale, il convient de veiller à l'équilibre des acides aminés essentiels apportés et à divers nutriments tels que la vitamine B12 ou le fer.

1.2.2.2. Évolution historique du régime alimentaire

Ces caractéristiques du régime alimentaire d'un habitant théorique moyen de l'Île-de-France sont le fruit d'une longue évolution historique. La part importante des lipides dans l'alimentation est ainsi relativement récente et résulte, en France, d'une transition nutritionnelle opérée sur un siècle depuis 1880-1890 selon Combris (2006) (Figure 1.12).

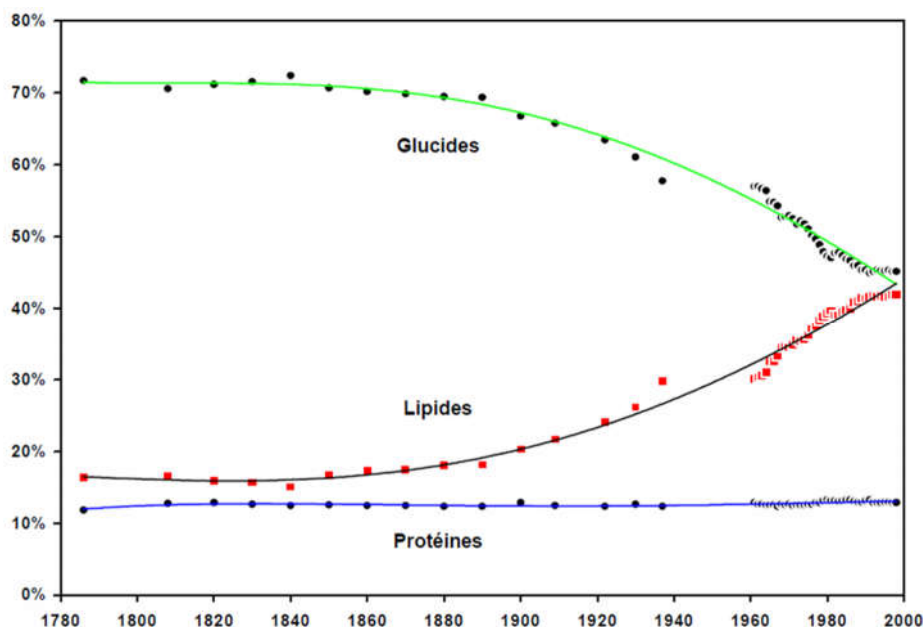


Figure 1.12 : Transition nutritionnelle française dans la structure des apports énergétiques.

Source : Combris (2006).

La quantité totale d'azote ingéré et sa proportion d'origine animale a également fortement évolué depuis deux siècles en France. En reprenant les données que nous avons compilées dans Le Noë *et al.* (soumis), issues de Toutain (1971) pour la période 1785-1962 et de la FAO pour la période 1961-2013, on peut évaluer l'évolution de la consommation alimentaire française au travers de la quantité totale d'azote et de la proportion de cet azote provenant des différents types d'aliments ici répartis en trois catégories : produits animaux terrestres, produits de la mer et végétaux (Figure 1.13). On notera que la consommation alimentaire ici représentée ne correspond pas strictement au régime alimentaire puisqu'elle correspond aux denrées mises sur le marché desquelles il convient de retirer les biodéchets afin de connaître la part réellement ingérée.

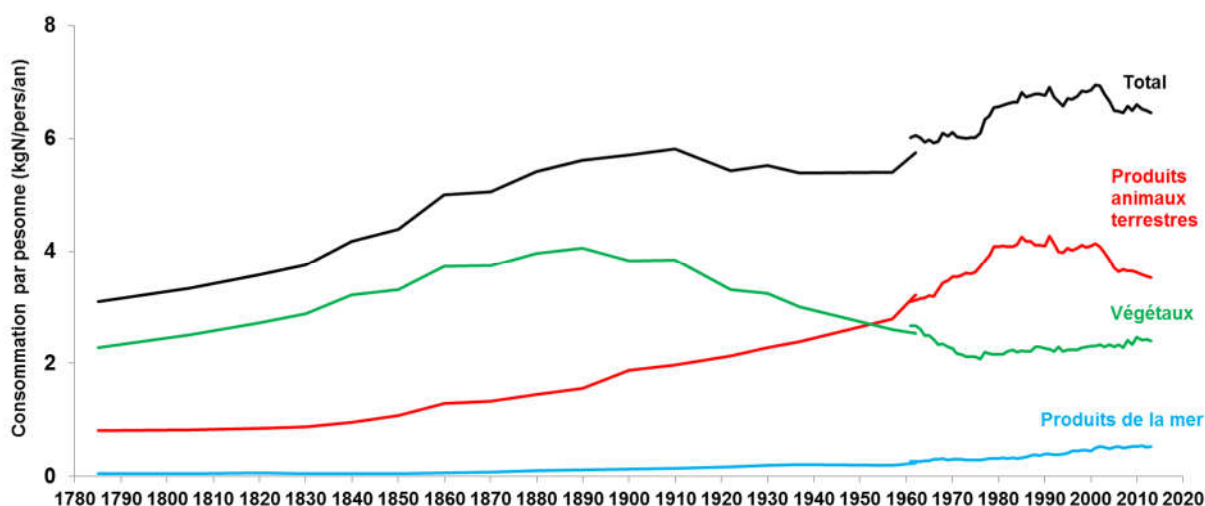


Figure 1.13 : Évolution du régime alimentaire français depuis 1785 analysé en termes du contenu azoté de la consommation apparente.

Source : données compilées dans Le Noë *et al.* (soumis).

Données Toutain (1971) pour la période 1785-1962 et FAO pour la période 1961-2013.

On constate ainsi que le régime alimentaire moyen français de la fin du XVIII^e siècle est très proche du besoin physiologique moyen donné par l'OMS (2,7 kgN/pers/an) et qu'il est constitué d'environ 75 % de produits végétaux. Dès le milieu du XIX^e siècle, avec un taux de produits végétaux toujours aux alentours de 75 %, la quantité totale d'azote disponible est significativement supérieure au besoin physiologique et correspond donc *a priori* à une situation nutritionnelle satisfaisante de ce point de vue. Jusqu'à la fin du XX^e siècle, la quantité totale d'azote va globalement croître et la proportion d'azote d'origine animale va passer de 25 % en 1850 à 67 % au début des années quatre-vingts⁴⁶.

Cette évolution du régime alimentaire traduit une évolution globale des régimes alimentaires selon la richesse des pays. Billen *et al.* (2013) ont ainsi montré que la quantité totale d'azote de la consommation apparente des différents pays, ainsi que la proportion d'azote d'origine animale était corrélée au produit intérieur brut (Figure 1.14). Bonhommeau *et al.* (2013) arrivent à des conclusions similaires et montrent également la corrélation des régimes alimentaires avec l'espérance de vie, les émissions de CO₂ et le taux de population urbaine.

⁴⁶ Cette valeur est très proche de la valeur de 69 % que nous trouvons dans le régime alimentaire français par l'étude INCA 2.

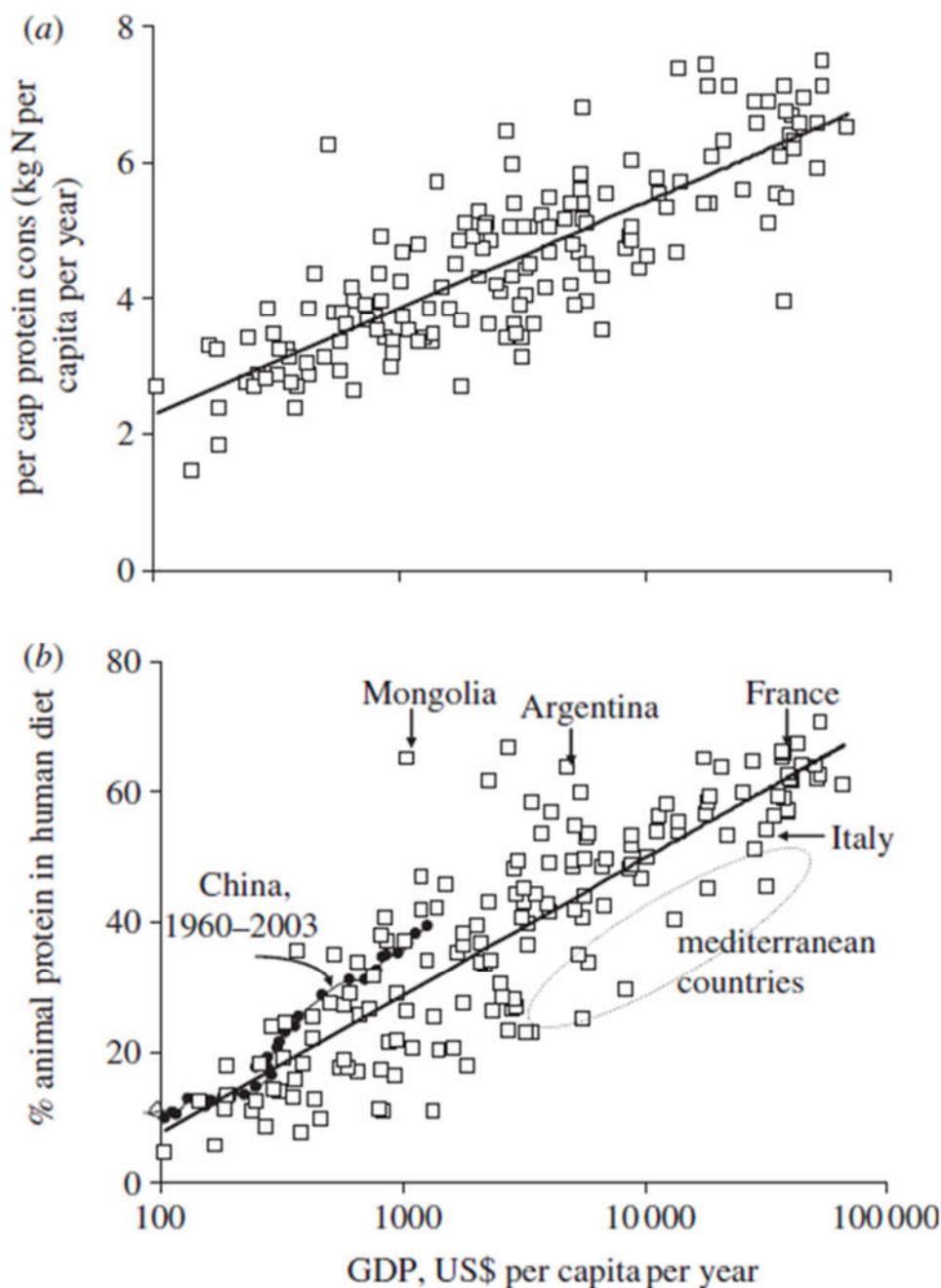


Figure 1.14 : Relation entre le produit intérieur brut et (a) la consommation d'azote par personne et (b) la proportion d'azote d'origine animale dans le régime alimentaire.

Source : Billen *et al.* (2013).

Finalement, le régime alimentaire riche en protéines et avec une proportion élevée de protéines d'origine animale correspond au modèle de développement de la société occidentale et de nombreux pays s'en rapprochent actuellement. La soutenabilité de ce régime alimentaire en termes des empreintes environnementales induites au niveau du système agricole pose toutefois question. Ainsi, aujourd'hui en Europe, la quantité d'azote réactif émis dans l'environnement pour produire un kilogramme d'azote alimentaire varie presque d'un facteur cent entre les productions les moins

polluantes (les légumineuses – 150 gN rejeté) et les productions les plus polluantes (la viande de bœuf – 12.000 gN rejeté) (Westhoek *et al.*, 2015). De nombreux auteurs proposent ainsi un régime alimentaire soutenable et équitable réduisant la quantité totale de protéines ingérées et la proportion de protéines d'origine animale (Billen *et al.*, 2015 ; van Grinsven *et al.*, 2015 ; Solagro, 2016 ; Billen *et al.*, 2017a ; Seconda *et al.*, 2017 ; Muller *et al.*, 2017). Une telle proposition a fait l'objet d'une déclaration formelle en 2009, à Barsac, sous le nom de régime demitarien car elle consiste globalement à diviser par deux la quantité de protéines d'origine animale du régime alimentaire occidental⁴⁷. On constate Figure 1.13 qu'une évolution en ce sens est actuellement à l'œuvre en France et correspond peut-être au début d'une tendance globale d'orientation vers un régime demitarien.

1.2.3. Excrétion

Nous avons souligné à la sous-section 1.2.1.1 l'importance massique de l'expiration de dioxyde de carbone et d'eau dans les excréments humains. Ces deux matières excrétées sont toutefois peu importantes dans la problématique de cette thèse et nous nous concentrerons dans cette section sur les excréments d'urine et de matières fécales ainsi que, plus succinctement, sur les diverses autres excréments.

1.2.3.1. Urine

Comme représenté dans la Figure 1.10 et explicité à la sous-section 1.2.1.1, l'excrétion principale des êtres humains est, en masse, l'excrétion urinaire⁴⁸. Le rein est l'organe principal de régulation du système urinaire puisque l'urine y est produite. L'urine est constituée d'eau à 95 % d'après Friedler *et al.* (2013) et cette excrétion d'eau permet l'évacuation de métabolites. Nous avons insisté à la sous-section 1.2.1.1 sur l'importance de l'azote dans l'urine humaine du fait de notre uréotélie et de l'incapacité du rein humain à concentrer très fortement l'urée dans l'urine. Cette évacuation sélective de l'urée concerne également d'autres molécules organiques que le corps ne peut pas réutiliser ou métaboliser et qu'il excrète par l'urine :

- d'autres composés azotés dont les principaux sont la créatinine (ainsi que la créatine dont elle est le produit de dégradation) et l'acide urique, issu de la dégradation de l'azote purique ;
- diverses molécules organiques, sous la forme chimique d'alcools, d'alcènes, d'alcyènes, de protéines, etc. (Kuntke, 2003).

⁴⁷ On pourra consulter cette référence sur le site internet du réseau NinE (www.nine-esf.org).

⁴⁸ Légèrement supérieure dans notre bilan à l'expiration.

Ces molécules peuvent être elles-mêmes issues du métabolisme humain, comme par exemple les hormones, ou provenir de l'ingestion et être excrétées car identifiées comme inutilisables voire dangereuses par l'organisme comme par exemple les alcaloïdes alimentaires ou les médicaments, sous une forme éventuellement différente de la forme ingérée.

L'autre fonction principale du système urinaire est une fonction de régulation du volume et de la composition du fluide extra-cellulaire. Cette fonction est cruciale pour permettre la vie en dehors de l'eau car les échanges d'eau et de sels (comme ceux d'azote ammoniacal) sont beaucoup plus complexes pour les organismes aériens par rapport aux organismes aquatiques. Comme tous les vertébrés terrestres, les êtres humains doivent réguler l'eau et les électrolytes du fluide extracellulaire dans une fourchette étroite compatible avec les besoins des cellules et cette fonction est assurée par le système urinaire qui régule ainsi la concentration en solutés inorganiques, le volume d'eau plasmatique et l'équilibre osmotique et acido-basique (Sherwood *et al.*, 2013).

Notons également deux caractéristiques de la régulation urinaire :

- elle permet plus facilement de gérer l'excès que la pénurie, c'est-à-dire que l'organisme excrétera plus d'eau ou plus de molécules organiques ou inorganiques en cas d'excès alors que les capacités de rétention en cas de déficit sont plus limitées. Cette caractéristique physiologique induit que les recommandations sanitaires auront tendance à favoriser une alimentation supérieure aux besoins physiologiques afin de garantir l'absence de carence. Comme nous l'avons vu dans le cas du régime demitarien, les enjeux d'empreinte environnementale peuvent jouer en sens inverse et nécessitent donc de trouver un équilibre entre recommandations sanitaires et enjeux environnementaux de l'alimentation et de l'excrétion⁴⁹, comme dans de nombreux autres domaines ;
- elle intervient en continu dans le corps humain mais, dans le système urinaire, la vessie sert de stockage temporaire de l'urine. L'évacuation de l'eau et des solutés urinaires intervient donc de façon fractionnée dans la journée en fonction du remplissage de la vessie.

La fréquence des mictions urinaires, leur volume et leur composition sont ainsi extrêmement variables en fonction des individus, des substances ingérées, du climat, de l'activité physique, de la période de la journée, etc. Dans une perspective générale de bilan de masse du métabolisme humain comme nous

⁴⁹ Les excès alimentaires, qui peuvent être sources de problèmes de santé comme dans l'obésité, jouent aussi en faveur d'une modération sanitaire du régime alimentaire.

l'avons fait Figure 1.10 et comme nous le ferons dans la suite de cette thèse, nous pouvons toutefois donner quelques caractéristiques générales de l'urine, en particulier en contexte occidental.

L'urine est la voie de sortie majoritaire de l'azote ingéré : la quantité d'azote excrété par les urines peut donc être correctement approchée par la connaissance du régime alimentaire et l'application d'un coefficient de 85 % - 90 % d'azote excrété par les urines, donné par de nombreux auteurs et indiqué comme valable de façon relativement indépendante de la nature du régime alimentaire, ce qui s'explique bien par les mécanismes physiologiques que nous avons décrits précédemment (Larsen & Gujer, 1996 ; OMS, 2012a ; Rose *et al.*, 2015). Dans la plupart des contextes occidentaux, on peut ainsi considérer que la concentration en azote total de l'urine humaine avoisine 9 gN/L mais cette valeur variera très fortement selon les quantités d'azote ingéré et le bilan hydrique du corps. Udert *et al.* (2006) donnent par exemple $9,2 \text{ gN/L} \pm 20 \%$ et Friedler *et al.* (2013) $8,7 \text{ gN/L}$ avec une fourchette de [3;16]. L'urine est usuellement plus concentrée le matin que durant le reste de la journée. Dans le stage de Master 2 que nous avons encadré, nous avons ainsi trouvé des valeurs de $5,7 \text{ gN/L} \pm 3,1$ sur 83 échantillons d'urine masculine collectés durant la journée pour un volume de $310 \text{ mL} \pm 130$ (Smail, 2016). Rose *et al.* (2015) indiquent un nombre de mictions urinaires quotidiennes d'environ six, très variable également selon les situations.

La quantité des autres éléments chimiques retrouvés dans les urines dépendra des phénomènes physiologiques de leur assimilation et de leur excrétion. Ainsi, pour le phosphore, sa présence sous forme de phytates difficilement digestibles (cf. sous-section 1.2.1.2) induit une présence plus importante que pour l'azote dans les matières fécales, variable selon la nature du régime alimentaire et entre autres de sa richesse en végétaux. En Occident, la proportion de phosphore dans les urines par rapport aux matières fécales avoisine 60 % (Friedler *et al.*, 2013 ; Rose *et al.*, 2015), presque exclusivement sous forme de phosphate inorganique (Udert *et al.*, 2006). Le potassium, régulé par l'urine en tant qu'électrolyte des fluides corporels, est majoritairement émis dans les urines – à 75 % d'après Friedler *et al.* (2013). On trouvera une revue assez complète de la composition de l'urine pour les différents éléments chimiques dans Karak & Bhattacharyya (2010) et dans Rose *et al.* (2015). Les métaux sont dans des concentrations majoritairement inférieures à 1 mg/L, souvent un ordre de grandeur en-dessous des métaux présents dans les urines d'animaux d'élevage, du fait de leur complémentation alimentaire en métaux (Ronteltap *et al.*, 2007 ; Jönsson & Vinnerås, 2013). La présence de résidus médicamenteux et de leurs métabolites dans l'urine a été étudiée en détails par Winker (2009) dans l'urine allemande, avec des concentrations globalement inférieures à 1 mg/L mais bien sûr très dépendantes des individus et de la période. Une base de données du métabolome urinaire donne également des teneurs pour plus de trois mille substances différentes détectées dans les urines (Bouatra *et al.*, 2013).

Enfin, la stérilité de l'urine chez l'individu sain a longtemps été admise par la communauté scientifique. Depuis quelques années, les techniques de détection de microorganismes par l'analyse de l'ADN ont toutefois permis de mettre au jour l'existence d'un microbiote urinaire chez l'individu sain. Lewis *et al.* (2013) recensent ainsi 94 genres de microorganismes détectables dans le microbiote urinaire de l'individu sain. Après excrétion, ce microbiote est toutefois *a priori* négligeable par rapport à la présence de microorganismes dans l'environnement. Diverses maladies peuvent entraîner la présence d'agents pathogènes dans les urines. En climat tempéré, aucun de ces agents n'est rapporté comme susceptible d'être à l'origine de contaminations après recueil sélectif des urines et les urines peuvent donc être considérées comme salubres (OMS, 2012a)⁵⁰. Elles sont également très peu odorantes à l'excrétion.

1.2.3.2. Matières fécales

Après l'expiration et la miction urinaire, la défécation est la troisième voie d'excrétion du corps humain (évaluée en masse de matière sèche). Les matières fécales⁵¹ sont toutefois très différentes, dans leur rôle physiologique, par rapport à ces deux autres voies d'excrétion, car seule la bilirubine⁵², minoritaire au sein des matières fécales, constitue une réelle excrétion du métabolisme du corps humain, le reste étant plutôt un résidu de la digestion non assimilé (fibres), une partie du microbiote intestinal – jusqu'à 55 % des matières sèches des matières fécales d'après Rose *et al.* (2015) – et

⁵⁰ Seule une douve (*Schistosoma haematobium*), helminthe parasite, dont la présence est endémique à 74 pays de la zone tropicale, nécessite d'être pris en compte mais sa dépendance aux escargots aquatiques du genre *Bulinus* dans son cycle de vie induit que le cycle infectieux sera interrompu dès lors que les urines ne rejoignent pas des étendues d'eau où vivent ces escargots (OMS, 2012a).

⁵¹ Nous avons opté pour l'emploi systématique du terme « matières fécales » qui, à l'usage, s'est avéré beaucoup plus clair, compréhensible et sans ambiguïté de prononciation pour la majorité des personnes que le synonyme « fèces » (malgré la brièveté pratique de ce dernier terme). Le terme excréments désigne de façon ambiguë soit les matières fécales, soit l'ensemble des excréments du corps humain. Nous préférons donc l'emploi du terme « excréments » pour désigner l'ensemble des excréments d'un système (corps humain, ville, etc.). Nous avons opté pour une orthographe francisée plutôt que latine (*excreta*) de ce terme dont l'usage et l'orthographe sont encore peu stabilisés (cf. par exemple l'orthographe difficilement compréhensible « excréta » adoptée dans l'arrêté du 21 août 2008 relatif à la récupération des eaux de pluie et à leur usage à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments).

⁵² Les hémoglobines, dont le produit de dégradation est la bilirubine, ont ainsi un rôle fondamental dans la pigmentation des fluides corporels puisqu'ils donnent leur couleur rouge au sang, marron aux matières fécales et jaune à l'urine – et verte pour les excréments des oiseaux et des reptiles du fait que l'hémoglobine est dégradée en biliverdine (Sherwood *et al.*, 2013).

diverses substances relictuelles issues du processus digestif. Les matières fécales seront ainsi un peu plus importantes dans les régimes alimentaires riches en matières fibreuses.

Les matières fécales contiennent nettement moins de matière sèche que l'urine : 29 g/pers/j contre 59 g/pers/j (Rose *et al.*, 2015). Cette réalité est usuellement mal perçue du fait du caractère liquide des urines et du caractère pâteux des matières fécales mais les matières fécales représentent dix fois moins de matière que les urines (en masse : 128 g/pers/j) pour un taux d'humidité élevé d'environ 75 % (*ibid.*). Ce résultat est d'autant plus remarquable que nous avons vu que la quantité totale de nourriture absorbée est d'environ 2,6 kg/pers/j et que la quantité totale de sucs digestifs utilisés par le corps humain avoisine 7 kg (Sherwood *et al.*, 2013). Les matières fécales constituent donc un reliquat d'environ 1 % du flux total d'intrants du système digestif. Nous proposons de marquer ce fait important dans la maxime suivante (Maxime 3).

Maxime 3 : « Le corps humain excrète deux fois plus de substances par les urines que par les matières fécales »

Les matières fécales sont une voie d'excrétion de l'azote environ neuf fois moins importante que l'urine. Elles ont en revanche une DBO et une DCO deux à trois fois plus importante que les urines – 12 gDBO₅/pers/j et 31 gDCO/pers/j d'après Friedler *et al.* (2013).

L'autre caractéristique principale des matières fécales est de contenir un grand nombre de microorganismes issus du microbiote intestinal, dont un certain nombre peut être pathogène même chez l'individu sain, et d'être également une voie importante d'excrétion de divers agents pathogènes chez les individus sains et malades. Le tableau suivant (Tableau 1.4) donne une illustration des agents pathogènes potentiellement présents dans les matières fécales et des maladies et symptômes associés (OMS, 2012a).

Tableau 1.4 : Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les matières fécales et maladies & symptômes associés.

Source : OMS (2012a).

Groupe	Pathogène	Maladie et symptômes
Bactéries	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose – diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre nausée, arthrite; syndrome de Guillain-Barré
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite
	<i>Plasmodium shigelloides</i>	Entérite
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde – maux de tête, fièvre, malaise, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose – diarrhée, fièvre, crampes abdominales
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose – dysenterie (diarrhée sanglante), vomissements, crampes, fièvre; syndrome de Reiter
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera – diarrhée aqueuse, létale dans les cas graves et non traités
	<i>Yersinia</i> spp.	Yersiniose – fièvre, douleur abdominale, diarrhée, douleurs articulaires, rash
	Virus	Adénovirus entérique 40 et 41
Astrovirus		Entérite
Calicivirus (norovirus, notamment)		Entérite
Coxsackievirus		Divers : affection respiratoire; entérite; méningite virale
Echovirus		Méningite aseptique; encéphalite; souvent asymptomatique
Entérovirus types 68–71		Méningite; encéphalite; paralysie
Virus de l'hépatite A		Hépatite – fièvre, malaise, anorexie, nausée, gêne abdominale, ictère
Virus de l'hépatite E		Hépatite
Poliovirus		Poliomyélite – souvent asymptomatique, fièvre, nausée, vomissement, maux de tête, paralysie
Rotavirus		Entérite
Protozoaires parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose – diarrhée aqueuse, crampes et douleurs abdominales
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Souvent asymptomatique; diarrhée, douleur abdominale
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase – souvent asymptomatique; dysenterie, gêne abdominale, fièvre, frissons
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase – diarrhée, crampes abdominales, malaise, perte de poids
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i> (ver rond)	Ascariadiase – généralement a- ou paucisymptomatique; respiration sifflante, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire
	<i>Taenia solium/saginata</i> (ver plat)	Taeniase
	<i>Trichuris trichiura</i> (trichocéphale)	Trichiuriase – d'asymptomatique (vague détresse du tractus digestif) à l'émaciation avec peau sèche et diarrhée
	<i>Ancylostoma duodenale</i> / <i>Necator americanus</i> (ver à crochets)	Prurit, rash, toux, anémie, déficience protéique
	<i>Schistosoma</i> spp. (douve)	Schistosomiase, bilharziose

Enfin, le système digestif est également à l'origine d'émissions gazeuses, dont une partie est expirée par le système respiratoire, et l'autre est excrétée par l'anus – entre 0,4 et 2,1 L/pers/j (Sahakian *et al.*, 2010). En bilan massique, ces excréments sont bien entendu très faibles. Muñoz *et al.* (2007) estiment ainsi que moins de 0,1 % du carbone ingéré est émis par l'organisme sous forme de méthane. Ce majorant est confirmé par les données de Sahakian *et al.* (2010). Le processus de production de méthane, lié à la présence d'archées méthanogènes dans le microbiote intestinal, est beaucoup plus faible que chez les ruminants. Une partie de la population ne produirait d'ailleurs pas du tout de méthane⁵³. On notera également l'importance du dihydrogène qui constitue 20 % des émissions gazeuses anales.

1.2.3.3. Autres excréments

Les autres voies d'excrétion du corps humain que les urines et les matières fécales sont très variées en nature mais peu importantes en flux de matière. Les éléments stockés dans le corps humain peuvent ne pas être négligeables par rapport aux flux alimentaires (Tableau 1.3). Leur devenir sera lié aux modalités de gestion du corps après la mort⁵⁴. Les expirations gazeuses d'azote sous forme d'ammoniac sont négligeables et constituent moins de 0,1 % des flux alimentaires d'azote – calculé d'après Sutton *et al.* (2000).

Adapté et complété d'après Trelaün (1983), nous proposons de synthétiser les diverses excréments liquides et solides du corps humain, en grande partie tégumentaires, dans le tableau suivant (Tableau 1.5).

⁵³ Les enfants de moins de trois ans n'émettent apparemment pas de méthane. Il était usuellement admis que les méthanogènes ne représentaient qu'un tiers de la population mais Sahakian *et al.* (2010) estiment que ce ratio est vraisemblablement plus proche des trois quarts.

⁵⁴ On notera l'existence de mouvements qui prônent l'« humusation » des corps afin que les corps humains soient réintégrés dans les cycles biogéochimiques après la mort (cf. par exemple le site internet d'une fondation belge www.humusation.org).

Tableau 1.5 : Excrétions liquides et solides du corps humain.

Adapté et complété de Trelaün (1983).

Localisation Type	Générale	Tête hors bouche	Bouche	Entre-jambe
Support vital	Lait			Sperme ; menstruations ; mucus génitaux ; placenta
Agents à faible taux de renouvellement	Ongles ; poils	Cheveux ; barbe	Dents de lait	Poils pubiens
Excrétion liquide courante	Sueur	Larmes	Salive (crachée)	Urine
Excrétion solide courante	Sébum ; peaux mortes	Cérumen ; pellicules	Résidus du brossage de dents	Matières fécales
Excrétion épisodique/ accidentelle	Sang ; pus ; lymphe	Mucus nasal ; mucus oculaire	Vomissure ; mucus bronchique	Diarrhée

Une évaluation approximative du bilan massique de ces différentes excrétions les situe individuellement, pour les plus importantes, dans un ordre de grandeur de 0,1 % des flux alimentaires. Nous proposons de considérer qu'elles représentent dans leur ensemble environ 1 % des flux alimentaires en moyenne annuelle. Seules les excrétions tégumentaires d'azote sont indiquées comme plus importantes par Sutton *et al.* (2000), principalement par la sueur, qui les estime aux environs de 0,3 gN/pers/j soit 2 à 3 % des flux azotés alimentaires.

En conclusion, comme nous l'avons représenté de façon simplifiée dans la Figure 1.10, l'ensemble des excrétions humaines est bien largement dominé par l'expiration et l'urine pour la majorité des éléments chimiques. Les matières fécales sont moins importantes mais non négligeables et les autres excrétions sont quasiment négligeables.

1.3. Les territoires, lieux de rencontre entre les êtres humains et la planète Terre

Les perturbations majeures des cycles biogéochimiques de la planète, et plus généralement la crise écologique que nous traversons, sont intimement liées au soutien du métabolisme humain, besoin physiologique fondamental de tout être humain. Dès lors, la problématique à laquelle nous allons tenter de contribuer consiste à savoir en quelle mesure les modalités de support du métabolisme humain, c'est-à-dire des trois fonctions majeures que sont l'approvisionnement énergétique, la biosynthèse et l'excrétion, peuvent être soutenables. Cette problématique fait ainsi se rencontrer deux échelles extrêmes de son appréhension : l'échelle planétaire des grandes régulations de nos facteurs environnementaux de vie (cf. chapitre 1.1) et l'échelle atomique de déroulement des fonctions métaboliques au sein du corps humain (cf. chapitre 1.2)⁵⁵. Entre ces deux échelles extrêmes, elle peut se décliner à de nombreuses échelles intermédiaires. Dès que l'analyse dépasse les processus strictement cantonnés au corps humain (cf. Figure 1.11), les interactions entre les êtres humains et leur environnement apparaissent. Le champ disciplinaire auquel nous devons désormais faire appel dépasse alors celui de la physiologie humaine ou de la biogéochimie et rejoint celui de la socio-écologie.

⁵⁵ Nous laissons volontairement de côté toute analyse située à une échelle sub-atomique, à laquelle nous n'identifions pas de contribution pertinente à notre problématique. Hormis le rayonnement solaire, nous laissons aussi de côté toute analyse incluant des éléments extra-planétaires. Même si nous verrons que l'intérêt de l'humanité pour l'espace extra-terrestre et plus particulièrement les voyages dans l'espace et la vie en dehors de la planète Terre font appel à des éléments d'analyse similaires aux nôtres, nous nous plaçons ici dans une approche résolument terrestre et nous ne nous intéresserons qu'à l'épanouissement de l'humanité sur la planète Terre. En effet, l'exploration spatiale actuelle repose essentiellement sur l'exploitation de ressources planétaires (kérosène, matériaux de construction, logistique terrestre de soutien à l'exploration spatiale, etc.) : seule une infime partie des moyens humains consacrés à l'exploration spatiale se situent physiquement en dehors de la planète Terre et ceux-ci sont de toute façon intimement liés aux processus biogéochimiques terrestres. L'étude du développement de potentielles communautés humaines extra-terrestres qui ne seraient plus totalement dépendantes de l'exploitation de ressources humaines et environnementales de la planète Terre nous paraît très peu pertinente au regard des enjeux sus-mentionnés de réponse à la crise écologique que traversent les sept milliards d'habitants de la planète Terre et nous l'excluons donc du champ de notre analyse.

1.3.1. Méthodologie d'analyse socio-écologique

1.3.1.1. Recherches sur les systèmes socio-écologiques

L'humanité vit dans une anthroposphère très fortement connectée au reste de la biosphère, à l'hydrosphère, à l'atmosphère et à la lithosphère et en dépend pour les conditions de sa vie (chapitre 1.1). Nous avons jusqu'ici eu une approche principalement basée sur les sciences naturelles (biogéochimie, physiologie, etc.) pour analyser les conditions matérielles dans lesquelles se déroule le métabolisme des êtres vivants. Or la problématique de cette thèse ne nous permet pas de rester cantonnés aux sciences naturelles et doit nécessairement inclure des éléments d'analyse sociologiques pour étudier le fonctionnement non pas seulement des êtres humains considérés chacun comme une unité vivante avec ses caractéristiques biogéochimiques mais également de l'ensemble formé par les populations humaines. Nous allons ainsi chercher à étudier comment notre problématique se décline pour des sociétés humaines.

Les sciences sociales étudient entre autres les caractéristiques immatérielles du fonctionnement de la société dans ses dimensions culturelles, organisationnelles, politiques, informationnelles, communicationnelles, économiques⁵⁶, etc. Or il s'agit ici de prendre en compte la matérialité biogéochimique du lien qui unit les sociétés humaines et la biosphère et d'avoir donc une approche intégrative des éléments matériels et immatériels des sociétés humaines. C'est justement l'ambition de la socio-écologie, dont une présentation générale des concepts est donnée par Fischer-Kowalski & Haberl (2007). Ces auteurs mettent en exergue le caractère hybride des systèmes socio-écologiques qu'ils définissent comme la conjonction des sociétés humaines et des réalités biophysiques. Nous reproduisons leur schéma conceptuel sur la figure suivante (Figure 1.15).

⁵⁶ Nous rejoignons en ce sens l'analyse de Fischer-Kowalski & Haberl (2007) qui considèrent la science économique actuelle comme relativement détachée de la matérialité des processus physiques correspondants, de même que sa déclinaison dans les phénomènes financiers.

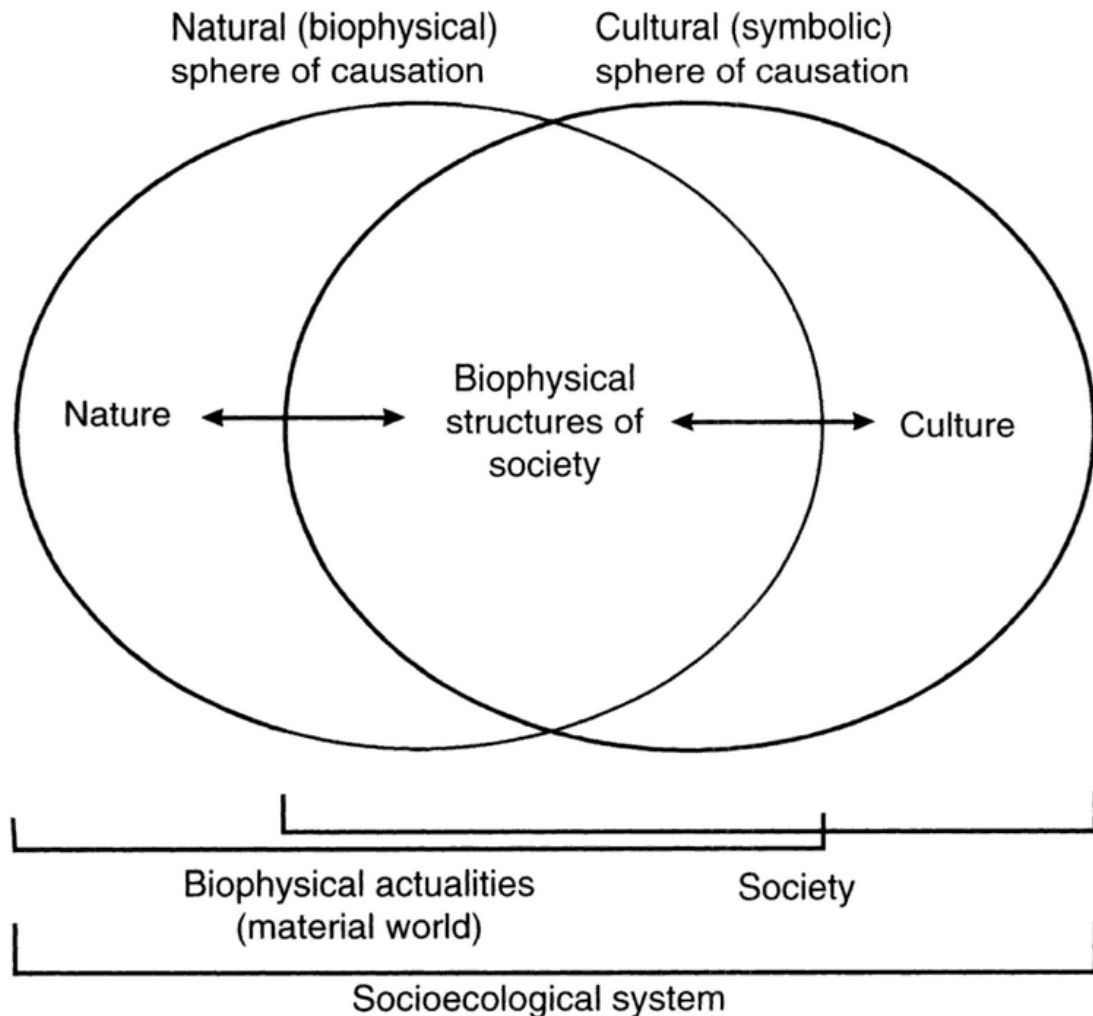


Figure 1.15 : Les systèmes socio-écologiques représentés comme le recouvrement des sphères naturelles et culturelles.

Source : Fischer-Kowalski & Haberl (2007).

Ils mettent en avant la possibilité de caractériser des régimes socio-écologiques c'est-à-dire des « modalités fondamentales spécifiques d'interaction entre les sociétés humaines et [leur environnement biophysique] [...] qui se maintiennent dans un équilibre plus ou moins dynamique sur des longues périodes de temps »⁵⁷. Ces régimes correspondent finalement à ce que l'on nomme usuellement les modes de subsistance et ces auteurs distinguent ainsi trois grands régimes socio-

⁵⁷ « specific fundamental pattern[s] of interaction between (human) society and natural systems [...] that remain in a more or less dynamic equilibrium over long periods of time ». Nous avons cherché ici à lever l'ambiguïté du terme *nature* qui nous paraît trop fortement connoté au risque d'une appréhension dichotomique entre nature et culture. Nous avons préféré le terme d'environnement biophysique qu'ils emploient également et qui nous permet de désigner ce qui environne les sociétés humaines, analysé suivant ses dimensions physiques et biologiques. Nous emploierons également l'expression « environnement biogéochimique ».

écologiques qui sont le régime du chasseur-cueilleur, le régime agraire et le régime industriel. Les périodes d'équilibre qui caractérisent les régimes sont séparées par des périodes dites de transition socio-écologique durant lesquelles les modalités de fonctionnement des systèmes socio-écologiques vont évoluer d'un régime à un autre. Les trajectoires socio-écologiques désignent simplement l'évolution temporelle des systèmes socio-écologiques.

Leur approche est fondée sur une caractérisation relativement macroscopique des systèmes socio-écologiques et les principaux descripteurs mobilisés qui permettent de caractériser ces régimes sont usuellement au nombre de trois⁵⁸ :

- la densité de population humaine ;
- la quantité et la forme d'énergie qu'elle utilise ;
- la quantité totale de matière qu'elle mobilise.

Nous choisissons de nous intéresser principalement dans cette thèse aux sociétés humaines qui ont achevé leur transition vers le régime socio-écologique dit industriel. Nous emploierons le terme classique d'Occident pour les désigner. L'Occident nous paraît d'autant plus intéressant à étudier que la majorité des autres sociétés humaines de la planète montre actuellement les signes d'une transition vers un régime similaire (Fischer-Kowalski & Haberl, 2007). Les caractéristiques métaboliques principales du régime socio-écologique industriel occidental sont précisées dans le tableau suivant (Tableau 1.6).

⁵⁸ On peut multiplier ces descripteurs à l'envi et ces trois descripteurs nous ont paru être le plus communément utilisés pour une caractérisation macroscopique. Un quatrième descripteur pourrait être l'usage des sols.

Tableau 1.6 : Principales caractéristiques du régime socio-écologique industriel occidental

	Unités	Valeurs standard des régimes industriels
Densité de population	pers/km ²	100 – 300
Utilisation d'énergie par personne	W/pers	5 000 – 12 000
Part des ressources fossiles dans l'énergie	%	60 – 80
Utilisation de matière par personne	t/pers/an	15 – 25

Source : Fischer-Kowalski *et al.* (2007)

En France, depuis les années deux mille, un champ de recherche a émergé en relation avec la socio-écologie : l'écologie territoriale. Elle se fonde « sur l'analyse des consommations d'énergie et de matières d'un territoire donné et de leur circulation au sein de celui-ci » afin « de mieux comprendre les interactions entre ce territoire et son milieu naturel [...] par la détermination de *bilans de matières*, d'*analyses des flux de matières et d'énergie*, d'*empreintes environnementales*. L'écologie territoriale y associe l'analyse des acteurs, institutions, politiques, techniques qui sont à l'origine de ces flux, c'est-à-dire de la dimension sociale du métabolisme, au côté de celle des processus naturels qui le guident » (Barles, 2015a).

L'écologie territoriale a donc pour objet de caractériser des systèmes socio-écologiques par l'ensemble des relations matérielles entre une société et son environnement tout en prenant en compte les relations immatérielles au sein de la société et entre une société et son environnement. Elle est ainsi centrée sur l'analyse des flux matériels et nous nous placerons dans cette perspective dans cette thèse. Comme nous l'avons déjà fait dans les chapitres précédents, nous utiliserons les analyses de flux de matières et les analyses de flux de substances comme outil fondamental méthodologique de travail⁵⁹. Cette approche permet d'asseoir la compréhension du fonctionnement d'un territoire sur les réalités physiques qui le soutiennent. Sans s'opposer à l'économie dont elle cherche à intégrer la dimension, l'écologie territoriale donne une primauté à la comptabilité matérielle des flux physiques plutôt qu'à la

⁵⁹ Cf. par exemple Baccini & Brunner (2012) pour plus de détails méthodologiques théoriques sur les analyses de flux et matières ou de substances.

comptabilité des flux monétaires qui rendent difficilement compte du lien entre le fonctionnement d'une société humaine et son interface avec son environnement. Dans le contexte de crise écologique que nous vivons, cette approche paraît particulièrement bien adaptée pour aborder notre problématique⁶⁰.

Un des enjeux de l'écologie territoriale et de la socio-écologie est toutefois d'intégrer correctement les dimensions immatérielles d'un système socio-écologique. Nous fonderons principalement notre démarche sur une comptabilité de flux de matière et nous ne pourrons ici développer aussi finement les dimensions immatérielles. Leur intégration requiert le soutien de sciences sociales que nous avons mobilisées de manière secondaire. Nous essaierons toutefois de garder constamment à l'esprit la nécessité de prendre en compte ces dimensions afin que les méthodologies de flux de matières appliquées ici ne soient pas déconnectées des autres dimensions de notre problématique.

L'autre caractéristique principale de l'écologie territoriale est de s'ancrer dans un territoire. Les territoires nous paraissent particulièrement intéressants en ce qu'ils constituent une échelle intermédiaire où se matérialisent les processus cellulaires et planétaires présentés précédemment (cf. chapitres précédents 1.1 et 1.2 et le développement que nous en tirons à la sous-section 1.3.3.1).

1.3.1.2. Descripteurs des systèmes socio-écologiques

Les études d'écologie territoriale ou de comptabilité matière déjà réalisées nous permettent de connaître la nature des matières et les sources d'énergie mobilisées par une société humaine. La comptabilité Eurostat liste ainsi 182 types de matières premières regroupés en quatre catégories : biomasse, métaux, minéraux non-métalliques et substances contenant de l'énergie fossile. En croisant ces catégories avec celles utilisées par Barles (2013 ; 2017), nous proposons de compléter cette typologie de regroupement de ces matières premières et énergies en huit catégories décrites dans le tableau ci-dessous (Tableau 1.7).

⁶⁰ Cf. par exemple son utilisation dans l'étude de cas détaillée de la commune d'Aussois (Buclet, 2015).

Tableau 1.7 : Principaux types de matière première et d'énergie mobilisés par les villes occidentales aujourd'hui.

Matière première ou énergie mobilisée	Commentaires
Eau	En masse, il s'agit du flux mobilisé le plus important dans une société occidentale aujourd'hui. Dans les analyses de consommation de matière en masse, ce flux est usuellement omis pour ne pas masquer les autres flux (par exemple dans la méthode Eurostat)
Minéraux non métalliques	Les matériaux de construction sont souvent dominants en masse. Les flux de consommation urbains se cumulent usuellement en stocks
Hydrocarbures et éléments radioactifs fossiles	Principalement utilisés comme source d'énergie
Sources d'énergie non fossiles	Solaires (rayonnement solaire direct, vent, etc.), géothermiques et gravitationnelles (marée)
Biomasse	Comprend plusieurs types et usages : nutriments, matériaux, combustible, etc.
Dioxygène atmosphérique	Réactif utilisé principalement pour la combustion du carbone (énergie ou respiration humaine)
Métaux	Applications multiples. Les flux de consommation peuvent également se cumuler en stocks
Sol	Absent des comptabilités matières usuelles, mais de plus en plus considéré comme une ressource matérielle à intégrer

Nous ne visons pas à l'exhaustivité dans l'établissement de cette liste mais, sur la base des études précédemment mentionnées, elle nous paraît permettre d'embrasser la majorité des types de matière première et d'énergie mobilisés par une ville occidentale aujourd'hui et de les regrouper de manière à obtenir une liste à la fois succincte (huit types) et relativement complète. Nous employons ici le terme de « matière première » pour indiquer qu'il s'agit de substances ou catégories de substances telles

qu'elles peuvent être trouvées dans l'environnement biogéochimique. Elles peuvent également servir de base à l'établissement d'une analyse de flux de substances.

Pour analyser les systèmes de gestion de matières de l'anthroposphère, Baccini & Brunner (2012) mettent en relation ces matières premières (ou substances) avec quatre autres notions fondamentales que nous adaptons ainsi :

- le bien, qui correspond à une substance ou un mélange de substances ayant une fonction économique ;
- le procédé, qui permet de transporter, transformer ou stocker les substances et les biens ;
- le système de gestion de matières, système ouvert qui consiste en la connexion des procédés et des biens ;
- l'activité, acte réalisé par les êtres humains pour satisfaire leurs besoins et induisant des systèmes de gestion de matière.

Baccini & Brunner proposent également de regrouper les activités sociales qui sous-tendent les systèmes de gestion de matières mis en place en quatre catégories. Ces catégories sont :

- nourrir (« to nourish ») ;
- nettoyer (« to clean ») ;
- habiter & travailler (« to reside & work ») ;
- transporter & communiquer (« to transport & communicate »).

Pour ne pas augmenter la complexité de la description du métabolisme anthropogénique, Baccini & Brunner ont cherché volontairement à faire un regroupement le plus restreint possible. Ils proposent toutefois éventuellement de compléter cette courte liste par deux autres activités qu'il peut être important de ne pas omettre pour une vision globale des activités humaines à savoir :

- croire (« to believe ») ;
- gouverner (« to govern »)⁶¹.

Baccini & Brunner indiquent que ces activités peuvent être reliées à des besoins, biologiques pour nourrir et nettoyer, et socioéconomiques pour habiter & travailler et transporter & communiquer. Nous proposons de remplacer ici « nourrir » par « s'alimenter & excréter ».

⁶¹ Ces six activités laissent encore de côté de nombreuses activités humaines telles que « jouer », « aimer », etc.

Sur cette base, il nous semble donc possible de décrire un système socio-écologique en le subdivisant en sous-systèmes caractérisés par trois niveaux d'analyse interdépendants. Ces niveaux d'analyse sont représentés à la figure suivante (Figure 1.16).

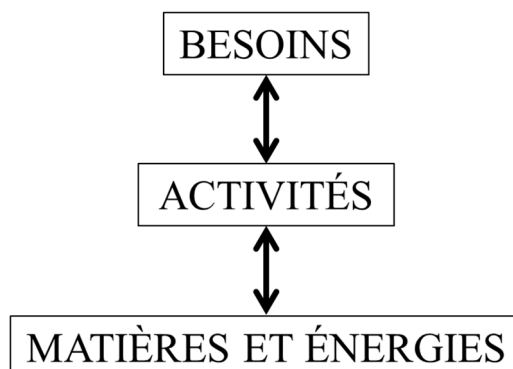


Figure 1.16 : Trois niveaux d'analyse proposés pour la description des systèmes socio-écologiques en sous-systèmes.

Les flèches à double sens indiquent que la relation entre chacun des trois niveaux d'analyse proposés peut aller dans les deux sens. En effet, s'il semble logique à première vue que les flèches soient plutôt descendantes, c'est-à-dire que des besoins induisent des activités qui induisent des mobilisations de matière et d'énergie, la réalité du fonctionnement d'une société s'avère beaucoup plus complexe et ces trois niveaux d'analyse sont plutôt dans une relation d'interdépendance. Dans une trajectoire socio-écologique, cette interdépendance prendra d'ailleurs la forme d'une co-évolution. Pour reprendre l'exemple du besoin physiologique alimentaire décrit dans la section 1.2.2, une personne exerçant une activité physique intense aura un besoin alimentaire plus important que la moyenne, induit par cette activité, elle-même reliée à d'autres besoins (besoin d'accomplissement dans une épreuve sportive par exemple) voire à ce même besoin (besoin de travailler pour pouvoir se nourrir). Il en va de même pour les flux de matières et d'énergie : il est difficile de discerner si l'activité de bronzage provient d'un besoin ou si elle est induite par l'occurrence d'un flux d'énergie solaire. Sans entrer plus avant dans le débat de cette interdépendance et de recherche de l'explicitation de l'origine des systèmes anthropiques, nous considérerons simplement ici que ces trois niveaux d'analyse sont fortement corrélés.

Nous avons proposé au Tableau 1.7 une liste de matières et de sources d'énergie mobilisées et nous avons vu une proposition de liste d'activités faite par Baccini & Brunner. Il est donc intéressant de chercher également à lister les besoins humains. Plusieurs auteurs en ont proposé une typologie. Notons à titre non exhaustif :

- les cinq besoins listés par Maslow : physiologiques, de sécurité, d'amour, d'estime et d'accomplissement de soi (Maslow, 1943) ;

- les neuf besoins listés par Max-Neef : subsistance, protection, affection, compréhension, participation, loisir, activité de création, identité, liberté (Max-Neef, 1991) ;
- les sept besoins listés par Rosenberg : autonomie, célébration, intégrité, interdépendance, besoins physiologiques, communion spirituelle, jeu (Rosenberg, 2016).

La question des besoins est extrêmement complexe car culturellement et historiquement variable : s'il y a un consensus relatif pour dire que des besoins existent, la définition théorique de ceux-ci est très difficile. Nous nous concentrerons principalement sur les besoins physiologiques qui présentent moins de difficultés méthodologiques et utiliserons si nécessaire les quatre autres besoins de Maslow, traditionnellement employés, pour compléter cette liste. Les besoins physiologiques, dont l'alimentation et l'excrétion décrites ici sont un représentant, sont indiscutablement nécessaires à la vie humaine car leur non-satisfaction entraîne la mort. Cela ne les place toutefois pas nécessairement dans une position de supériorité par rapport aux autres besoins (Maslow, 1943) mais leur confère une particularité par leur traduction nécessaire en termes de flux physiques.

Dans la tradition des règles de base de survie, on mentionne usuellement le moyen mnémotechnique des 4 x 3 pour classer par ordre d'importance quatre besoins physiologiques en fonction de l'urgence à les assouvir⁶² :

- trois minutes pour l'approvisionnement en oxygène ;
- trois heures pour la thermorégulation ;
- trois jours pour l'approvisionnement en eau ;
- trois semaines pour l'approvisionnement en nourriture.

Une fois de plus, l'excrétion n'est pas mentionnée dans cette liste mais il conviendrait bien sûr de mettre en parallèle l'excrétion de gaz carbonique, d'urine et de matières fécales pour les trois approvisionnements correspondants en tant que besoin physiologique fondamental. D'autres besoins physiologiques existent (par exemple le sommeil) que nous n'aborderons pas ici car ils sortent du périmètre de notre travail.

En conclusion, les trois niveaux d'analyse présentés précédemment (flux de matières et d'énergie ; activités ; besoins) nous paraissent pouvoir être utilisés pour décrire un système socio-écologique en

⁶² Il semblerait que cette liste ait initialement été proposée par un certain Ron Hood. Cette règle nous est connue par tradition orale.

sous-systèmes. Le prisme d'analyse matières premières & énergie inviterait à créer huit sous-systèmes correspondant à ces flux. Le prisme d'analyse activités conduirait à l'adoption de quatre ou six sous-systèmes. Enfin, le prisme d'analyse des besoins peut permettre de caractériser autant de sous-systèmes liés aux différents besoins humains : système de thermorégulation pour le besoin physiologique d'homéothermie de maintenir le corps à 37 °C, système de protection physique pour le besoin de sécurité physique contre les éléments naturels, système religieux pour le besoin de communion spirituelle, etc. On voit tout de suite que l'interdépendance des matières, activités et besoins et leur absence de relation biunivoque rend toutefois difficile la définition des sous-systèmes.

Nous proposons d'illustrer par un schéma conceptuel (Figure 1.17) comment un système socio-écologique peut être représenté comme la combinaison des relations entre besoins, activités et mobilisation de matières et d'énergie. Nous choisissons pour cette représentation les cinq besoins de Maslow, les six activités adaptées de Brunner & Baccini et les huit matières et sources d'énergie du Tableau 1.7.

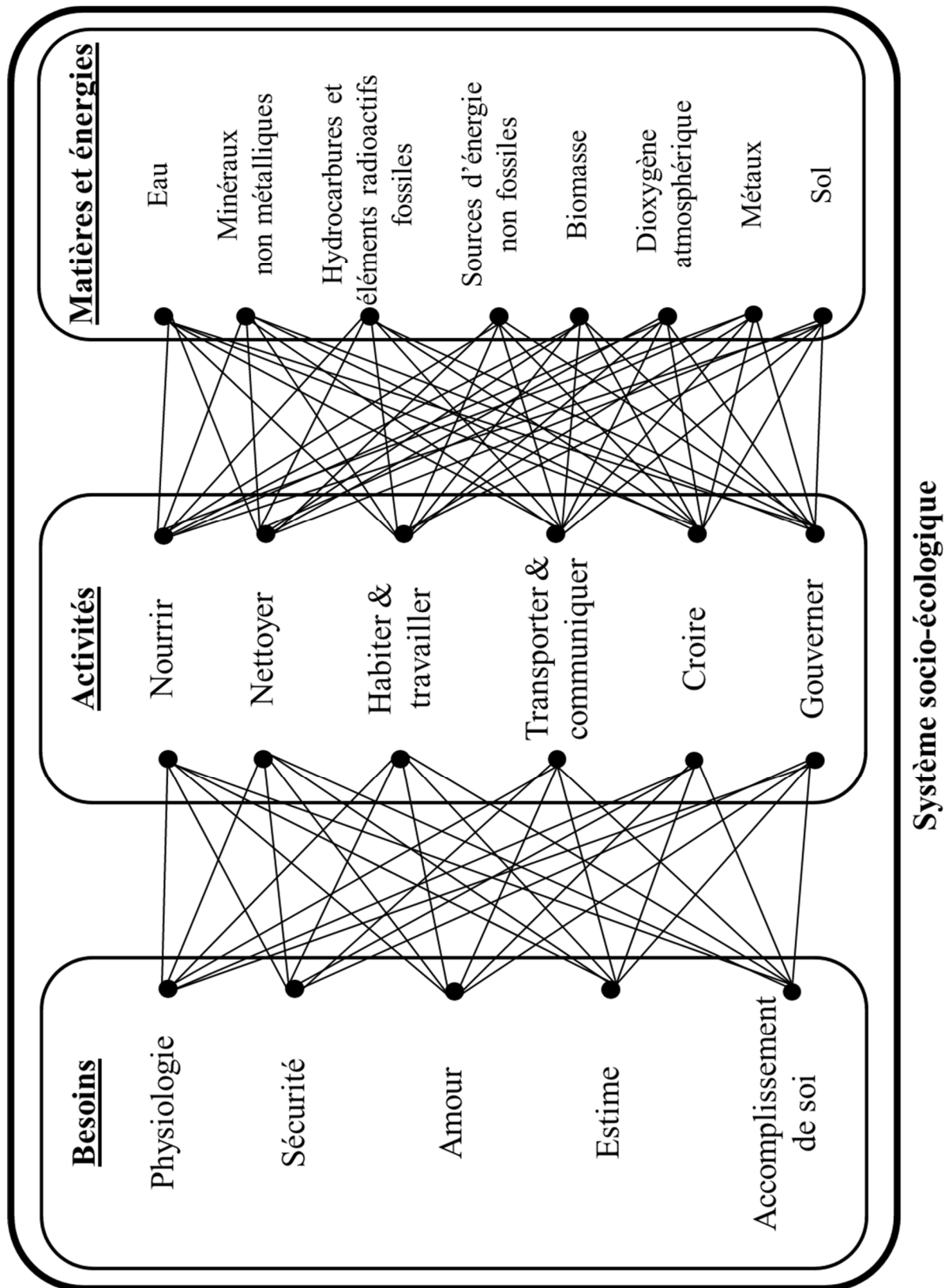


Figure 1.17 : Représentation d'un système socio-écologique par la relation entre besoins, activités et matières & énergie.

Nous avons volontairement représenté, dans cette figure (Figure 1.17), le caractère foisonnant des différents liens entre besoins, activités et matières & énergie, qui montre la difficulté d'appréhender de façon simple des sous-systèmes au sein d'un système socio-écologique. Il nous semble toutefois possible de caractériser de tels sous-systèmes en cherchant quelles relations entre certains besoins, activités et flux de matières & d'énergie spécifiques peuvent faire système.

1.3.1.3. Le système alimentation/excrétion

Les deux besoins physiologiques d'approvisionnement du corps humain en nutriments et d'excrétion sont traduits au niveau du corps humain par six activités principales (cf. chapitre 1.2) : inspiration, alimentation (solide et liquide), expiration, excréctions urinaire, fécale et tégumentaires. Ils correspondent à l'activité nommée « s'alimenter & excréter ». Dans le cas des villes occidentales, l'activité « transporter » sera également essentielle pour l'approvisionnement alimentaire et pour l'évacuation des excréments.

En termes de flux de matière première et d'énergie, ces deux besoins physiologiques nécessitent de recourir *a minima* à trois matières premières : l'eau, la biomasse (nourriture) et le dioxygène atmosphérique (cf. chapitre 1.2). La dépendance des êtres humains à des organismes autotrophes (cf. sous-section 1.2.1.3) induit également de façon indirecte une dépendance aux flux d'énergie solaire et aux sols. Enfin, dans le cas des sociétés urbaines occidentales d'aujourd'hui, les trois autres flux principaux listés (hydrocarbures et éléments radioactifs fossiles, minéraux non métalliques et métaux) sont également mobilisés pour permettre de soutenir les besoins d'alimentation et d'excrétion. À titre d'exemple, le stockage d'une tranche de jambon dans un réfrigérateur nécessitera le recours à des minéraux non métalliques pour construire la cuisine, à des métaux pour construire le réfrigérateur où est stockée la tranche de jambon et enfin à des énergies (usuellement fossiles) pour alimenter le réfrigérateur en énergie.

En outre, l'interdépendance des matières & énergie, activités et besoins induit que les deux besoins physiologiques qui nous intéressent peuvent également être reliés à d'autres besoins car les activités d'alimentation et d'excrétion ne sont pas toujours imputables à un strict besoin physiologique. Elles peuvent répondre à d'autres besoins comme un besoin d'activité de création déployé en création culinaire, un besoin de célébration pour les repas festifs, un besoin de communion spirituelle pour les offrandes de nourriture aux dieux, un besoin inassouvi d'amour, d'estime ou d'accomplissement de soi pour les pathologies liées à l'alimentation telles que la boulimie ou l'anorexie, etc.

Il nous semble toutefois que les besoins physiologiques d'alimentation et d'excrétion sont reliés de façon suffisamment forte aux activités correspondantes d'alimentation et d'excrétion pour qu'ils puissent correspondre à la caractérisation d'un sous-système. Nous nous intéresserons donc à toutes

les interactions au sein d'une société et entre une société et son environnement qui sont induites par les six activités physiologiques décrites au chapitre 1.2⁶³ et considérerons qu'elles peuvent former un sous-système au sein d'un système socio-écologique que nous nommerons système alimentation/excrétion. La caractérisation plus fine de ce sous-système sera un objet essentiel de la suite de cette thèse.

La définition d'un système autour de ces deux activités se retrouve rarement dans la littérature actuelle. En effet, la dichotomie est généralement très forte entre le système alimentaire, qui concerne les flux d'approvisionnement à l'échelle humaine ou de la société, et le système de gestion des excréments. On retrouve par exemple cette dichotomie dans les catégories d'activités proposées par Brunner & Baccini (2012) qui distinguent fondamentalement « nourrir », qui comprend la gestion de l'alimentation, et « nettoyer », qui comprend la gestion de l'excrétion, si bien que les catégories d'activités proposées par ces deux auteurs nous paraissent inadéquates ici. Si nous prenons par exemple le cas de l'évacuation de matières fécales dans une toilette à chasse d'eau, inclure celle-ci dans une activité « nettoyer » présuppose déjà que les matières fécales sont perçues comme une saleté à éliminer. À notre sens, l'activité « nettoyer » ne correspond pas à l'évacuation des matières fécales, qui participe d'une activité de gestion des excréments, mais devrait se cantonner à l'entretien de la toilette ce qui, en termes de flux, ne correspond plus qu'à des flux minimes par rapport aux flux en jeu dans la gestion des excréments.

Cette analyse conjointe de l'alimentation et de l'excrétion nous paraît indispensable dans le cadre de l'étude de la soutenabilité de systèmes socio-écologiques. Elle a déjà été proposée par certains auteurs et communautés (cf. également section suivante 1.3.2 et chapitre 4.1). Nous proposons ici de formaliser la définition et la caractérisation d'un tel système en bénéficiant des apports de la socio-écologie et de l'écologie territoriale⁶⁴.

Nous affinerons la définition de ce système alimentation/excrétion et sa distinction par rapport aux autres sous-systèmes d'un système socio-écologique par la suite (cf. en particulier la section 1.3.3, le

⁶³ Pour mémoire : inspiration, alimentation (solide et liquide), expiration, excréments urinaire, fécale et tégumentaires.

⁶⁴ Il nous semble également incontournable de rendre hommage aux auteurs français du XIX^e siècle qui ont, il y a déjà longtemps, mis au jour l'importance et la fécondité du prisme d'analyse conjointe alimentation/excrétion. Citons en particulier Pierre Leroux qui, dans sa théorie du Circulus, nomme ce système « nutrition et sécrétion » (Leroux, 1853). Au vu de ce que nous décrirons à la sous-section 3.1.2.1, il nous paraît très probable que cette approche soit également légataire d'une appréhension extrême-orientale de l'alimentation et de l'excrétion comme faisant système.

chapitre 2.1 et la Figure 2.5). Dans l'attente de ces développements ultérieurs, nous proposons d'identifier *a minima* trois autres sous-systèmes qui sont le système énergie, le système eau et le système transport et dont nous détaillerons les caractéristiques. Nous préciserons également le spectre couvert par l'étude que nous menons dans cette thèse par rapport à l'étude de l'intégralité du système alimentation/excrétion. Au vu de la part majoritaire de population urbaine dans les sociétés occidentales – et même depuis récemment au niveau planétaire (ONU, 2014) –, nous nous intéresserons plus spécifiquement au cas des systèmes alimentation/excrétion des sociétés de territoires urbains. La définition d'une ville fait l'objet de nombreux débats et nous nous cantonnerons ici à caractériser les villes au sens de l'unité urbaine de l'INSEE à savoir une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu qui compte au moins 2 000 habitants.

En conclusion, pour caractériser les systèmes alimentation/excrétion dans une approche d'écologie territoriale, nous chercherons à étudier les flux énergétiques et matériels qui permettent de soutenir le métabolisme humain des citadins occidentaux en intégrant autant que possible les dimensions immatérielles liées à ces flux.

1.3.2. Le métabolisme urbain et son empreinte

Du fait que nous nous intéressons aux territoires urbains, l'analyse de flux de matière et d'énergie que nous cherchons à mener s'apparente également à l'écologie urbaine et aux études de métabolisme urbain. Nous allons donc analyser dans cette section les études abordant ce sujet.

1.3.2.1. Décorrélation de l'alimentation et de l'excrétion

L'idée de considérer les flux de matière et d'énergie d'une ville en analogie avec ceux des écosystèmes a été largement développée depuis plus de cinquante ans, depuis les travaux pionniers d'Odum⁶⁵. Ces approches générales sont très riches en enseignement et montrent la linéarité de la ville occidentale, similaire à un grand organisme hétérotrophe qui dépend pour sa survie de l'approvisionnement en ressources et de l'évacuation de déchets. Pour analyser plus en détail le système alimentation/excrétion, nous allons nous intéresser aux études qui se sont concentrées sur l'approvisionnement alimentaire des villes, les excrétions urbaines correspondantes et les quelques travaux que nous avons pu trouver qui combinent ces deux approches.

⁶⁵ On pourra consulter l'ouvrage de référence Odum, E. P. (1963). *Ecology*. New York, Holt, Rinehart and Winston.

L'approvisionnement alimentaire des villes a fait l'objet de nombreux travaux de biogéochimie et d'écologie territoriale ces dernières années, dont un certain nombre a porté sur l'étude de l'agglomération parisienne et du bassin de la Seine. On notera ainsi les thèses de Chatzimpiros (2011) et Bognon (2014) qui ont entre autres analysé l'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne sous l'angle des trajectoires socio-écologiques de temps long et des jeux d'acteurs associés. L'azote apparaît comme un traceur pertinent des flux alimentaires à partir duquel est construite la notion d'empreinte environnementale, azotée, de l'approvisionnement des villes (Billen *et al.*, 2009b ; 2012b). En effet, les villes industrielles occidentales sont caractérisées par le fait que leur empreinte environnementale est désormais largement externalisée (Barles, 2015b) et les territoires agricoles d'approvisionnement alimentaire des villes participent largement aux perturbations des cycles biogéochimiques de l'Anthropocène.

Les villes sont également largement déconnectées des territoires agricoles qui les entourent, comme illustré dans la figure suivante (Figure 1.18) issue de Billen *et al.* (2012b).

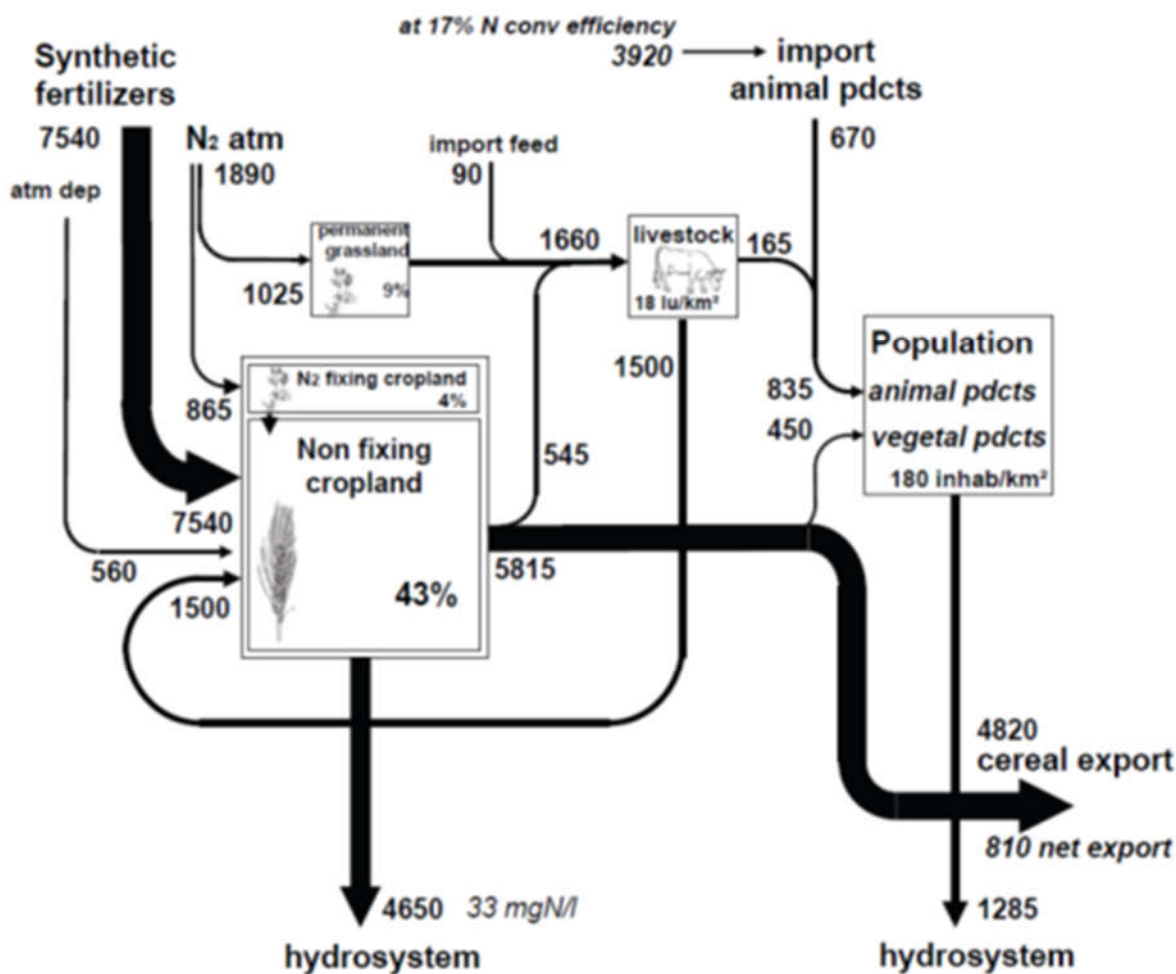


Figure 1.18 : Flux d'azote du système agricole du bassin de la Seine en 2006.

Les flux sont exprimés en kgN/km²/an. Source : Billen *et al.* (2012b)

On voit que l'alimentation de la population du bassin de la Seine (soit en majorité l'agglomération parisienne), ne représente que 10 % des céréales produites sur ce même territoire. Cette déconnexion est également illustrée par les flux représentés sur cette même figure puisque le seul flux de recirculation est celui de l'épandage des excréments animaux sur les champs. La ville apparaît comme un destinataire final des flux agricoles dont le devenir est un rejet à l'environnement, en l'occurrence les hydrosystèmes dans le cas de l'agglomération parisienne en 2006 via le système d'assainissement. Dans une telle représentation, l'existence d'un système alimentation/excrétion n'apparaît pas de façon triviale et on constate plutôt une déconnexion entre un système de production alimentaire, qui participe pour une petite part à l'approvisionnement des territoires urbains voisins, et une ville qui reçoit des flux alimentaires d'un côté et rejette des eaux usées de l'autre, sans que ces deux flux ne semblent réellement faire système.

Parallèlement, certains auteurs se sont intéressés au devenir des déchets urbains en analysant leur impact environnemental dans le temps (Morée *et al.*, 2013). Ils montrent que une large déconnexion

entre l'alimentation et l'excrétion des villes, qui ne font pas système aujourd'hui, mais participent de deux fonctions relativement décorréelées, tel qu'illustré par le choix de Baccini & Brunner (2012) de distinguer deux activités différentes « nourrir » et « nettoyer » pour la gestion des intrants alimentaires de la ville et celle des excréments.

Ce sont finalement les études sur le temps long qui montrent qu'alimentation et excrétion ont pu, par le passé, faire système.

1.3.2.2. Approches systémiques de l'alimentation et de l'excrétion

Cette décorrélation de l'alimentation et de l'excrétion, sur laquelle nous reviendrons dans la troisième partie de cette thèse, est ainsi mise en exergue par les travaux de Barles qui a montré, dans le cas de l'agglomération parisienne, qu'elle est finalement le fruit d'un long processus d' « invention des déchets urbains » (Barles, 2005) au terme duquel les excréments urbains apparaissent comme dénués de valeurs et comme une charge pour la ville et, avec l'avènement du tout-à-l'égout pour les excréments humains, connectés non pas au système alimentation mais au système de gestion de l'eau en ville et à l'activité de « nettoyer » (cf. également Drangert, 2017).

Forkes (2007) a proposé une approche générique des flux linéaires et circulaires de l'alimentation et de l'excrétion d'une ville dans le cas de Toronto tel qu'illustré sur la figure suivante (Figure 1.19). Sur cette base, nous proposerons à la section suivante (section 1.3.3) une représentation conceptuelle encore plus détaillée des flux du système alimentation/excrétion d'une ville.

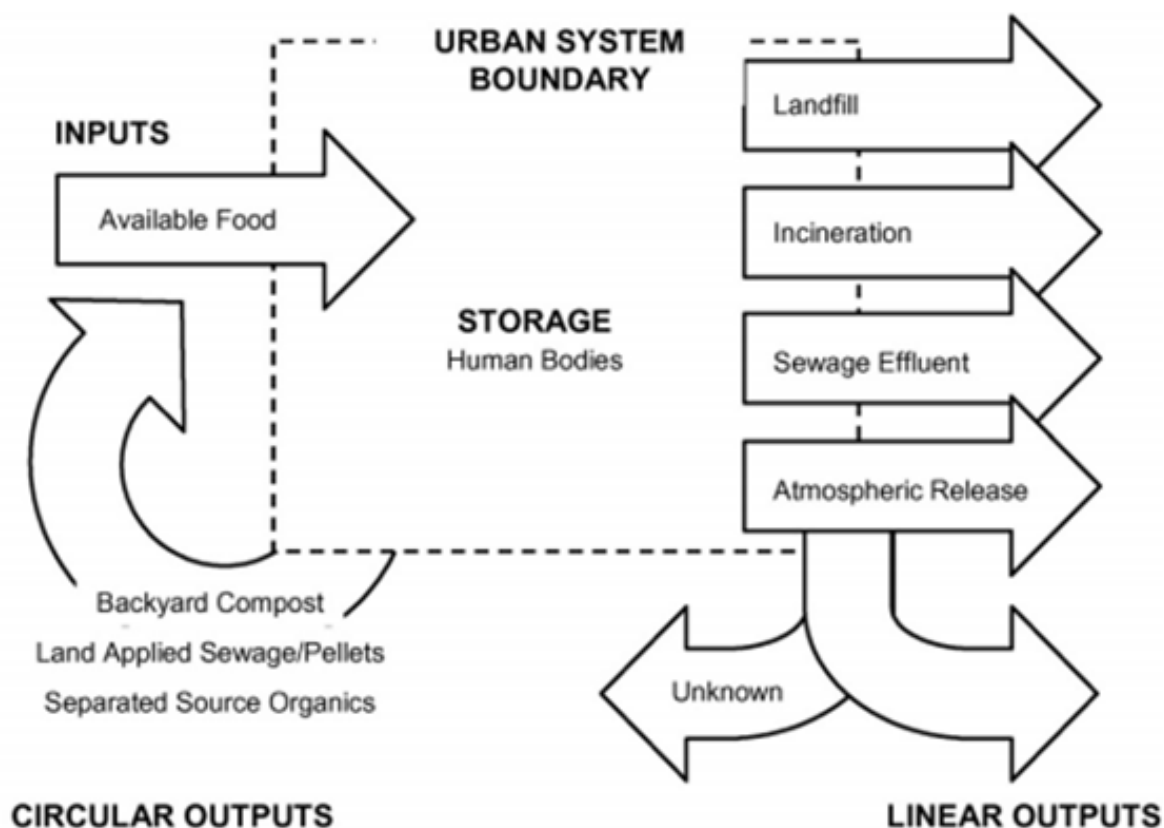


Figure 1.19 : Représentation schématiques des intrants, du stockage et des excréments dans les flux du système alimentation/excrétion d'une ville.

Source : Forkes (2007)

Du fait de la symétrie des flux d'alimentation et d'excrétion du métabolisme humain en nutriments (cf. section 1.2.1), ce sont principalement les études de flux d'azote et de phosphore qui mettent en exergue la possibilité de conceptualisation d'un système alimentation/excrétion.

Les flux d'azote de l'agglomération parisienne ont ainsi été globalement analysés par Svirejeva-Hopkins *et al.* (2011) et montrent effectivement un système alimentation/excrétion majoritairement linéaire de l'agglomération parisienne (Figure 1.20)⁶⁶.

⁶⁶ Nous précisons ces flux par la suite (cf. en particulier le chapitre 3.2). Nous montrerons en particulier que la linéarité du système alimentation/excrétion parisien est sous-estimée dans Svirejeva-Hopkins *et al.* (2011). On notera également que le taux d'émission d'azote atmosphérique sous forme de N_2 présenté correspond plutôt approximativement à la situation après mise en œuvre généralisée de la dénitrification, soit 2012, et que la situation de 2006 correspondait à rejet encore plus important d'azote réactif vers les hydrosystèmes. Nous précisons également le devenir des biodéchets.

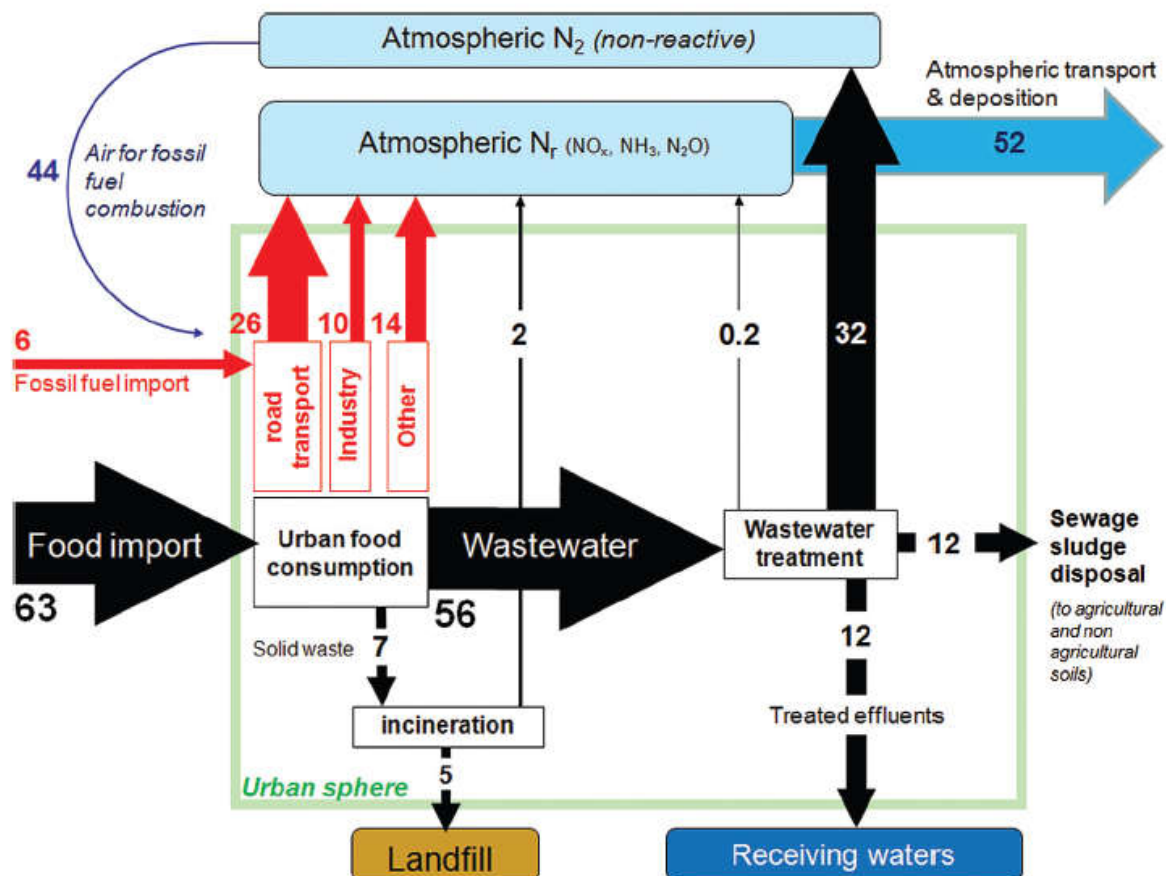


Figure 1.20 : Caractérisation globale des flux d'azote de l'agglomération parisienne montrant la linéarité de son système alimentation/excrétion

Les flux sont exprimés en GgN/an pour l'année 2006. Cf. note de bas de page n° 66 pour un commentaire succinct de cette figure. Source : Svirejeva-Hopkins *et al.* (2011).

Forkes (2007) montre également pour Toronto une très nette domination des flux linéaires sur les flux circulaires puisqu'elle aboutit à un taux de recyclage des excréments urbains du système alimentation/excrétion, quantifiés par leur contenu azoté, inférieur à 5 % sur la période 1990-2004. Barles arrive à une conclusion similaire dans l'analyse des flux d'azote de l'agglomération parisienne. La perspective historique dans laquelle elle présente les flux d'intrants et d'excréments donne à voir la possibilité de caractérisation de trajectoires socio-écologiques basés sur l'évolution du taux de recyclage de l'azote du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne (cf. Figure 1.21)⁶⁷. Nous nous appuyons sur cette proposition faite par Barles pour proposer une caractérisation fine des systèmes alimentation/excrétion urbains dans la deuxième partie de cette thèse.

⁶⁷ Nous précisons à la section 3.1.4 le périmètre légèrement différent du système alimentation/excrétion que nous proposerons de prendre pour analyser la trajectoire de Paris.

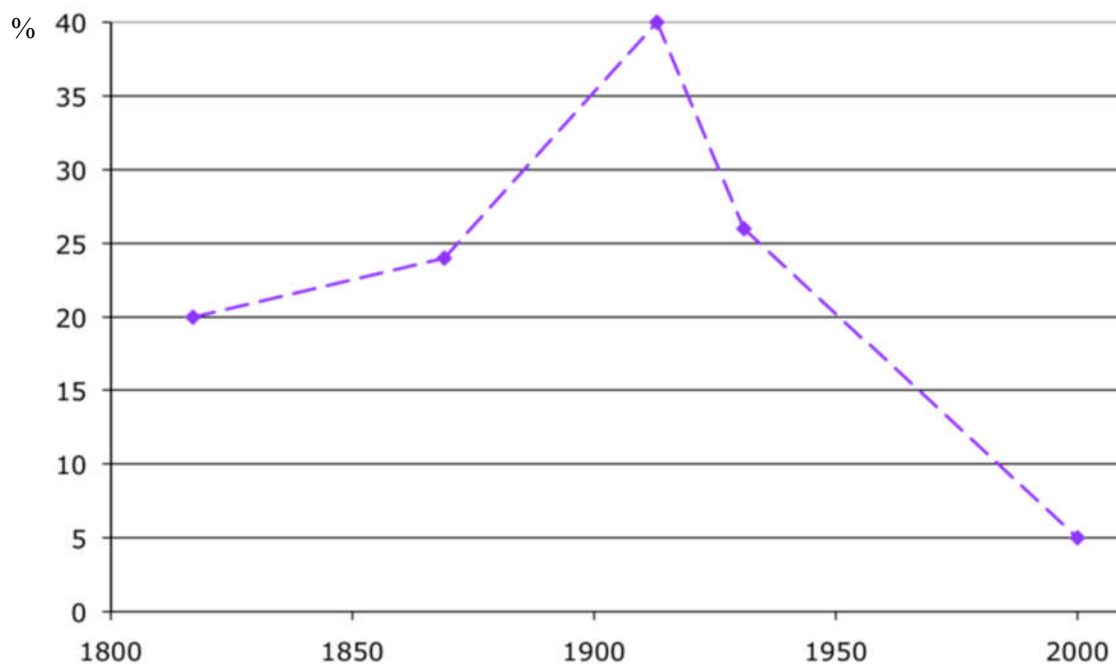


Figure 1.21 : Taux de recyclage de l'azote de l'alimentation humaine et animale à Paris aux XIX^e et XX^e siècles.

Source : Barles (2013)

Nous nous appuyerons également sur les résultats obtenus par Barles (Barles, 2007a ; 2007b) et que nous venons de présenter très succinctement pour détailler, dans la troisième partie de cette thèse, une trajectoire de système alimentation/excrétion urbain. Une analyse similaire de long terme, basée sur les flux d'azote et de phosphore, a également été développée par Neset (2005) dans le cas de la ville de Linköping en Suède. Nous présenterons plus en détails ces résultats dans la section 3.1.4.

Enfin, si nous indiquions précédemment que la distinction entre les activités « nourrir » et « nettoyer » faite par Baccini & Brunner (2012) ne permettait pas aisément de mettre en exergue un système alimentation/excrétion, il convient toutefois de souligner la richesse des angles d'approche proposés par ces auteurs pour appréhender le métabolisme de l'anthroposphère. En particulier, ils développent, suivant une logique similaire à celle que nous avons employée dans cette première partie, une approche multi-scalaire allant de l'être humain à la planète Terre. Ils représentent ainsi le système alimentation/excrétion à l'échelle des ménages que nous reproduisons dans la figure suivante (Figure 1.22)⁶⁸.

⁶⁸ Ils présentent également ce même bilan pour l'azote et pour le phosphore que nous ne reproduisons pas ici mais que nous analyserons en détail dans le cas de l'agglomération parisienne au chapitre 3.2.

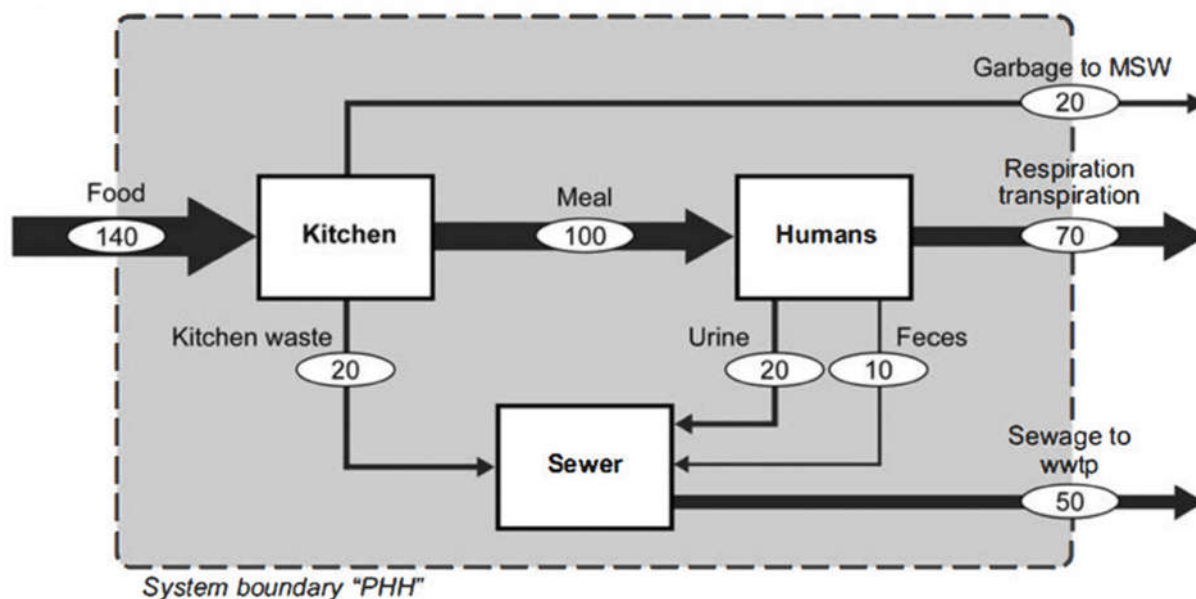


Figure 1.22 : Bilan de masse en matières sèches du système alimentation/excrétion à l'échelle d'un ménage.

Les chiffres sont en kg/pers/an. PHH = Private Household, MSW = Municipal Solid Waste, wwtp = wastewater treatment plant. Source : Baccini & Brunner (2012)⁶⁹.

En nous appuyant sur ces travaux, nous allons ainsi essayer de cerner puis caractériser le système alimentation/excrétion d'un territoire urbain en nous centrant sur le métabolisme humain et en développant, à l'amont pour l'alimentation et à l'aval pour l'excrétion, l'origine et le devenir de ces flux.

1.3.3. Le système alimentation/excrétion d'une ville

1.3.3.1. Niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion d'une ville

Le métabolisme des êtres vivants repose essentiellement sur une dualité alimentation/excrétion (chapitre 1.2). Pour les sociétés humaines agglomérées dans une ville, on peut retrouver cette dualité à tous les niveaux d'analyse. Nous nommerons intrants la matière et l'énergie entrantes à un niveau donné et excréments la matière et l'énergie sortantes :

⁶⁹ On notera que certaines valeurs de la Figure 1.22 s'écartent parfois sensiblement des valeurs présentées dans cette thèse. Les données mobilisées par Baccini & Brunner sont relativement anciennes (années quatre-vingts) et ne correspondent pas nécessairement au cas de l'agglomération parisienne aujourd'hui choisi ici.

- aux niveaux atomique, moléculaire et cellulaire, les principaux intrants sont le carbone réduit des glucides et lipides, l'oxygène, l'eau et l'azote des acides aminés ; les excréments sont le gaz carbonique et l'ammoniac (cf. Figure 1.10). Cette transformation se déroule dans la cellule et on peut ainsi considérer le gaz carbonique excrété des poumons et l'ammoniac excrété sous forme d'urée dans les urines comme les produits du métabolisme cellulaire ;
- au niveau des organes et du corps humain, les intrants sont les aliments et les excréments correspondants sont les matières fécales, résidus de la digestion des aliments qui n'auront pas pu être mobilisés par le métabolisme du niveau inférieur (c'est-à-dire cellulaire) ;
- au niveau de l'habitat, les intrants sont les provisions alimentaires et l'excrément spécifique produit à ce niveau prend la forme des biodéchets alimentaires ménagers ;
- au niveau de la ville, ainsi que des éventuelles chaînes de transformation agro-alimentaire associées à son approvisionnement, les intrants sont les productions agricoles alimentaires et l'excrément produit prend la forme de biodéchets agroalimentaires⁷⁰ ;
- au niveau des territoires agricoles alimentant *in fine* la ville, qu'on nommera hinterland agricole nourricier, les intrants sont les engrais, l'énergie solaire et le gaz carbonique et l'excrément produit à ce niveau prend la forme des émissions résiduelles du système de production agricole ;
- enfin, le dernier niveau est constitué du bassin biogéochimique qui englobe les précédents niveaux décrits et dont les ressources de l'atmosphère, l'hydrosphère, la lithosphère ou la biosphère sont principalement mobilisées par les territoires agricoles pour fournir les engrais et le gaz carbonique.

Nous proposons de représenter ces niveaux de façon imbriquées (Figure 1.23), donnant ainsi à voir un système, que nous avons nommé alimentation/excrétion (cf. 1.3.1.3) et qui, pour chaque ville donnée, se caractérise par une cascade de mobilisations de ressources dans laquelle chaque niveau peut être décrit par analogie avec le métabolisme humain. Ces niveaux s'alimentent en intrants et produisent deux matières : une qui sert d'intrant au niveau inférieur, une autre qui constitue un excrément.

⁷⁰ On désignera sous ce vocable les biodéchets produits par tous les processus de transformation autres que ceux qui se déroulent à l'échelle de l'habitat, en opposition donc à biodéchets ménagers.

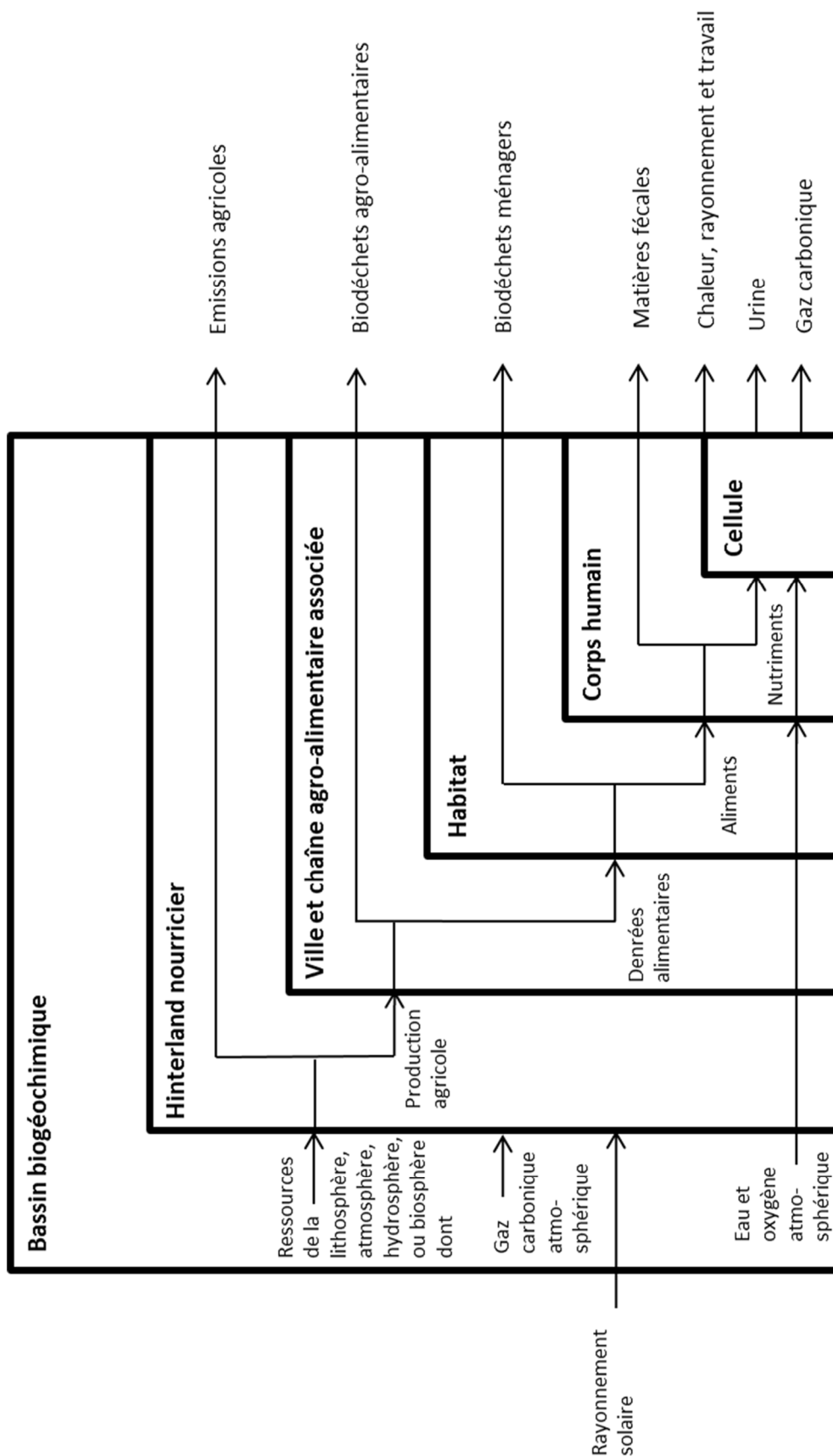


Figure 1.23 : Les niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion d’une ville et la cascade d’intrants et excréments correspondants.

Cette représentation permet de faire ressortir certains traits spécifiques du système alimentation/excrétion occultés dans les autres formes de représentations mentionnées à la section 1.3.2. Elle permet en effet d'attribuer un intrant et un excrétat spécifique à chaque niveau représenté et de les mettre ainsi en relation sur une large gamme d'échelles allant du bassin biogéochimique à la cellule. Outre le fait de distinguer un système alimentation/excrétion au sein des sous-systèmes composant un système socio-écologique, elle met en exergue certains traits saillants du métabolisme de l'anthroposphère que nous détaillerons par la suite : importance spécifique de l'urine comme excrétat (cf. chapitre 2.2), dissymétrie intrants/excrétats (cf. sous-section 1.3.3.4), etc.

Dans certains cas, la représentation sous forme de niveaux imbriqués de la Figure 1.23 correspondra en outre à une réelle imbrication spatiale des échelles concernées. On retrouve par exemple cette imbrication dans l'approvisionnement en céréales de l'agglomération parisienne à la fin du XVIII^e siècle (Billen *et al.*, 2012c).

1.3.3.2. Pertinence des niveaux représentés

Cette représentation générique nous paraît adaptée pour décrire tout système alimentation/excrétion urbain. Le fonctionnement du corps humain et de ses cellules constitue une donnée biologique d'entrée que nous considérons comme non maîtrisable ni modifiable. La représentation choisie est certes très simplifiée mais nous l'avons argumentée dans la section 1.2.1 (cf. en particulier la Figure 1.11 pour une vision plus détaillée).

Les niveaux supérieurs représentés nous paraissent revêtir un certain caractère d'universalité. Nous pourrions raffiner cette représentation en distinguant les différents lieux d'utilisation de denrées alimentaires dans la ville (lieux d'habitation des ménages, lieux de travail, espaces publics, etc.). Nous optons ici pour une vision étendue de la notion d'habitat par souci de simplicité. Nous avons également choisi de fusionner deux niveaux qui pourraient être dissociés, à savoir la ville et les chaînes de transformation agro-alimentaire associées. On pourrait arrêter plus précisément le périmètre géographique de la ville suivant la définition donnée à la sous-section 1.3.1.3 et considérer que les intrants sont l'ensemble des denrées alimentaires passant cette frontière géographique, comme cela est usuellement fait dans les analyses de métabolisme urbain (Forkes, 2007 ; Billen *et al.*, 2009b ; 2012b). Si certains produits agricoles peuvent ne subir aucune transformation entre le champ et l'assiette (fruits et légumes), les produits transformés peuvent aussi bien l'être à l'intérieur de la ville qu'à l'extérieur. Ainsi dans le cas de la fabrication d'une baguette de pain, une première transformation, la mouture des grains de céréales en farine, se déroule usuellement en dehors de la ville alors que la fabrication du pain à partir de la farine peut se dérouler dans l'atelier de l'artisan boulanger en ville. C'est cette difficulté d'établissement d'une frontière nette entre la ville et les diverses transformations agro-alimentaires des produits qui nous a amenés à présenter comme fusionnés ces deux niveaux.

La production agricole elle-même peut se dérouler en ville : l'importation de denrées, en particulier alimentaires, caractérise toutefois justement la ville aujourd'hui et la production urbaine agricole ne permet pas, aujourd'hui, de nourrir sa population. Ces flux sont donc *a priori* marginaux même s'ils peuvent justement être porteurs d'une réinvention de la place respective de la ville et de la campagne dans la production alimentaire. La traduction spatiale des niveaux imbriqués de notre schéma conceptuel montrerait alors une importance accrue de l'échelle urbaine dans le niveau que nous avons nommé hinterland agricole nourricier.

Quant à l'hinterland agricole nourricier, il peut ou il a pu exister des sociétés urbaines dont le système d'approvisionnement alimentaire reposerait principalement sur le prélèvement direct de ressources alimentaires dans l'environnement (villes côtières de pêche par exemple avec un régime alimentaire fortement piscivore). Nous excluons ici ce cas particulier d'approvisionnement alimentaire urbain et considérerons par la suite les flux directs de prélèvement de ressources alimentaires comme étant toujours minoritaires par rapport à l'approvisionnement depuis l'hinterland agricole. En effet, si nous prenons le cas de la pêche, qui nous semble être la seule ressource environnementale mobilisable en grandes quantités par l'humanité, la FAO (2005) estime que le rendement maximal annuel constant des prises de pêche marine est de 80 millions de tonnes par an. En appliquant le ratio protéique du poisson de la table CIQUAL (0,2 g/g), l'apport azoté moyen maximal d'une humanité à 7 milliards d'individus se situe en-dessous de 0,4 kgN/pers/an issu de la pêche soit environ 10 % des apports azotés d'un régime alimentaire conforme aux recommandations de l'OMS. On pourra toutefois affiner la représentation en figurant une flèche partant du bassin biogéochimique et alimentant directement la ville et sa chaîne de transformation agro-alimentaire associée par les produits de la chasse, la pêche et la cueillette.

Nous n'avons pas non plus distingué la culture de plantes et l'élevage d'animaux. Deux possibilités sont toutefois à envisager dans le cas d'élevage d'animaux : soit les animaux se nourrissent de plantes cultivées et l'élevage repose dans ce cas sur la culture de plantes. Soit les animaux pâturent et ils réalisent alors eux-mêmes directement, de façon plus ou moins contrôlée, un prélèvement au niveau supérieur du bassin biogéochimique.

Nous avons nommé bassin biogéochimique un niveau pouvant prendre de très nombreuses formes et qui fournit les éléments nécessaires à la croissance des plantes ou à l'alimentation des animaux. Deux intrants se distinguent des autres par leur caractère commun à toute forme de culture de plantes et qui sont liés au métabolisme photosynthétique des plantes chlorophylliennes :

- le rayonnement solaire, qui constitue l'unique élément extra-planétaire mobilisé par les systèmes alimentation/excrétion ;

- le gaz carbonique de l’atmosphère, qui est régulé par le cycle biogéochimique planétaire du carbone⁷¹ (cf. section 1.1.1).

Dans le cas le plus simple, ce bassin biogéochimique peut tout simplement prendre la forme du sol et du sous-sol des espaces cultivés pour autant que ceux-ci soient suffisamment riches pour fournir l’ensemble des nutriments nécessaires à la croissance des plantes. On peut citer par exemple le cas des prairies nord-américaines, mises en culture au XIX^e siècle par les colons américains et alimentant l’agglomération londonnienne. La richesse initiale de leurs sols en éléments nutritifs a permis une exploitation agricole minière de ces ressources biogéochimiques pendant quelques décennies avant l’épuisement de ces ressources⁷².

Ce bassin biogéochimique peut aussi prendre la forme d’un bassin versant, comme dans les grandes civilisations fondées sur des systèmes agricoles de décrue (Mazoyer & Roudart, 1998). Dans ce cas, les ressources nutritives permettant la croissance des plantes sont issues de l’érosion de l’ensemble du bassin versant amont du fleuve et apportées aux surfaces cultivées lors des crues du fleuve. L’immensité du bassin versant du Nil (troisième plus grand bassin versant fluvial au monde après l’Amazone et le Congo) explique ainsi le développement de la civilisation égyptienne plusieurs millénaires avant notre ère et la célèbre phrase d’Hérodote⁷³. Il en va de même pour les civilisations des grands fleuves d’Asie du Sud-Est. Citons comme dernier exemple l’industrie minière actuelle de synthèse des engrais qui élargit le bassin biogéochimique à quelques sites géologiques spécifiques de la planète dans laquelle les éléments nutritifs sont en concentrations élevées dans certaines strates géologiques (gisement de roches phosphatées du Sahara Occidental, gisement de potassium en Allemagne ou en Alsace, nitrates du Chili, etc.). Dans ce dernier cas où les lieux d’origine des engrais

⁷¹ Les intenses modifications du cycle biogéochimique planétaire du carbone opérées par les sociétés industrielles depuis le XIX^e siècle ont des conséquences susceptibles de remettre en cause le fonctionnement pérenne des systèmes alimentation/excrétion de nombreuses villes, par exemple par les modifications induites du cycle biogéochimique de l’eau (sécheresse due au changement climatique, cf. chapitre 1.2). On notera toutefois que l’augmentation de la concentration atmosphérique en gaz carbonique, pris isolément comme un facteur de croissance des plantes, n’est pas néfaste voire peut permettre dans certaines conditions d’augmenter les rendements agricoles.

⁷² Kempf (2013) reprend même une analyse de Kenneth Pomeranz selon laquelle l’exploitation des ressources biogéochimiques de l’Amérique du Nord, et en particulier des prairies mises en culture, ont été le facteur-clé, avec le charbon, expliquant l’émergence de l’Angleterre et de l’Europe comme puissance mondiale au XVIII^e siècle.

⁷³ « L’Égypte est un don du Nil » suivant la tradition française, ou plus précisément « l’Égypte [...] est un don du fleuve » (« Αἴγυπτος [...] δῶρον τοῦ ποταμοῦ ») (*Histoire* d’Hérodote).

sont fortement déconnectés du territoire agricole, on pourrait introduire un niveau supplémentaire auquel se déroule la synthèse d'engrais et qui prend des ressources biogéochimiques en intrants, produit des engrais pour l'hinterland agricole nourricier et excrète des sous-produits de la synthèse de ces engrais.

Ainsi, en gardant à l'esprit les diverses limites mentionnées ci-dessus, la représentation générique de la Figure 1.23 nous paraît suffisamment robuste pour constituer le socle commun de description du système alimentation/excrétion d'une ville.

1.3.3.3. Limites de la représentation choisie

Centrée sur les flux de matière et d'énergie dont la cascade permet d'expliquer le soutien final du métabolisme des cellules humaines d'un citoyen, la représentation de la Figure 1.23 reste toutefois nécessairement parcellaire. On notera deux principales limites à cette représentation.

Autres flux mobilisés

Cette représentation ne fait pas apparaître les flux de matière et d'énergie qui permettent de soutenir le fonctionnement du système alimentation/excrétion. Dans une approche d'écologie territoriale, il convient de compléter la représentation des flux d'intrants et d'excrétats par les flux de matière et d'énergie mobilisés aux différents niveaux pour permettre de faire fonctionner cette cascade.

Nous avons ainsi représenté à la Figure 1.23 le flux d'énergie excrété correspondant au travail, à la chaleur et au rayonnement émis par le corps humain. Une partie du travail fourni par le corps humain sert justement à soutenir le système alimentation/excrétion : travail des mâchoires pour mastiquer les aliments, travail musculaire du corps pour se rendre à un marché alimentaire, travail des muscles du système digestif pour excréter les matières fécales, etc. Cette boucle interne du système alimentation/excrétion nous paraît toutefois secondaire au regard du fait que la majeure partie du travail (au sens thermodynamique) fourni par un citoyen est dédiée à un grand nombre d'autres activités⁷⁴, liées aux autres aspects du système socio-écologique dans lequel il s'inscrit, dont le travail (au sens économique). Comme indiqué dans la sous-section 1.3.1.3, ce flux, ainsi que tous les autres flux secondaires, reflètent les caractéristiques des autres sous-systèmes socio-écologiques : système de transport, système énergie, etc.

⁷⁴ On remarquera que le nourrisson constitue un cas particulier de citoyen pour lequel l'alimentation et l'excrétion constituent une activité majeure mais il est totalement dépendant d'autres personnes pour son alimentation.

La description complète de ces flux serait ainsi colossale. Si nous prenons le cas d'un croque-monsieur mangé dans l'agglomération parisienne, elle doit tout autant inclure l'énergie d'alimentation et les matériaux de construction de la tronçonneuse qui abat un arbre en Amazonie pour cultiver du soja servant à nourrir un élevage de porc en France à l'origine de la tranche de jambon ; que l'énergie et les matériaux des pelleteuses de la mine d'uranium qui alimente la centrale nucléaire servant à faire fonctionner le four dans lequel notre habitant de l'agglomération parisienne prépare son croque-monsieur. L'interdépendance entre les flux primaires du système alimentation/excrétion et les flux qui les soutiennent est d'ailleurs très forte puisque les différentes caractéristiques d'un système socio-écologique se construisent ensemble dans le temps. Nous limiterons ici volontairement l'analyse des systèmes alimentation/excrétion aux flux primaires de matière et d'énergie de la cascade des intrants et excréments. Autant que possible, nous chercherons à intégrer qualitativement, voire quantitativement, dans notre analyse les éléments de contexte liés à tous les flux de soutien des systèmes socio-écologiques étudiés. Nous chercherons aussi à mettre en exergue le degré de couplage entre ce que nous nommons système alimentation/excrétion au sens strict et les autres sous-systèmes socio-écologiques (cf. plus loin Figure 2.5). Nous n'avons pas l'ambition de décrire finement ces éléments dans notre analyse centrée sur le système alimentation/excrétion. Par la suite, nous renverrons autant que possible à des travaux spécifiques, et en particulier aux analyses de cycle de vie, pour intégrer ces autres sous-systèmes socio-écologiques.

Supports physiques

La représentation choisie en Figure 1.23 ne permet pas de décrire les supports physiques sur lesquels se déroulent les différents processus alors même que ceux-ci vont fortement les conditionner. Les différents compartiments environnementaux du bassin biogéochimique dans lequel s'inscrit notre système interagissent avec tous les niveaux. Ainsi, la frontière entre le bassin biogéochimique et les terres agricoles de l'hinterland nourricier est difficile à définir : le sol par exemple, est fondamentalement intégré dans l'hinterland nourricier et conditionne les pratiques culturelles envisageables. Dans le cas d'une culture de légumineuse alimentant un animal d'élevage, la légumineuse joue au moins deux rôles : par sa symbiose avec des bactéries fixatrices d'azote, elle permet d'introduire la ressource biogéochimique que constitue l'azote atmosphérique dans le système agricole, sous la forme d'azote réactif, et cette fixation se situe ainsi à la frontière entre le bassin biogéochimique et l'hinterland agricole ; elle sert également de culture nourricière pour les animaux d'élevage et constitue alors, en tant que telle, un élément interne à l'hinterland agricole.

La description complète de ces supports physiques compliquerait inutilement le schéma à ce stade mais nous les intégrerons autant que possible de manière qualitative dans notre analyse, en particulier en ce qui concerne les artefacts urbains impliqués dans le système alimentation/excrétion (toilettes, poubelles, réseaux urbains, etc.).

L'ambition de l'écologie territoriale de prendre en compte les dimensions sociales, économiques, politiques et techniques des flux dans un territoire, qui en fait la force, est aussi un de ses points principaux de difficulté méthodologique : arriver à analyser correctement un système sans verser ni dans l'extrême complexité de la description fine de l'ensemble de ces facettes, ni dans la simplification à outrance de la stricte analyse de flux déconnectée des enjeux du territoire. Notre objectif en la matière est d'arriver à nous concentrer sur les points saillants d'analyse qui nous paraissent les plus pertinents à investiguer.

1.3.3.4. La dissymétrie alimentation/excrétion

Malgré une symétrie indiquée comme fondamentale dans les métabolismes des différents niveaux imbriqués (alimentation/excrétion – intrants/sortants), la Figure 1.23 présente une profonde dissymétrie entre les intrants, que nous avons représentés à l'intérieur des différents niveaux et les excréments que nous avons choisi de représenter à l'extérieur de tous les niveaux. Cette représentation est volontaire et vise à traduire cette dissymétrie.

En effet, il peut exister une très grande variété de modalités de mise en œuvre à chaque niveau : nature des ressources prélevées dans le bassin biogéochimique, pratiques culturelles, degré de transformation des produits agricoles avant consommation, pratiques culinaires et alimentaires, en particulier vis-à-vis des biodéchets, spécificités du régime alimentaire, etc. Mais le schéma conceptuel nous semble toujours être le même car il est fondamentalement guidé par les contraintes inhérentes à n'importe quel système alimentation/excrétion urbain.

La première contrainte, déjà évoquée ci-dessus, tient au besoin physiologique humain de s'alimenter et d'excréter. Le caractère chimioorganohétérotrophe du métabolisme humain, développé à la section 1.2.1, entraîne une dépendance, en amont de la chaîne, vis-à-vis d'organismes photoautotrophes. La génération de biodéchets ménagers ou agroalimentaires paraît inéluctable par la nature même des denrées alimentaires dont peut disposer l'humanité (non comestibilité humaine de la coque de noix, difficulté de consommer de l'herbe, etc.). L'organisation d'une société sous forme d'une ville entraîne également la dépendance à un hinterland nourricier puisque les citoyens ne sont pas les producteurs principaux de leur alimentation. La culture de plantes photosynthétiques, à la base de toute civilisation humaine ayant effectué sa révolution néolithique, paraît également caractériser de façon incontournable l'hinterland nourricier comme étant un territoire de cultures agricoles et il ne paraît pas possible d'annuler les émissions agricoles dans une culture au champ. Enfin l'inscription de ces niveaux dans un bassin biogéochimique de la planète paraît également inéluctable de par notre condition d'habitants de la planète Terre. Nous discuterons ci-après des éventuelles possibilités de s'abstraire de ces contraintes.

Possibilités d'abstraction des contraintes des systèmes alimentation/excrétion

La contrainte de l'existence d'un niveau urbain est incontournable par hypothèse, du fait même du choix d'orienter nos recherches sur les sociétés urbaines. L'hinterland nourricier devient également *de facto* une contrainte incontournable. On voit en effet que, dans les conditions actuelles de l'agriculture occidentale, l'autoproduction alimentaire en ville contrevient à la définition même que nous avons donnée de la ville en termes de bâti continu pour des raisons de surfaces agricoles nécessaires et de densité de population urbaine⁷⁵.

De nombreux auteurs explorent toutefois la suppression de ces différentes contraintes. Certains courants transhumanistes⁷⁶ visent ainsi à travailler au changement des modalités du métabolisme humain : il nous est loisible d'imaginer nous alimenter exclusivement par intraveineuse, comme cela se pratique par exemple aujourd'hui dans les situations de soutien médical dans le cas de maladies de défaillance du système digestif. Une alimentation en continue par intraveineuse pourrait ainsi peut-être nous permettre de nous abstraire du fonctionnement de notre système digestif et de l'excrétat correspondant, à savoir les matières fécales⁷⁷. L'alimentation par intraveineuse peut aussi permettre de se passer d'un hinterland nourricier puisque les nutriments directement injectés dans le système veineux pourraient alors provenir d'une synthèse industrielle à partir de molécules prélevées dans l'environnement (chimie organique à partir d'hydrocarbures fossiles par exemple). De façon encore plus extrême, certains auteurs travaillent sur la possibilité de faire muter des humains pour qu'ils deviennent photoautotrophes ce qui modifierait radicalement le système alimentation/excrétion de cette population (Agapakis *et al.*, 2011).

La chaîne de transformation agro-alimentaire ou la génération de biodéchets semblent à peu près inéluctables. Le premier élément qui ressort de l'analyse qualitative des biodéchets urbains, par

⁷⁵Nous verrons au chapitre 3.2 qu'un habitant de l'agglomération parisienne mobilise aujourd'hui environ 5 000 m² de surfaces agricoles dans son hinterland agricole nourricier et, même en supposant que l'on divise cette surface par 10 (ce qui peut être envisageable), voire par 100, il ne paraît pas envisageable que la ville produise sa nourriture alors que la surface disponible par habitant est de 47 m²/habitant dans la Ville de Paris et de 270 m²/habitant à l'échelle de l'agglomération parisienne.

⁷⁶ Suivant Dorthe & Roduit (2014), « le transhumanisme peut être défini comme un mouvement d'idées reposant sur deux convictions : d'une part il n'y a aucune raison de penser que l'humanité est arrivée au terme de son évolution ; d'autre part, elle peut et doit aujourd'hui prendre en charge son évolution et sa destinée grâce aux sciences et technologies émergentes et à venir, issues de la convergence Nano, Bio, Info, Cogno (NBIC) ».

⁷⁷ Nous n'avons pas creusé cette piste de recherche, par choix d'orientation de nos recherches comme indiqué ci-après, mais nous pouvons noter que ce système entraînerait sûrement malgré tout une excrétion anale de flux minimes (sécrétions biliaires entre autres).

symétrie avec les denrées alimentaires, est la très grande variété de leur typologie⁷⁸. Leur analyse nécessiterait de mener un travail spécifique qui sort de notre cadre⁷⁹. Ces niveaux pourraient être raccourcis voire supprimés (par exemple par la consommation d'épluchures usuellement non consommées, par l'achat de produits non transformés) mais elles annuleraient alors simplement un flux dans notre schéma.

Au niveau de l'hinterland nourricier, la culture de plantes hors sol permet également d'envisager de s'abstraire d'une agriculture ancrée dans un territoire non urbain. Allant encore plus loin, Matassa *et al.* (2015) proposent de s'abstraire radicalement des contraintes de la culture de plantes, en particulier pour l'alimentation animale. Partant du constat similaire à celui que nous exposons au chapitre 1.2 de tension sur les ressources planétaires, ces auteurs proposent que des « bactéries lithotrophiques hydrogénéotrophiques [soient cultivées à partir d']énergie verte produite en dehors des périodes de pointe de consommation énergétique et à partir d'ammonium récupéré [en station d'épuration], pour produire directement des protéines à haute valeur ajoutée avec un coût énergétique faible et des gains environnementaux nets (captation de CO₂) »⁸⁰. De tels systèmes de production de nourriture peuvent alors effectivement permettre de s'abstraire des surfaces cultivées d'un hinterland nourricier et concilier les contraintes présentées ci-dessus comme insolubles de densité de population urbaine et de surfaces nécessaires à la production alimentaire.

Fusions de niveaux

Finalement, nous constatons que toutes ces propositions de remise en cause des niveaux imbriqués et des cascades d'intrants/excréments associées peuvent être analysées comme la fusion de différents niveaux entre eux. Fusion de la cellule et du corps humain dans le cas du transhumanisme, fusion de l'habitat avec le corps humain (ingestion de denrées usuellement non consommées) ou avec la chaîne de transformation agro-alimentaire (achats ménagers exclusifs d'aliments prêts à ingérer) dans le cas

⁷⁸ À cette variété typologique des biodéchets peut d'ailleurs répondre une variété typologique des modalités de gestion mises en œuvre telles que la filière de valorisation d'huiles de cuisine usagées à Barcelone, la filière de valorisation de coquilles d'huîtres à La Rochelle, etc.

⁷⁹ On pourra à cet effet se référer à la thèse en cours de Barbara Redlingshofer. Dans cette thèse, elle vise à développer une méthodologie pour caractériser la gestion de nourriture en ville, en analysant spécifiquement les flux de nourriture non-consommée (pertes et gaspillages alimentaires). L'analyse doit permettre de décrire et caractériser les flux alimentaires dans le périmètre urbain, identifier l'ampleur des flux de nourriture non-consommée, les activités et acteurs à l'origine et les modalités de leur gestion (prévention à la source, redistribution, recyclage et valorisation).

⁸⁰ Traduction personnelle.

de la suppression du biodéchet ménager, fusion plus ou moins intégrée de l'hinterland avec l'habitat dans le cas de la fabrication d'aliments à domicile, fusion de l'hinterland et de la ville dans la culture hors sol ou la culture microbiologique alimentaire. La question de la fusion des niveaux imbriqués relève finalement de considérations éthiques, culturelles et de choix de société, qui renvoient à d'autres disciplines scientifiques et ne seront pas abordées ici.

Dans la suite de notre discussion, et principalement dans les réflexions prospectives que nous mènerons, nous proposons de nous placer dans le cadre suivant :

- nous excluons toute fusion des niveaux du corps humain et de la cellule et considérons un modèle de société non transhumaniste où le métabolisme humain n'est pas modifié, hormis le cas marginal du cadre médical précédemment mentionné ;
- nous considérons comme marginales, en termes d'approvisionnement de la ville, toutes les productions alimentaires déconnectées de territoires agricoles ruraux (agriculture urbaine, culture hors-sol, cultures microbiennes alimentaires, etc.) et considérons donc l'hinterland agricole extérieur à la ville comme le pourvoyeur principal de produits alimentaires pour la ville⁸¹. Dans les cas qui nous intéressent, et en particulier, la prospective relative à l'agglomération parisienne et plus généralement aux villes françaises et occidentales, nous nous plaçons dans le cas d'un modèle de société qui maintient une production agricole connectée à la terre et aux territoires ruraux ainsi que les éléments de patrimoine qui y sont attachés (paysages, savoirs-faires, biodiversité, métiers, etc.).

Nous avons ainsi défini un cadre conceptuel qui sera celui des systèmes alimentation/excrétion urbains discutés dans cette thèse. Nous avons vu qu'il impose des contraintes dans l'organisation des niveaux imbriqués, du bassin biogéochimique jusqu'à la cellule, et dans la cascade des ressources mobilisées et des flux d'intrants associés. Il nous semble présenter de ce fait un caractère d'universalité. Face à cela, nous avons mis en exergue la production d'excrétions correspondant à chaque niveau mais nous n'avons pas détaillé plus avant leur inscription dans les différents niveaux dans le cadre de la Figure 1.23. Nous avons souhaité montrer ainsi la fondamentale dissymétrie existant entre l'universalité des

⁸¹ Nous semblons ici placer sur le même plan des pratiques radicalement différentes telles que l'agriculture urbaine ou la culture microbienne alimentaire. Notre propos est surtout ici d'insister sur la primauté des territoires agricoles ruraux pour alimenter la ville comme choix de société. Si la proposition de marginaliser la culture alimentaire microbienne consiste effectivement à l'évacuer comme modèle de production alimentaire, la pratique d'une agriculture urbaine, marginale en termes de flux alimentaires produits, peut avoir des effets sociaux non négligeables sur le fonctionnement d'un système alimentation/excrétion urbain et mériter paradoxalement d'être promue tout en assumant son caractère marginal.

niveaux et ressources mobilisés dans la cascade des flux d'intrants et une certaine liberté dans la possibilité d'organisation des flux liés aux excréments. Il en découle une grande variété typologique dans les modalités de gestion de ces flux qui va ainsi permettre de distinguer fondamentalement les différentes sociétés⁸². C'est sur cette variété que va porter le travail présenté dans la seconde partie de cette thèse.

⁸² Nous interprétons le travail de l'artiste Piero Manzoni, qui a mis dans des boîtes de conserve ses matières fécales (*Merda d'artista*), comme une interpellation sur le fait que les sociétés humaines disposent effectivement de degrés de liberté extrêmes quant aux modalités de gestion de leurs excréments.

Conclusion de la première partie

Cette première partie nous a permis de poser le cadre de l'analyse que nous souhaitons développer des systèmes alimentation/excrétion urbains. Travaillant à différentes échelles, nous avons d'abord caractérisé les enjeux planétaires associés à l'alimentation et à l'excrétion humaine et mis en exergue l'inscription des êtres humains dans des cycles biogéochimiques planétaires, désormais profondément bouleversés par l'action de certaines communautés humaines, et la dépendance de l'épanouissement de l'humanité à la stabilité de ces cycles biogéochimiques. Nous avons analysé la double tension qui s'exerce sur les ressources biogéochimiques de la planète, tant en termes de capacité de mobilisation de ressources par les êtres humains pour subvenir à leurs besoins qu'en termes de limitation de la perturbation des cycles.

À l'autre bout du spectre scalaire d'analyse, nous avons étudié le fonctionnement du corps humain et de ses cellules, caractérisé le besoin physiologique fondamental des êtres humains de s'alimenter et d'excréter et mis en exergue la chimioorganohétérotrophie et l'uréotélie des êtres humains. Nous avons caractérisé les différents régimes alimentaires possibles ainsi que les différentes excréctions du corps humain, principalement l'urine et les matières fécales.

Enfin, nous avons développé la notion de système alimentation/excrétion urbain et montré comment chaque ville constitue un territoire de rencontre biogéochimique entre l'échelle planétaire et celle des cellules du corps humain. Nous avons décrit le système alimentation/excrétion urbain par une succession de niveaux imbriqués qu'il mobilise et par les flux correspondants d'intrants et d'excrétats.

Nous plaçons notre travail dans le cadre d'une réflexion plus générale d'écologie territoriale appliquée à la ville et centrée sur la compréhension et l'analyse des flux de matière et d'énergie au sein d'une ville et entre cette ville et son environnement. Notre ambition ultime serait que cette analyse nous permette de caractériser la soutenabilité d'un système alimentation/excrétion urbain. C'est à la contribution à cette problématique que nous allons consacrer la deuxième partie de cette thèse. Nous concentrerons notre analyse à la partie urbaine de déroulement du système alimentation/excrétion⁸³.

⁸³ On se référera utilement à la thèse de Julia Le Noë pour approfondir la partie agricole. Dans ses travaux, elle cherche à évaluer la soutenabilité de l'agriculture par l'analyse des cycles biogéochimiques couplés du carbone, de l'azote et du phosphore dans les agro-systèmes à l'échelle de l'exploitation et du territoire en France.

2. Caractérisation des systèmes alimentation/excrétion de territoires urbains

Nous cherchons à décrire les flux de matière et d'énergie du système alimentation/excrétion d'une ville. En choisissant comme limites au système analysé les frontières physiques du territoire de la ville, nous voyons à la Figure 1.23 que ces flux correspondent à trois intrants et quatre excréments :

- les denrées alimentaires importées dans la ville et les biodéchets urbains correspondants ;
- les aliments ingérés par les citoyens et les matières fécales correspondantes ;
- les nutriments mobilisés par le métabolisme cellulaire et l'urine et le gaz carbonique excrété correspondant.

Nous avons considéré que l'excrément d'énergie sous forme de travail humain constitue une des raisons d'être du système alimentation/excrétion et nous l'analysons donc séparément comme le principal flux produit par ce système (cf. sous-section 1.3.3.3)⁸⁴. La chaleur et le rayonnement émis par le corps humain constituent des flux d'énergie inévitables et ils interagissent peu avec le système alimentation/excrétion (ils sont plutôt à analyser dans le cadre du besoin de thermorégulation – cf. plus loin Figure 2.5) : nous ne les intégrerons pas davantage dans notre analyse.

Comment convient-il de décrire les flux de ces trois intrants et de ces quatre excréments pour permettre une analyse des systèmes alimentation/excrétion ? En particulier, quels sont les éléments d'analyse les plus pertinents à choisir pour permettre de caractériser les systèmes alimentation/excrétion au regard de leur soutenabilité ?

Plusieurs méthodes d'analyse nous semblent possibles que nous passons en revue dans les sections suivantes (sections 2.1.1 à 2.1.5). Cela nous permet d'aboutir à une proposition méthodologique de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion des territoires urbains (chapitre 2.2).

⁸⁴ On pourra donc éventuellement distinguer le travail brut comme la quantité totale de travail produit et le travail net comme étant le travail brut auquel on soustrait le travail ayant servi à soutenir le système alimentation/excrétion.

2.1. Flux mis en œuvre dans les systèmes alimentation/excrétion urbains

Une première méthode consiste à décrire les flux des systèmes alimentation/excrétion de façon qualitative. Nous avons déjà effectué cette analyse qualitative dans la première partie qui nous a permis de mettre en exergue la grande variété des denrées alimentaires et des aliments ingérés. Leur analyse qualitative permet d'ailleurs de distinguer trois groupes d'aliments selon leur provenance : les aliments d'origine animale provenant d'élevage, les aliments d'origine végétale provenant de cultures et les aliments provenant du prélèvement direct de ressources biogéochimiques (pêche, chasse, cueillette). Nous avons également qualifié les nutriments humains et les matières fécales et l'urine. Les biodéchets urbains mériteraient une analyse qualitative spécifique qui ne sera pas développée ici (cf. sous-section 1.3.3.4).

Si l'analyse qualitative est un élément fondamental d'analyse des flux, elle nous paraît toutefois rapidement limitée sans le support d'une analyse quantitative. En suivant ainsi les méthodologies usuelles de travaux réalisés en analyse de flux de matières ou de flux de substances (Baccini & Brunner, 2012), nous allons donc chercher à quantifier les flux mis en jeu dans les systèmes alimentation/excrétion.

2.1.1. Analyse massique et volumique

La modalité de quantification la plus simple semble être celle de l'évaluation des flux par leur masse et/ou leur volume. On la retrouve d'ailleurs fréquemment dans les travaux d'écologie territoriale ou de métabolisme urbain (Barles, 2013). Nous avons ainsi représenté les aliments et les excréments quotidiens moyens d'un habitant de l'agglomération parisienne (cf. Figure 1.10) comme étant composés, au début du XXI^e siècle, de :

- 2,6 kg d'aliments liquides et solides et 0,5 kg de gaz inspiré ;
- 1,3 kg d'urine, 1,2 kg de gaz expiré, 0,4 kg de transpiration/perspiration et 0,2 kg de matières fécales.

Cette analyse massique du système alimentation/excrétion à l'échelle d'un être humain montre déjà que la gestion des excréments humains devrait s'avérer plus simple que celle des aliments.

D'une part, la masse de gaz expirée est beaucoup plus importante que la masse de gaz inspirée. Or les échanges gazeux nous mettent en connexion directe entre l'échelle cellulaire et l'échelle du bassin

biogéochimique (cf. Figure 1.23) et n'appellent donc pas de conséquences sur les modalités de mise en œuvre du système alimentation/excrétion d'une ville. Si l'on inclut la transpiration et la perspiration dans les échanges gazeux, nous voyons qu'un habitant de l'agglomération parisienne mobilise 2,6 kg d'aliments liquides et solides contre 1,5 kg d'excrétats. L'alimentation va donc mobiliser des flux massiques plus importants que l'excrétion.

Dans le cas des villes équipées d'un réseau d'adduction d'eau potable, une part importante des 2,6 kg d'aliments liquides et solides peut provenir de ce réseau. Les calculs de siccité des aliments présentés à la section 1.2.2 montrent que les 2,6 kg d'aliments ingérés sont constitués de 2,1 kg d'eau. Ainsi, pour les habitants qui utilisent l'eau du robinet comme source d'eau de boisson et de préparations d'autres aliments (cafés, boissons chaudes, soupes principalement, mais aussi pâtes, riz, pain, etc.), nous estimons que jusqu'à 1,2 kg d'eau peut provenir du robinet (dont environ 700 g pour la seule eau de boisson)⁸⁵. On pourrait éventuellement attribuer ces 1,2 kg d'eau du robinet au système permettant l'adduction d'eau et non au système alimentation/excrétion. Les masses d'aliments hors eau du robinet (1,4 kg) et les masses d'excrétats (1,5 kg), dans ce cadre spécifique d'analyse, deviennent alors plutôt équivalentes.

D'autre part, la nature des flux alimentaires est beaucoup plus variée et complexe que celle des excréments. Il n'y a en effet principalement que deux types d'excrétion, urines et matières fécales, alors que les types d'aliments sont beaucoup plus variés – 43 catégories dans l'étude INCA 2 (AFSSA, 2009) – et peuvent appeler à chaque fois une typologie de gestion différente (produits frais, liquides, solides, fragiles, etc.).

A priori, l'approvisionnement alimentaire urbain devrait donc être plus complexe et plus intensif que la gestion des excréments humains. Dans tous les cas, le système alimentation/excrétion devra présenter un couplage avec le système de transport de biens de la ville en question. Mais l'analyse massique ne nous permet pas de tirer d'autres enseignements. Pour aller plus loin, il nous semble indispensable de décrire plus finement ces flux en analysant qualitativement et quantitativement leur composition. Pour cela, nous ferons donc appel à la physique et à la chimie qui nous permettent de décrire la structure de ces matières et leur composition en molécules et en atomes. Au vu de l'hétérogénéité des flux considérés, nous choisissons ici de réaliser une description au niveau atomique qui nous paraît la plus adaptée pour effectuer une comptabilité comparable de ces différents flux. Nous garderons à l'esprit les limites d'une analyse atomique et la perte d'information qu'elle engendre et tenterons, autant que

⁸⁵ Le maximum théorique est 2,1 kg pour un individu qui consommerait exclusivement des produits lyophilisés. Nous avons jugé que ce chiffre dépasserait rarement 1,2 kg dans la plupart des cas.

possible, d'inclure des éléments d'analyse plus macroscopiques (à l'échelle de la molécule ou de la structure physique de la matière).

Comme toute matière organique (cf. par exemple la description de la composition du corps humain au Tableau 1.1), les flux d'intrants et d'excrétats sont constitués, par ordre décroissant d'importance des flux molaires atomiques d'hydrogène, d'oxygène, de carbone, d'azote puis d'un grand nombre d'autres éléments secondaires. Nous les analyserons successivement dans les sections suivantes.

2.1.2. Flux d'hydrogène et d'oxygène

En majorité, dans la matière organique, l'hydrogène et l'oxygène sont liés entre eux sous la forme d'eau (H_2O) et l'analyse des flux d'hydrogène et d'oxygène peut se résumer à l'analyse de l'humidité des flux et des échanges d'eau correspondants. Quand ils sont liés à d'autres atomes pour former des molécules organiques, l'hydrogène et l'oxygène qualifient entre autres le degré d'oxydo-réduction des molécules analysées et nous les étudierons sous cet angle par la suite dans l'analyse des flux des autres atomes.

Le taux d'humidité des aliments et excrétats humains est très élevé (cf. sections 1.2.2 et 1.2.3) : 84 % en moyenne pour l'alimentation (et donc en première approximation pour les biodéchets aussi), 95 % pour l'urine et 75 % pour les matières fécales. Ces quatre flux sont donc principalement des flux d'eau, auxquels il convient d'ajouter les flux d'eau expirée, transpirée et perspirée pour équilibrer le bilan hydrique à 2,2 L d'eau par jour pour l'alimentation et l'excrétion humaine (la proportion d'aliments non ingérés et devenant ainsi des biodéchets augmentera d'autant ce flux hydrique). Or ce flux hydrique s'inscrit lui-même dans les autres flux hydriques de la ville. Dans le cas des villes occidentales, ces autres flux hydriques peuvent être très importants et viennent en partie soutenir le système alimentation/excrétion. À l'échelle de l'habitant, si nous reprenons les données compilées par Deshayes (2015) sur les usages domestiques de l'eau, nous pouvons estimer qu'aujourd'hui, dans l'agglomération parisienne, chaque habitant consomme entre 50 L et 70 L, soit entre 36 % et 43 % de sa consommation totale d'eau domestique, pour ces usages de soutien au système alimentation/excrétion qui sont dans l'ordre décroissant d'importance :

- la chasse d'eau des toilettes (24-40 L/pers/j) ;
- le lavage de la vaisselle (12-20 L/pers/j) ;
- la préparation des repas (9-12 L/pers/j) ;
- le lavage des mains après être allé aux toilettes (5 L/pers/j – estimation personnelle).

Ces données sont compilées au Tableau 2.1⁸⁶.

Tableau 2.1 : Usages de l'eau domestique en relation avec le système alimentation/excrétion.

Adapté de Deshayes (2015).

Usages de l'eau domestique	CIEAU (2012)	Eau de Paris (2013)	SEDIF (2013)	Deshayes (2015)
	L/pers/j	L/pers/j	L/pers/j	L/pers/j
Usage du système alimentation/excrétion				
Eau de boisson	1	1,2	1,5-2	1,2
Usages de soutien au système alimentation/excrétion				
Toilettes	25	24	30-40	24
Vaisselle et lave-vaisselle	12	- (fixé à 12)	15-20	12
Préparation des repas	9	12	9-12	12
<i>Lavage des mains après les toilettes (ajout personnel)</i>	5	5	5	5
Sous-total usages de soutien	51^a	53^a	68^{a,b}	53^a
Autres usages				
Douches / bain	49	46,8	57-78	46,8
Lave-linge	25	14,4	18-24	14,4
Jardin	8	-	9-12	-
Autres utilisations	8	21,6	9-12	-
Sols				0,53
Lavabo				7,2
Sous-total autres usages	90	83	110^b	69
TOTAL^a	141^a	136^a	178^{a,b}	122^a
Proportion des usages soutenant le système alimentation/excrétion dans les usages domestiques de l'eau (hors boisson)	36 %	39 %	38 %	43 %

^a Corrigé selon hypothèses prises.

^b Valeur moyenne.

On pourrait également ajouter aux usages soutenant le système alimentation/excrétion une fraction du linge lavé car spécifiquement sali par l'alimentation ou l'excrétion (vêtements tâchés en mangeant,

⁸⁶ On pourra également se reporter à Eme & Boutin (2015) pour une analyse plus fine de la variabilité de ces données selon les contextes.

sous-vêtements, serviette pour s'essuyer les mains⁸⁷, etc.). La douche ou le bain, même s'ils sont fortement liés au métabolisme humain par le nettoyage des excréments tégumentaires, ne nous paraissent pas devoir être attribués au système alimentation/excrétion car le besoin de nettoyage est plutôt lié aux activités réalisées durant la journée.

Ainsi nous constatons un très fort couplage entre le système alimentation/excrétion et l'adduction d'eau aux maisons et son évacuation. Les flux hydriques propres au système alimentation/excrétion sont relativement faibles (environ 2 L/pers/j) mais le soutien de ce système met en jeu des volumes 30 fois plus importants à l'échelle des habitations d'une ville occidentale comme Paris (environ 60 L/pers/j). Ces flux d'eau domestique s'inscrivent eux-mêmes dans les flux encore plus importants du cycle biogéochimique de l'eau : il pleut sur l'agglomération parisienne environ 500 L/pers/j en moyenne et il pleut sur l'hinterland agricole nourricier de Paris plus de 9000 L/pers/j⁸⁸. L'approche territoriale revêt ici toute son importance car la tension sur les ressources hydriques est une question éminemment territoriale qui nécessite d'introduire l'échelle du bassin versant et des aquifères souterrains pour l'appréhender correctement.

Les questions de l'eau dans la ville font déjà l'objet de très nombreuses recherches et ouvrent sur des enjeux différents : inondation, gestion des milieux aquatiques, gestion des eaux pluviales, etc. On pourra se référer à quelques ouvrages pour creuser spécifiquement ce point (Guillaume, 1990 ; Carré & Deutsch, 2015). Notre approche va justement consister à ne pas considérer l'eau comme étant *a priori* en lien étroit avec le système alimentation/excrétion dans une ville. La faiblesse du flux minimal nécessaire d'apport d'eau par l'alimentation, au regard des autres usages de l'eau, implique que l'on peut tout à fait imaginer qu'il en soit fortement découplé (Vinnerås, 2017). Nous souhaitons proposer une approche générique du système alimentation/excrétion dans laquelle la connexion avec la gestion de l'eau en ville ne constitue pas nécessairement un prisme fondamental d'analyse de ce système. Selon les cas étudiés et l'intensité du couplage entre le système alimentation/excrétion d'une ville et la gestion de l'eau dans cette ville, il sera bien sûr nécessaire d'inclure ce point. Mais la gestion de l'eau en ville sera plutôt considérée comme un autre élément d'analyse du système socio-écologique d'une ville, potentiellement très lié au système alimentation/excrétion, mais qui ne permet pas en lui-même de caractériser la soutenabilité du système alimentation/excrétion.

⁸⁷ Muñoz n'inclut que ce dernier usage dans les usages de l'eau qu'il attribue à l'excrétion humaine et l'évalue à 0,4 L/pers/j (Muñoz *et al.*, 2007).

⁸⁸ Nous prenons comme hypothèse de calcul les surfaces par habitant de 270 m² et 5 000 m² déjà mentionnées p. 42 à la note de bas de page n° 75 et une pluie de 650 mm/an pour l'agglomération parisienne. La même valeur est prise pour l'hinterland ce qui constitue très probablement une sous-estimation.

2.1.3. Flux de carbone et d'énergie

Le troisième élément par ordre d'importance dans les flux du système alimentation/excrétion est le carbone. Les flux de carbone sont associés à des flux d'énergie (cf. sous-section 1.2.1.1) et il convient donc, dans l'analyse des flux de carbone, d'évaluer également l'état d'oxydation des atomes de carbone concernés. Nous distinguerons principalement deux états d'oxydation :

- l'état d'oxydation complet du carbone, qui est alors au nombre d'oxydation +4 et qui se trouve principalement dans deux molécules, le gaz carbonique (CO_2) et l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) ;
- les états d'oxydation inférieurs du carbone pouvant aller de +3 jusqu'à -4 dans le cas du méthane (CH_4). Dans la matière organique, le degré d'oxydation moyen du carbone se situe usuellement autour de zéro.

Prenons comme exemple le cas d'un plant de blé cultivé dans le bassin parisien et servant *in fine* à la production d'une baguette de pain à Paris et représentons les flux d'atomes de carbone correspondants suivant le modèle de la Figure 1.23. Le blé nous semble un bon choix car il est assez représentatif des céréales en général, qui constituent usuellement la base de l'alimentation humaine. Comme dans la majorité de la matière organique, le carbone du blé est à un degré d'oxydation proche de zéro. Il a été synthétisé par le blé par assimilation de CO_2 atmosphérique et réduction de ce carbone grâce au rayonnement solaire et à la photosynthèse. La répartition du carbone dans un plant de blé est estimée à 17 % dans les racines⁸⁹, 46 % dans la tige, 37 % dans le grain⁹⁰ (Guzmán *et al.*, 2014). Nous supposerons dans notre exemple que 19 % des grains de blé deviennent des biodéchets dans la chaîne de transformation agro-alimentaire depuis le champ jusqu'à l'ingestion (valeur pour les céréales obtenue plus loin au Tableau 3.4).

Comme vu dans la section 1.2.1, 90 % du carbone ingéré est finalement respiré par le métabolisme cellulaire et les 10 % restant sont répartis entre matières fécales (70 %) et urine (30 %). Le bilan global de ces flux de carbone peut donc être représenté par le schéma suivant (Figure 2.1).

⁸⁹ Ratio partie racinaire/partie aérienne = 20 %.

⁹⁰ Ratio partie moissonnée/partie aérienne = 45 %.

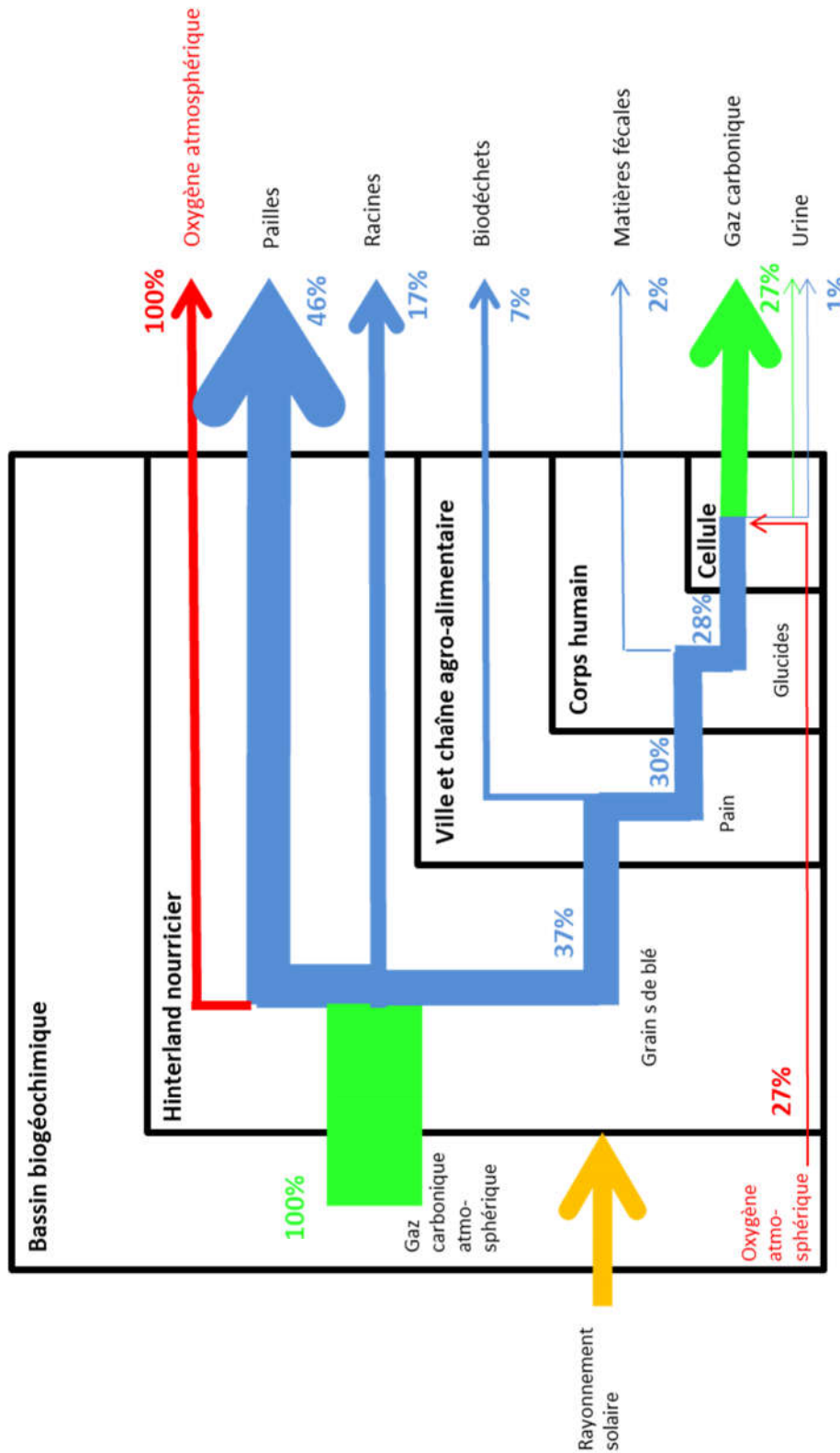


Figure 2.1 : Cascade des flux de carbone dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.

Exemple-type d'un blé cultivé pour du pain dans l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle.

En vert : carbone au nombre d'oxydation +4.

En bleu : carbone au nombre d'oxydation inférieur ou égal à +3.

Cette représentation permet immédiatement de hiérarchiser l'importance des flux de carbone en jeu dans le système alimentation/excrétion. Pour 100 % de gaz carbonique atmosphérique, réduit et assimilé par le plant de blé en carbone de matière organique, 27 % va suivre la réaction inverse et être respiré par un citoyen. Nous avons également représenté sur la Figure 2.1 l'oxygène correspondant à ces deux réactions. Par essence, le système alimentation/excrétion présente ainsi une circularité partielle du carbone qui traduit la complémentarité entre la photoautotrophie du blé et l'organohétérotrophie de l'être humain. Mais on voit également que cette circularité sur 27 % des flux de carbone et d'oxygène s'accompagne d'une production nette, près de trois fois supérieure, de 73 % de carbone réduit et de 73 % d'oxygène.

Les 73 % d'oxygène vont s'ajouter au pool atmosphérique d'oxygène (ils sont potentiellement disponibles pour oxyder les 73 % de carbone réduit créés dans cette cascade). Les 73 % de carbone sont principalement constitués de deux flux : les pailles (46 %) et les racines de blé (17 %). En comparaison de ces deux flux agricoles et du flux de carbone respiré par le citoyen (27 %), les flux de carbone réduit des excréments urbains apparaissent très faibles : 7 % pour le carbone des biodéchets, 2 % pour celui des matières fécales et 1 % pour celui des urines⁹¹, soit 10 % en tout des flux de carbone réduit en jeu.

On notera que les ratios partie aérienne/partie souterraine et partie moissonnée/partie aérienne des plantes sont très variables selon les plantes, mais aussi selon les époques car la sélection agronomique modifie les caractéristiques des plantes cultivées. Les trois cultures destinées à l'alimentation humaine présentant les ratios les plus favorables inventoriées par Guzmán *et al.* (2014) sont les courges, les melons et les légumes feuilles, pour lesquels la partie récoltée constitue 70 % de la plante⁹². *A contrario*, ce ratio est de 25 % pour les oléagineux. Ceux-ci mériteraient d'être analysés spécifiquement car le carbone contenu dans les lipides est à un état d'oxydation plus faible et contient donc proportionnellement plus d'énergie. Toutefois, rappelons que la représentativité du blé pour l'alimentation végétale humaine, principalement constituée de céréales, nous paraît acceptable. La cascade du carbone pour les produits d'origine animale introduit une complexité supplémentaire : nous renvoyons à d'autres travaux pour l'approfondir et mieux l'appréhender (Le Noë *et al.*, 2017a). Enfin le choix des 19 % de biodéchets le long de la chaîne agro-alimentaire est également discutable, en particulier du fait de valeurs plus élevées pour les autres types d'aliments pour lesquels l'importance du biodéchet est donc plus grande.

⁹¹ Les urines contiennent deux flux de carbone distincts : celui de l'urée, totalement oxydé, qui sert à l'évacuation de l'azote ; celui des diverses molécules organiques excrétées (cf. sous-section 1.2.3.1).

⁹² Sans compter la possibilité de manger les feuilles de courges en légume ce qui augmenterait encore le coefficient.

Quoi qu'il en soit, il apparaît que les enjeux de la gestion du carbone dans un système alimentation/excrétion se situent avant tout au niveau de l'hinterland agricole nourricier. En ville, le carbone réduit entrant ressort majoritairement sous forme de gaz carbonique respiré et les excréments urbains représentent des flux résiduels de faible ampleur. La gestion soutenable du carbone urbain du système alimentation/excrétion repose avant tout sur celle des biodéchets. Le gaspillage alimentaire étant évidemment à minimiser, il ne faut toutefois pas que la valorisation du carbone des biodéchets urbains se fasse au détriment de la recherche de minimisation de ce flux. Restent ensuite les matières fécales, dont les caractéristiques physiques et chimiques sont relativement proches de celles des biodéchets urbains mais avec une quantité de carbone valorisable très faible.

Parmi les différentes possibilités de valorisation du carbone, la valorisation énergétique est aujourd'hui particulièrement examinée comme moyen de diminuer les consommations d'hydrocarbures fossiles (cf. chapitre 1.1). Or, en déclinant l'analyse menée par Rittmann (2013), l'énergie contenue dans les matières fécales apparaît dérisoire au regard des consommations énergétiques des sociétés occidentales. En effet, en prenant une valeur de 31 gDCO/pers/j (Friedler *et al.*, 2013) et de 14 kJ/gDCO (Svardal & Kroiss, 2011) pour les matières fécales, le potentiel énergétique instantané total des matières fécales humaines se situe aux alentours de 5 W/pers en moyenne (soit, sur une année, environ le contenu énergétique de 5 litres de pétrole). Ce potentiel tombe à 2 W/pers si l'on ne considère que la DBO des matières fécales – 12 g/pers/j d'après Friedler *et al.* (2013). Dans le même temps, le contenu énergétique de l'alimentation se situe aux alentours de 100 W/pers (cf. section 1.2.1)⁹³ et la consommation totale énergétique instantanée par personne se situe aux alentours de 5 000 – 12 000 W/pers dans les pays occidentaux (cf. sous-section 1.3.1.1). Sur la base du scénario négaWatt (2011)⁹⁴, nous calculons pour la France une consommation totale instantanée d'énergie primaire de 5 400 W/pers en accord avec le bas de cette fourchette qui correspond bien aux pays développés d'Eurasie.

Le potentiel énergétique des matières fécales se situe donc aux environs de 1 % de la consommation énergétique actuelle d'un Français (Tableau 2.2). Même dans une perspective de réduction drastique de la consommation énergétique par personne telle qu'envisagée dans le scénario négaWatt (2011 ; 2017), où la consommation instantanée d'énergie primaire par personne serait plus de trois fois

⁹³ La différence de proportion entre les flux de carbone et les flux d'énergie s'explique *a priori* par un état d'oxydation plus faible du carbone dans l'alimentation que dans les matières fécales.

⁹⁴ Consommation énergétique primaire française totale de 3009 TWh en 2011.

inférieure à environ 1600 W/pers, l'énergie contenue dans les matières fécales ne représenterait toujours que 3 % de la consommation énergétique totale⁹⁵.

Tableau 2.2 : Ordres de grandeur énergétiques du système alimentation/excrétion au regard de la consommation de la société.

Ordres de grandeur énergétiques (énergie primaire instantanée)	W/pers
Consommation d'un Occidental	5 000
Objectif de consommation soutenable	2 000
Énergie de l'alimentation	100
Énergie des matières fécales	5

Si, dans une perspective de valorisation optimale de l'énergie présente dans les matières fécales, cette énergie n'est bien sûr pas à négliger, il convient toutefois de garder à l'esprit que le potentiel énergétique des matières fécales reste très faible au regard de l'enjeu énergétique global d'une société dans un régime socio-écologique similaire à celui de la France. Ainsi, toute initiative comme celle de faire rouler des bus avec du méthane produit en partie avec des matières fécales humaines nous paraît louable (cf. Figure 2.2 pour le cas du « bio-bus » de Bristol) mais la valorisation de cette énergie n'est pas à même de permettre le remplacement des hydrocarbures fossiles aujourd'hui utilisés en Occident dans des quantités similaires, même en cas de réduction drastique de la consommation d'énergie⁹⁶. Dans le cas du bus de Bristol, il s'agit d'ailleurs ironiquement du bus permettant de se rendre à l'un des lieux emblématiques de la consommation d'hydrocarbures fossiles, à savoir l'aéroport.

⁹⁵ Rittmann (2013) fait état d'une valeur de 2 000 W/pers qui serait soutenable et qui représente aujourd'hui la moyenne mondiale mais avec de grandes disparités selon les pays allant de moins de 400 W/pers à plus de 10 000 W/pers.

⁹⁶ Le bio-bus de Bristol est tout simplement une voie de valorisation du biogaz produit en station d'épuration. Nous verrons à la sous-section 3.3.2.1 que les matières fécales représentent moins d'un tiers de la DCO arrivant en station d'épuration. La contribution principale provient des eaux ménagères et le papier toilette y contribue également de façon non négligeable à hauteur de 20 %. Dans le cas de ce bio-bus, le méthane provient également de la valorisation de biodéchets alimentaires.



Figure 2.2 : Le « bio-bus » de Bristol.

Source : Geneco (www.geneco.uk.co).

Enfin, les urines contiennent aussi du carbone réduit, en quantités deux à trois fois plus faibles que dans les matières fécales, ce qui rend la valorisation de ce carbone encore plus anecdotique. Notons toutefois que cette piste est explorée par certains chercheurs, par exemple par la pile microbienne développée à l'institut Wetsus aux Pays-Bas (cf. également sous-section 4.2.6.1).

Cette différence de un à trois ordres de grandeur entre les flux de carbone et d'énergie du système alimentation/excrétion et ceux des sociétés à régime socio-écologique occidental se retrouve également dans les émissions de gaz à effet de serre. La respiration humaine ne constitue pas une contribution nette aux émissions de gaz à effet de serre puisqu'on a vu qu'elle était couplée à la fixation de carbone des organismes photoautotrophes dont les êtres humains se nourrissent. Le système alimentation/excrétion peut même potentiellement constituer un puits de carbone si les 73 % de carbone non respirés par un humain (cf. Figure 2.1) ne sont pas oxydés. Mais si l'on compare ce flux aux émissions de gaz à effet de serre de la France, on constate la même différence d'échelle.

L'empreinte carbone d'un Français est d'environ 3 200 kgC_{éq}/pers/an, dont 71 % est effectivement constituée de flux nets de carbone (C-CO₂) vers l'atmosphère, soit environ 2 250 kgC/pers/an (MEDDE, 2015). En comparaison, le flux de carbone ingéré par personne et par an est près de 30 fois inférieur à 77 kgC/pers/an (dont 90 % expiré sous forme de C-CO₂). Barles (2013) replace d'ailleurs cette différence d'émissions de carbone dans une perspective historique en comparant les émissions de carbone atmosphérique de l'agglomération parisienne provenant de trois sources : la respiration

humaine, le transport (respiration animale avant le XX^e siècle et combustion d'hydrocarbures après) et enfin le chauffage et les autres émissions. Nous avons adapté ce graphique (Figure 2.3) en modifiant la valeur de la respiration humaine avec nos données et en ajoutant les émissions de carbone des matières fécales (nous considérons que la majorité des matières fécales aura subi un processus d'oxydation amenant à son émission atmosphérique à toutes ces époques – cf. troisième partie).

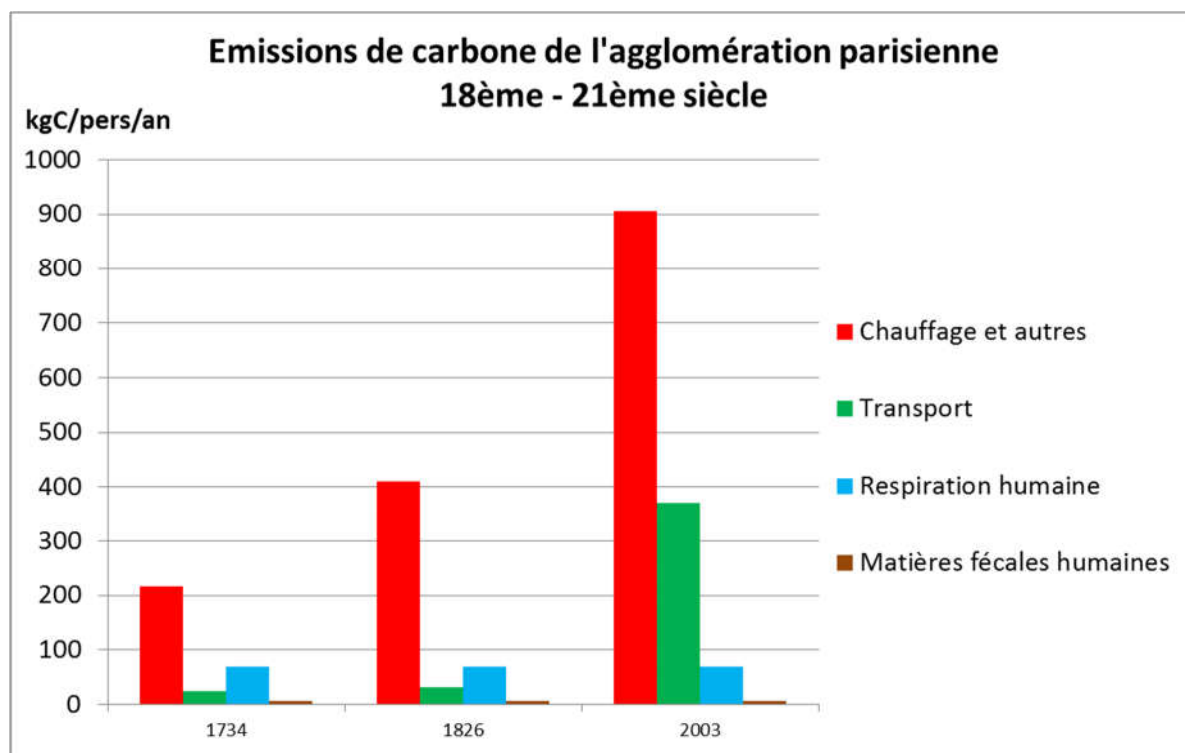


Figure 2.3 : Émissions de carbone de l'agglomération parisienne. XVIII^e - XXI^e siècle.

Adapté de Barles (2013).

On constate ainsi qu'à toutes ces époques le flux de carbone des matières fécales paraît totalement négligeable et que l'importance du flux de carbone de la respiration humaine, déjà faible au XVIII^e siècle, devient dérisoire au XXI^e siècle par rapport aux autres flux de la société. Une partie de ces flux d'énergie ou de carbone, extérieurs au système alimentation/excrétion, y sont toutefois liés puisqu'ils vont servir, comme dans le cas des consommations d'eau domestique, à des activités qui soutiennent le système alimentation/excrétion : transport de nourriture, synthèse d'engrais, etc. Comme pour le cas de l'eau, nous considérons donc que les flux d'énergie et de carbone constituent une donnée importante d'un système alimentation/excrétion mais que ceux-ci sont plutôt à rattacher à une autre caractéristique de système socio-écologique, en l'occurrence la mobilisation de ressources énergétiques. Les flux de carbone et d'énergie ne nous semblent donc pas devoir être le prisme

fondamental d'analyse d'un système alimentation/excrétion urbain mais plutôt traduire le niveau de couplage du système alimentation/excrétion avec le système énergétique.

2.1.4. Flux d'azote

Enfin, le quatrième élément par ordre d'importance molaire est l'azote. De même que pour le carbone, nous distinguerons deux formes de l'azote :

- le diazote gazeux (N_2) dans lequel l'azote est au degré d'oxydation zéro ;
- l'azote réactif qui comprend toutes les autres formes de l'azote, réduit (jusqu'à -3 pour NH_3) ou oxydé (jusqu'à +5 pour NO_3^-).

Reprenons le cas du plant de blé de la sous-partie précédente et analysons le devenir de l'azote dans la cascade de mobilisation de ressources des niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion. Pour évaluer le bilan au champ, nous utiliserons les résultats de notre étude de cas présentée au chapitre 3.2 qui montrent une proportion de 91 % d'engrais chimiques dans l'apport d'azote aux plantes. Nous devons donc introduire l'échelle supplémentaire mentionnée à la sous-section 1.3.3.2 des lieux de synthèse d'engrais. Toujours suivant les résultats du chapitre 3.2, nous prenons un surplus de 23 % d'azote au champ par rapport à l'azote entrant. Nous conservons le taux de 19 % de biodéchets et utilisons un ratio de 88 % d'azote dans l'urine par rapport aux matières fécales (cf. sous-section 1.2.3.1). Nous ne quantifions pas ici les flux d'excrétions au niveau de la synthèse industrielle d'engrais. La cascade de l'azote du système alimentation/excrétion est ainsi la suivante (Figure 2.4).

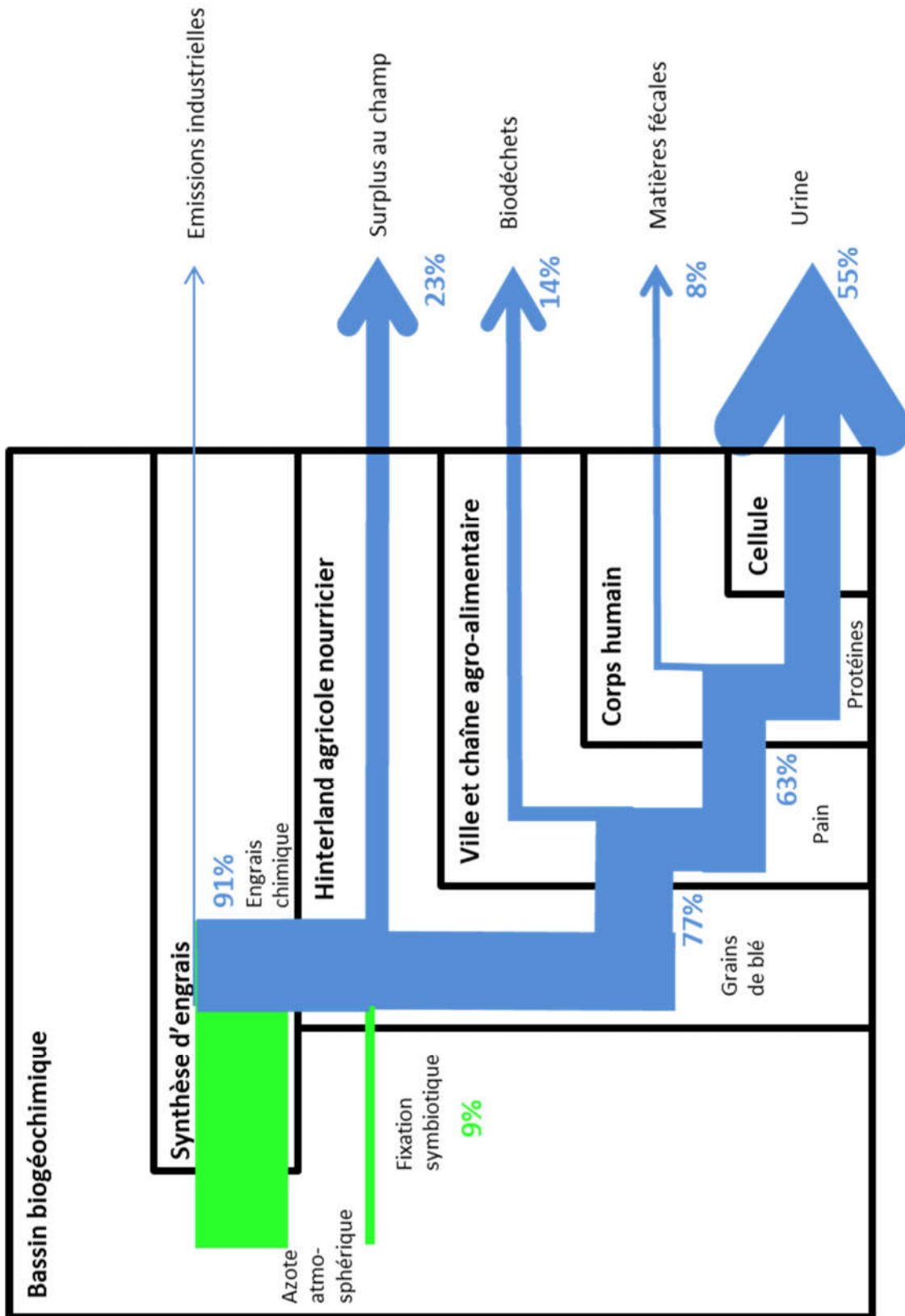


Figure 2.4 : Cascade des flux d'azote dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.

Exemple-type d'un blé cultivé pour du pain dans l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle.

En vert : diazote. En bleu : azote réactif.

On voit immédiatement que la cascade de l'azote diffère très sensiblement de celle du carbone. Alors que le flux principal de carbone reste dans l'hinterland, le flux principal d'azote se trouve en ville (77 % du flux total d'azote) et même plus spécifiquement au niveau de l'excrétion urinaire (55 % de la production de l'hinterland et 71 % du flux entrant en ville). En outre, contrairement à la cascade du carbone où l'excrétion de gaz carbonique de la respiration humaine clôt une partie du cycle du carbone par le retour de celui-ci sous forme oxydée dans l'atmosphère, aucune excrétion de la cascade de l'azote n'est sous forme de diazote. Le devenir des excréments va donc jouer un rôle fondamental dans la relation entre le système étudié et son environnement. Le rôle-clé joué par l'azote se retrouve à tous les niveaux du système alimentation/excrétion :

- au niveau du bassin biogéochimique par les perturbations majeures du cycle de l'azote, à l'échelle mondiale et, dans le monde occidental, à l'échelle régionale (cf. section 1.1.2) ;
- au niveau de la synthèse d'engrais dont l'azote est de loin la première production et pour lequel la maîtrise industrielle du procédé Haber-Bosch constitue un des marqueurs de l'entrée de l'humanité dans l'Anthropocène ;
- au niveau de l'hinterland agricole pour lequel l'azote est connu depuis Liebig pour être le facteur principal de la production mais aussi un des principaux facteurs de pollutions agricoles (Lassaletta *et al.*, 2014) ;
- au niveau de la ville par l'importance de l'approvisionnement alimentaire et des pollutions urbaines azotées (Sutton *et al.*, 2011) ;
- au niveau du corps humain et des cellules par l'importance de l'alimentation en protéines du corps humain (cf. section 1.2.1).

A l'échelle urbaine, le seul autre flux majeur d'azote est celui des oxydes d'azote gazeux émis par la combustion (véhicules, chauffage, incinérateurs, etc.). Il est du même ordre de grandeur que le flux d'azote du système alimentation/excrétion de Paris au début du XXI^e siècle (cf. Figure 1.20) mais nettement inférieur aux flux alimentaires à l'échelle mondiale (Gruber & Galloway, 2008). Nous le distinguons toutefois du flux d'azote du système alimentation/excrétion pour deux raisons :

- d'une part, il est dépendant des ressources énergétiques mobilisées par la société et relève donc plutôt de ce point de vue d'une caractérisation du sous-système énergie d'un système socio-écologique ;
- d'autre part, il diffère notablement des flux d'azote du système alimentation/excrétion urbain en ce qu'il prend la forme d'une émission gazeuse d'oxydes d'azote qui met directement en relation l'usage local de la combustion avec le bassin biogéochimique.

A contrario, les excrétiens d'azote du système alimentation/excrétion sont majoritairement non gazeuses : urée dissoute dans le cas de l'urine, azote organique dans le cas des matières fécales et des biodéchets urbains, azote minéral excédentaire et azote organique des plantes pour le surplus au champ. Les multiples formes que peut prendre l'azote constituent toutefois une gageure en termes de gestion de ce flux. La facilité de transition entre les différentes formes (oxydo-réduction, minéralisation, volatilisation, passage à l'état inerte N₂, etc.) rend délicate la gestion des flux d'azote. Nous proposons de résumer cette délicatesse de gestion de l'azote par l'image d'un nouveau-né (Maxime 4).

Maxime 4 : « L'azote est comme un nouveau-né »

En effet, tous les deux changent très facilement d'état si l'on ne s'en occupe pas correctement (pleurs du nouveau-né *versus* volatilisation ou lessivage de l'azote) et ils nécessitent donc tous les deux un soin bien particulier.

C'est justement cette propriété de l'azote qui en fait un candidat particulièrement intéressant pour caractériser les systèmes alimentation/excrétion car l'absence d'implication d'une société dans la gestion des flux d'azote de son système alimentation/excrétion sera aisément remarquée par les changements de compartiments environnementaux que l'azote réalisera spontanément. Ainsi, tous ces éléments nous semblent constituer une argumentation suffisamment robuste pour proposer de choisir les flux d'azote comme le traceur le plus pertinent de caractérisation du système alimentation/excrétion d'une ville. Les forts enjeux de soutenabilité liés aux modalités de gestion de l'azote font également que cette caractérisation nous paraît à même d'appréhender aussi, plus spécifiquement, la soutenabilité de ce système et, partant, du système socio-écologique dans lequel il s'inscrit.

Pour compléter les développements précédents sur la description d'un système socio-écologique en sous-systèmes caractérisés par le lien entre besoins, activités et matières & énergies mobilisées (cf. section 1.3.1 et plus spécifiquement Figure 1.17), l'analyse des flux d'eau, de carbone et d'azote que nous venons d'effectuer nous permet de proposer la représentation schématique suivante de l'identification du système alimentation/excrétion au sein d'un système socio-écologique et sa relation avec trois autres systèmes avec lesquels il est en forte interaction : énergie, eau et transport (Figure 2.5).

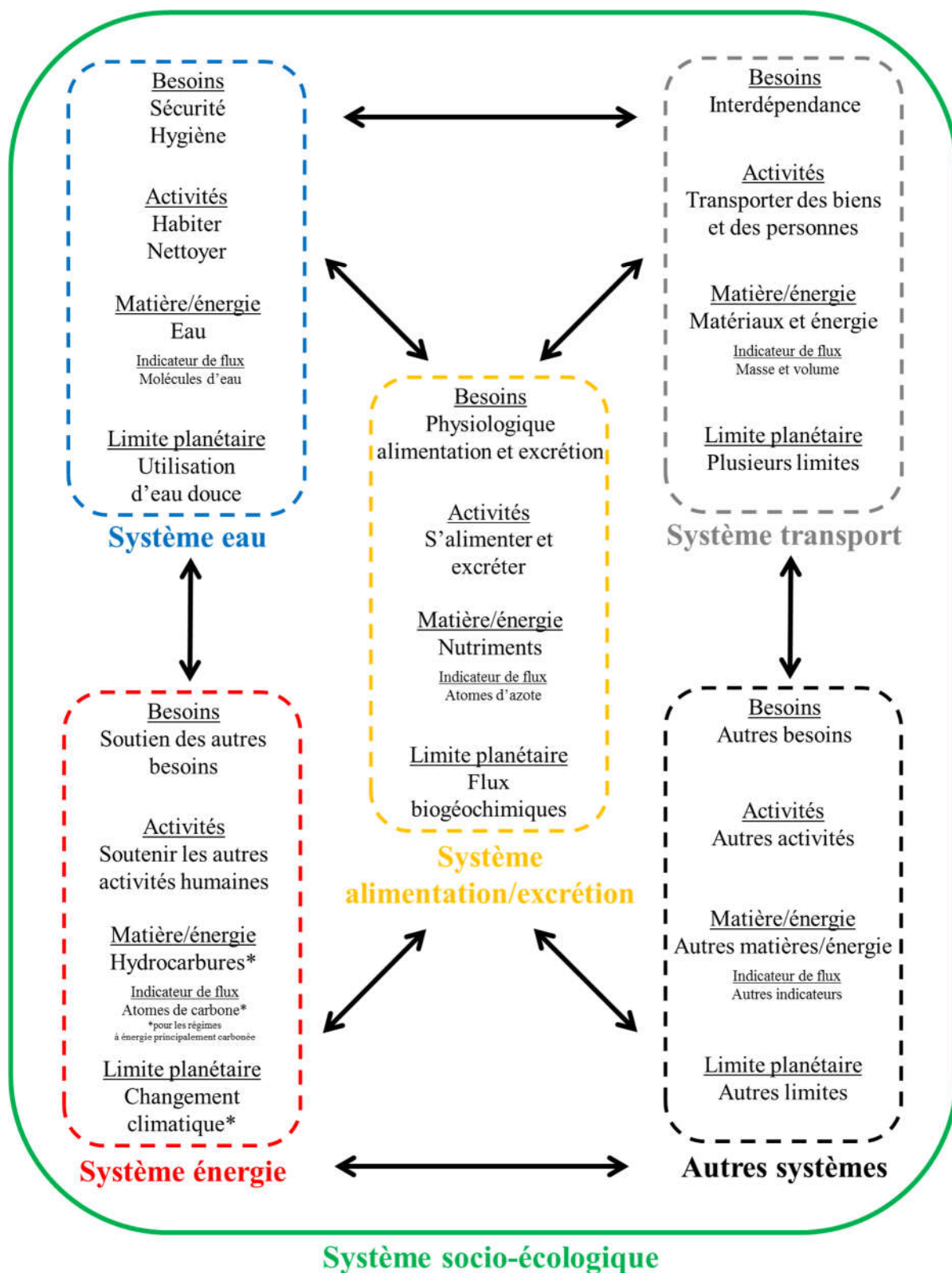


Figure 2.5 : Le système alimentation/excrétion analysé sous l'angle des besoins/activités/matières & énergie/limites planétaires correspondants et dans ses relations avec les autres sous-systèmes socio-écologiques.

Les pointillés de la Figure 2.5 illustrent l'interpénétration des systèmes les uns avec les autres et la limite de la possibilité de les distinguer nettement les uns des autres. Nous avons discuté dans ce chapitre de cette limite et nous concluons en particulier que l'individualisation d'un système alimentation/excrétion nous paraît à la fois possible et conceptuellement intéressante par les développements qu'elle permet d'en tirer et qui constitueront le fil directeur de la suite de cette thèse. En plus des besoins, activités et matières/énergie, nous avons ajouté dans la Figure 2.5 la notion de limite planétaire présentée à la section 1.1.2 car il nous semble possible, en particulier pour les systèmes alimentation/excrétion, énergie et eau, de mettre en évidence un lien fort entre ces systèmes et une des neuf limites planétaires.

La liste des besoins, activités, matières/énergie et limites planétaires indiqués dans la Figure 2.5 pour chaque système est très partielle et nous nous sommes restreints à un ou deux items qui nous paraissaient les plus caractéristiques. Ce cadre conceptuel se veut également le plus générique possible et plus particulièrement adapté au contexte des villes occidentales. Son application à des systèmes socio-écologiques spécifiques pourra parfois nécessiter des ajustements. Ainsi, les limites planétaires avec lesquelles le système alimentation/excrétion est en interaction sont très nombreuses. Comme nous nous intéressons ici principalement à la partie urbaine du système alimentation/excrétion, nous n'avons pas mis en exergue les autres limites planétaires principalement impliquées au niveau agricole dont l'intégrité de la biosphère, le changement d'usage des sols, l'utilisation d'eau douce et l'introduction d'entités nouvelles.

Les systèmes énergie et transport ont déjà été mentionnés préalablement. Pour le système eau, nous avons représenté en un seul système la circulation de toutes les eaux urbaines (pluviales, de rivière, de sous-sol, potables, résiduares) et les avons donc reliées à deux besoins distincts : la sécurité pour se protéger contre les éléments naturels, l'hygiène pour les usages majoritaires de l'eau domestique. Enfin, nous n'avons pas détaillé les autres systèmes avec lesquels le système alimentation/excrétion est également en interaction car il nous a semblé que les trois systèmes énergie, eau et transport étaient prépondérants. On pourrait éventuellement ajouter un système « thermorégulation » lié à ce besoin physiologique. Nous avons vu son rapport avec le système alimentation/excrétion par le fait que c'est le contenu énergétique de l'alimentation qui fournit la base de la chaleur permettant de maintenir le corps à 37 °C. Mais les activités, matières/énergie et limites planétaires mobilisées par le système thermorégulation sont assez distinctes de celles du système alimentation/excrétion (vêtements, constructions d'habitations, chauffage, etc.).

2.1.5. Flux des éléments secondaires

La caractérisation du système alimentation/excrétion peut également être complétée par l'analyse du flux des autres éléments secondaires que nous avons présentés dans la première partie. Tous les macronutriments secondaires (phosphore, potassium, soufre, calcium, magnésium, sodium et chlore) ainsi que les micronutriments revêtent une importance spécifique dans le fonctionnement et la soutenabilité d'un système alimentation/excrétion. Nous avons justifié le choix de l'azote comme élément caractéristique le plus pertinent pour cinq raisons principales :

- sa dominance massique et molaire ;
- son importance à tous les niveaux du système alimentation/excrétion ;
- sa facilité de transition entre ses différentes formes ;
- sa mobilité ;
- sa criticité par rapport à la soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion.

Aucun autre élément secondaire ne nous paraît réunir autant de propriétés qui justifieraient qu'il soit mis au même plan que l'azote dans l'élaboration d'une méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion. Il nous paraît donc possible de restreindre l'analyse d'un système alimentation/excrétion à l'évaluation exclusive des flux d'azote. L'inclusion d'autres éléments secondaires est bien sûr pertinente pour enrichir l'analyse mais elle ne nous paraît pas fondamentale dans le cadre de notre problématique. Selon les contextes, ce ne seront d'ailleurs pas les mêmes macronutriments secondaires et micronutriments qui seront toujours les plus pertinents.

Le phosphore ressort usuellement comme l'élément secondaire le plus important. Il est en effet capital dans le métabolisme des êtres vivants et critique en termes de soutenabilité. Nous avons montré dans la première partie son importance pour les êtres humains eutélostomiens et sa pauvreté spécifique dans la lithosphère. Depuis quelques années, il est l'objet d'une attention particulière de la part de nombreuses communautés dont :

- les scientifiques, avec en particulier la thèse de Cordell (2010) ;
- les structures de gouvernance de pays ne disposant presque pas de mines de phosphore. L'Union Européenne a ainsi classé en 2014 les roches phosphatées comme matière première critique pour son approvisionnement (Commission Européenne, 2014) ;
- les agriculteurs, pour lesquels le phosphore est un des trois engrais principaux avec l'azote et le potassium et qui ont été particulièrement soumis à la flambée des prix du phosphore lors de la crise de 2008.

Il nous paraît donc pertinent de l'inclure dans notre méthodologie de caractérisation. On notera toutefois qu'il apparaît moins critique que l'azote à presque tous les points de vue et tous les niveaux d'analyse du système alimentation/excrétion :

- son cycle biogéochimique planétaire, certes perturbé de façon critique au-delà de la limite planétaire, est moins intensément perturbé que celui de l'azote ;
- il est moins vital que l'azote pour les agriculteurs ;
- il est moins mobile et change moins d'état que l'azote.

Cette dernière caractéristique induit que, dans de nombreux cas, les systèmes urbains qui permettent de gérer l'azote du système alimentation/excrétion de façon soutenable géreront aussi *a fortiori* le phosphore de façon soutenable ce qui peut permettre de ne pas l'analyser spécifiquement sans préjudice majeur⁹⁷.

Le potassium, troisième engrais principal agricole, revêt aussi une importance particulière. Plusieurs chercheurs travaillant sur notre problématique de recherche ont d'ailleurs attiré notre attention sur le fait que le phosphore était actuellement « à la mode » mais que la criticité des autres macronutriments dans le système alimentation/excrétion pouvait être tout aussi grande (Annexe 1 ; Annexe 3)⁹⁸. En Europe, la quasi absence de mine de phosphore induit une tension plus grande sur cette ressource qui ne se retrouve pas pour le potassium du fait de la présence de mines de potassium. Les travaux de recherche que nous avons pu consulter sur le potassium, ainsi que sur les autres macronutriments et micronutriments, ne sont toutefois pas aussi développés que pour le phosphore et l'analyse de la criticité de ces autres nutriments est probablement un axe de recherche pertinent à développer.

Dans cette thèse, nous choisirons donc de considérer qu'une analyse restreinte à l'azote est pertinente. Par leur importance agricole, le phosphore et le potassium nous paraissent être les deux éléments supplémentaires qui peuvent être intégrés pour affiner l'analyse d'un système alimentation/excrétion. L'analyse des autres macronutriments peut également être menée. Toutefois il nous paraît plausible de considérer que des systèmes de gestion soutenable de l'azote, du phosphore et du potassium permettront *a priori* une gestion soutenable des autres macronutriments, en particulier du fait que leurs similitudes chimiques induiront usuellement des comportements similaires : similitude du soufre et de

⁹⁷ Cette assertion sera étayée par l'étude systématique des systèmes alimentation/excrétion menée dans les trois parties suivantes de cette thèse.

⁹⁸ Ainsi, d'après Jönsson, la disponibilité du soufre pourrait devenir beaucoup plus critique si l'humanité réduisait son extraction d'hydrocarbures car le soufre est aujourd'hui principalement obtenu comme co-produit du raffinage des hydrocarbures (Annexe 1).

l'azote (présence dans les protéines, oxydo-réduction, existence d'une phase gazeuse) ; similitude du phosphore avec le calcium et le magnésium avec lesquels il précipite ; similitude du potassium avec les ions sodium et chlorure qui précipitent moins. Enfin, l'analyse des flux de micronutriments n'a pas été spécifiquement menée dans cette thèse et nous proposons de considérer en première approximation qu'une gestion soutenable de l'azote et des macronutriments induira *a fortiori* une gestion soutenable des micronutriments.

2.2. Proposition de caractérisation socio-écologique

Sur la base des développements du chapitre précédent (chapitre 2.1), il nous paraît possible de proposer une méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion fondée principalement sur l'analyse des flux d'azote et secondairement sur celle des flux de phosphore et de potassium voire également de tout autre élément pertinent.

2.2.1. Caractérisation par l'analyse des flux d'azote

2.2.1.1. Sobriété, efficacité et recyclage

Selon ses modalités de gestion, l'azote peut constamment jouer un double rôle : celui d'une ressource en tant qu'intrant aux différents niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion ou bien celui d'une pollution en tant qu'excrétion dans un compartiment environnemental du bassin biogéochimique. Ce double rôle joué par l'azote invite à faire appel à une méthodologie communément utilisée dans le domaine de la gestion des ressources et des déchets et qui prend diverses appellations. Dans le scénario négaWatt (2011), elle est nommée SER, pour Sobriété, Efficacité, Renouvelable. Dans la gestion des déchets, on l'appelle usuellement 3R pour Réduction, Réutilisation et Recyclage. Nous nous cantonnerons ici à une méthodologie d'analyse reposant sur trois piliers :

- la sobriété ;
- l'efficacité ;
- le recyclage.

La sobriété est une caractéristique fondamentale car elle conditionne l'intensité de l'ensemble des autres flux. Dans le cas du système alimentation/excrétion, la sobriété peut être simplement évaluée par la quantité d'azote ingérée par les citoyens. Nous avons vu à la section 1.2.2 que celle-ci doit respecter les recommandations des besoins protéiques minimaux de l'organisme humain, soit en moyenne 2,7 kgN/pers/an ou 3,4 kgN/pers/an par application de la marge de sécurité préconisée par l'OMS. Plus le régime alimentaire dépasse cette dernière valeur et moins nous le considérerons donc comme sobre car mobilisant des flux d'azote ingérés et excrétés par l'organisme sans besoin physiologique correspondant.

En complément, la sobriété des régimes alimentaires peut également être caractérisée par la proportion d'azote d'origine végétale. Cet élément est toutefois plus délicat à analyser du fait de sa forte interaction avec les différents modes de vie et les dimensions socio-culturelles des régimes alimentaires : proportion importante d'azote animal dans le régime alimentaire pastoral mongol, proportion importante de poissons dans le régime alimentaire islandais, etc. (Bonhommeau *et al.*, 2013). Dans le contexte des villes occidentales, le pastoralisme n'est bien sûr pas envisageable et nous avons montré le caractère nécessairement secondaire des produits de la mer dans l'alimentation⁹⁹. En suivant Billen *et al.* (2015), nous proposons de considérer comme soutenable un régime alimentaire ne dépassant pas 40 % de protéines d'origine animale. La soutenabilité de la consommation de produits d'origine animale relève également des modalités de l'élevage de ces animaux qui sortent du cadre de notre analyse¹⁰⁰.

En ce qui concerne l'efficacité de gestion de l'azote, en milieu urbain, celle-ci est principalement caractérisée par la quantité de nourriture non consommée et pourra donc être évaluée par le taux de biodéchets en fonction des intrants. Une valeur guide d'efficacité est plus délicate à produire que pour la sobriété car, si le gaspillage alimentaire (nourriture prête à être consommée mais non ingérée) constitue clairement une inefficacité du système, la production de biodéchets non comestibles dépend de la nature des aliments ingérés, des habitudes alimentaires, etc. (cf. p. 106 et suivantes de la section 1.3.3). On pourrait aussi éventuellement intégrer une efficacité au niveau de l'individu par la qualité de sa digestion : les aliments avalés tout rond sans être mastiqués pourront plus difficilement être mobilisés par le système digestif et peuvent ressortir tels quels dans les matières fécales. Nous n'entrerons pas dans ce niveau de finesse d'analyse et nous cantonnerons principalement à évaluer l'efficacité par le taux de biodéchets.

Enfin, le dernier angle d'analyse des flux d'azote est celui du recyclage. Nous avons illustré dans la Figure 1.1 que le recyclage était la modalité dominante de gestion de l'azote dans la majorité des écosystèmes. En ville, il pose *in fine* la question du devenir des excréments et nous avons mis en évidence dans la sous-section 1.3.3.4 que les systèmes alimentation/excrétion présentent une dissymétrie essentielle entre les intrants, pour lesquels la cascade de mobilisation des ressources suit un schéma relativement contraint, et les excréments, pour lesquels les modalités de leur gestion sont bien plus ouvertes.

⁹⁹ Nous ne discuterons pas ici de la soutenabilité de la consommation de produits de la mer.

¹⁰⁰ En suivant van Grinsven *et al.* (2015) et Le Noë *et al.* (2017), on pourrait développer un critère de soutenabilité fondé sur le caractère extensif des élevages d'animaux.

2.2.1.2. Circularité, autonomie, pollution et couplages

La modalité de gestion qui paraît conceptuellement la plus simple est celle du rejet de l'intégralité des excréments urbains dans le bassin biogéochimique. En reprenant le cas du pain consommé dans l'agglomération parisienne, elle serait par exemple illustrée par le cas d'un habitant d'une péniche de la Seine dont les biodéchets, les matières fécales et les urines seraient tous rejetés directement en Seine. Cette modalité de gestion caractérise un système alimentation/excrétion que nous nommerons linéaire. Nous l'avons représentée sur la figure suivante en nous focalisant sur la partie urbaine du système alimentation/excrétion (Figure 2.6).

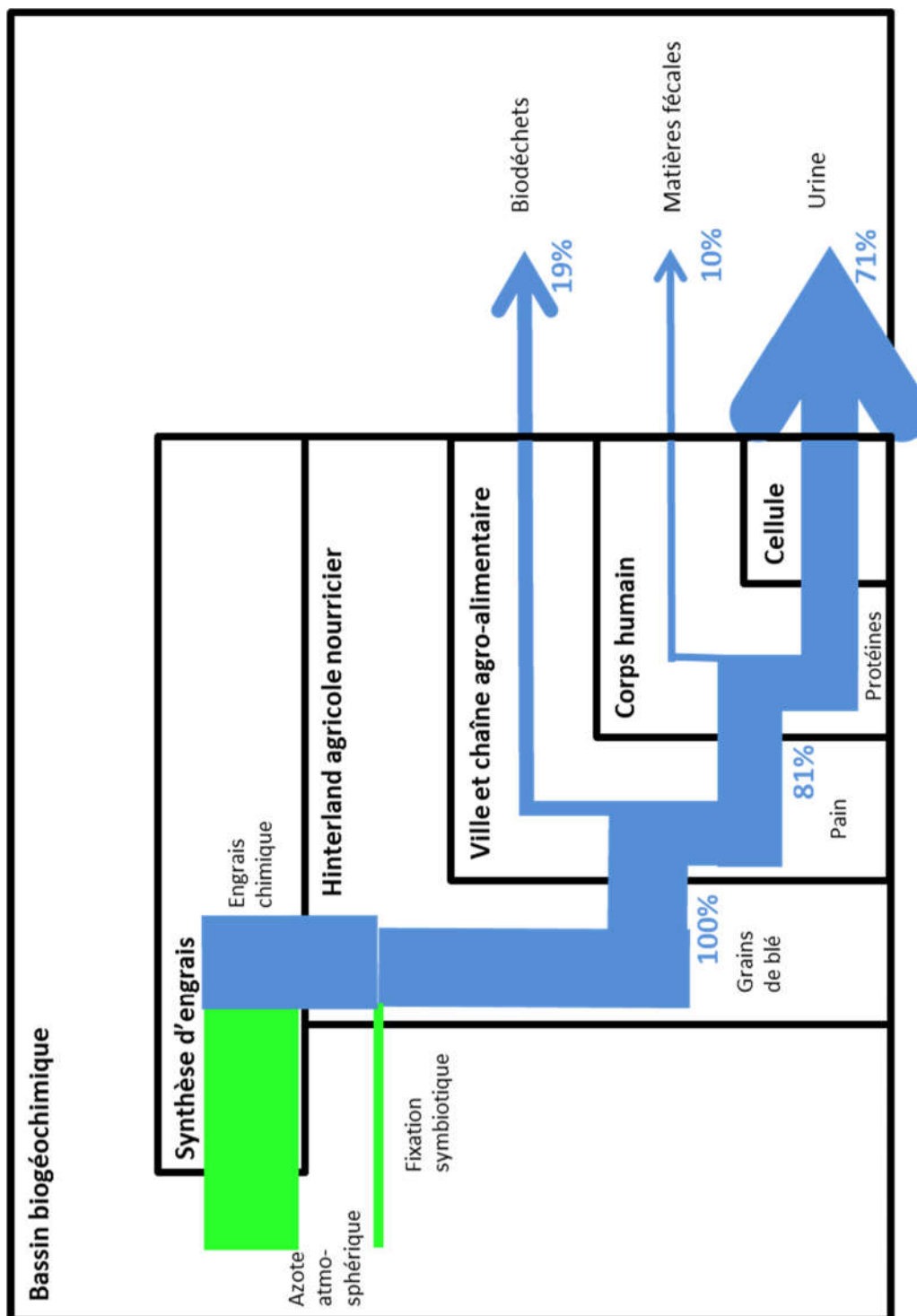


Figure 2.6 : Flux d'azote d'un système alimentation/excrétion urbain totalement linéaire.

Par symétrie, nous proposons de caractériser la circularité d'un système alimentation/excrétion d'une ville par le taux de retour de l'azote réactif des excréments urbains à un des deux niveaux supérieurs que sont l'hinterland agricole nourricier et la synthèse d'engrais. Nous distinguerons un système alimentation/excrétion circulaire autonome, dans lequel la circularité de l'azote réactif se fait pour l'hinterland agricole ou la synthèse d'engrais qui alimente *in fine* la même ville qui a produit ces

excrétions. Une utilisation de l'azote réactif pour une synthèse d'engrais ou un hinterland agricole qui alimente d'autres territoires que cette ville conduira à un régime que nous nommerons simplement circulaire. Le minimum théorique de circularité ou d'autonomie est de 0 % et se nommera ainsi linéarité (cf. Figure 2.6). Le maximum théorique de circularité ou d'autonomie est proche de 100 %¹⁰¹. Dans cette définition de la circularité, l'efficacité agronomique d'utilisation de l'azote réactif apporté par la ville n'est pas prise en compte car elle relève principalement des modalités d'organisation des systèmes agricoles et que nous nous intéressons ici à la partie urbaine des systèmes alimentation/excrétion. Celle-ci devrait être prise en compte dans une appréhension globale d'un système alimentation/excrétion intégrant ses composantes urbaines et agricoles.

Nous distinguerons également les circularités extractives et intégrales. Une circularité extractive correspondra à une circularité obtenue par extraction spécifique des éléments concernés (par exemple le stripping d'ammoniac ou la précipitation de struvite). Une circularité intégrale correspondra à une circularité obtenue par recyclage global d'une excrétion avec la majorité de ces constituants.

L'azote réactif des excrétions urbaines peut aussi être utilisé dans d'autres processus que ceux de la synthèse d'engrais ou de la production agricole. Nous dirons alors que ce système alimentation/excrétion est couplé à un autre sous-système caractéristique du système socio-écologique. On pourrait éventuellement introduire une notion de circularité de deuxième niveau en examinant plus spécifiquement le devenir de l'azote réactif après utilisation dans cet autre système.

Enfin, on peut également opérer une distinction parmi les systèmes linéaires selon les modalités de rejet de l'azote dans le bassin biogéochimique. Les rejets d'azote sous toute forme réactive constitueront des pollutions globales et nous nommerons donc ces systèmes polluants. On pourra également préciser l'importance locale de cette pollution par croisement avec la sensibilité spécifique du milieu récepteur. Les émissions de diazote seront elles considérées comme linéaires et non polluantes.

¹⁰¹ Dans le cas où l'on arriverait à approcher les 100 % de circularité ou d'autonomie, il faudrait alors prendre en compte certains flux que nous avons négligés jusqu'ici, tels que l'expiration et les excrétions tégumentaires de NH₃ ou encore le devenir des corps humains après la mort, afin de définir plus précisément le seuil de circularité théorique maximal. Comme vu au chapitre 1.2, ces flux sont de l'ordre de quelques pourcents et seront donc négligés tant que nous travaillerons sur des systèmes dont la circularité est inférieure à 90 %.

2.2.2. Salubrité des systèmes alimentation/excrétion

Nous avons fondé notre analyse des flux d'intrants et d'excrétats sur leur composition atomique et nous en avons déduit une caractérisation des systèmes alimentation/excrétion qui doit servir à l'évaluation de leur soutenabilité. Il reste toutefois encore de très nombreux angles d'analyse possibles pour donner une vision complète des systèmes alimentation/excrétion. Un angle d'analyse nous paraît incontournable, du fait de la présence d'agents pathogènes dans les matières fécales (cf. sous-section 1.2.3.2). Nous verrons qu'elle représente un des freins principaux à la circularité de ces systèmes. Nous proposons donc de compléter notre méthodologie par une analyse de la salubrité des systèmes alimentation/excrétion. Nous restreindrons la notion de salubrité à celle de la transmission féco-orale d'agents pathogènes.

Dans la transmission féco-orale, une fraction de matières fécales d'un individu porteur d'agents pathogènes va finir par être ingérée par un autre individu. Les voies de transmission sont multiples et, depuis Wagner & Lanoix (1958), elles sont résumées par un diagramme appelé en anglais *f diagram* (diagramme f) où les différentes voies de transmission sont chacune illustrées par un mot commençant par la lettre f. Les *faeces* (fèces) ne doivent pas rejoindre les *faces* (les visages c'est-à-dire la bouche) en prenant en compte cinq vecteurs primaires différents : *fluids* (les fluides, principalement l'eau), *fingers* (les doigts), *flies* (les mouches), *fields* (les champs), *floods* (les crues et plus généralement les eaux de surface). Un vecteur secondaire est également identifié, à savoir *food* (la nourriture). Le diagramme f du WEDC (2014) est présenté ci-après (Figure 2.7).

Le schéma des voies de transmission féco-orale
 (« f diagram »)

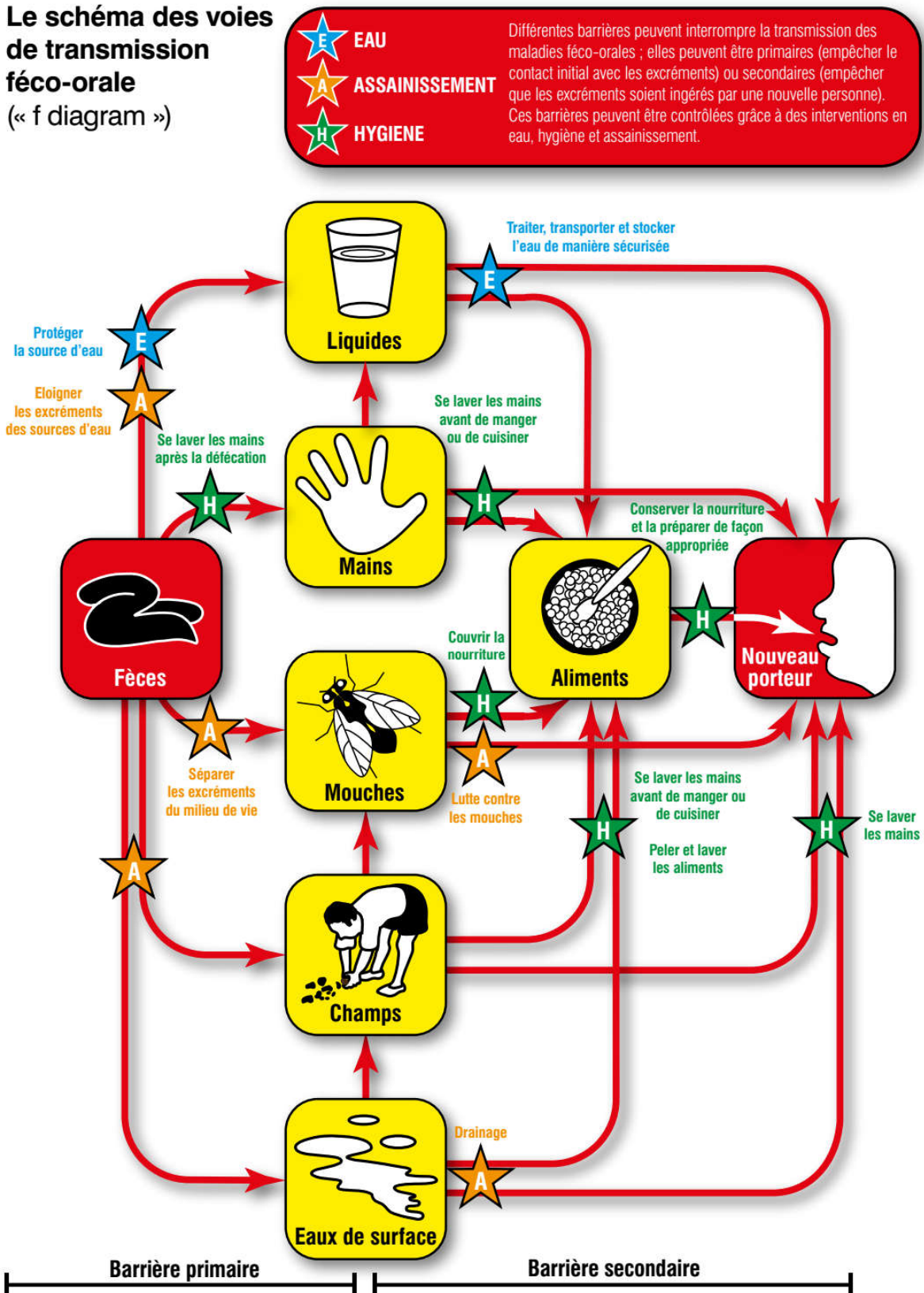


Figure 2.7 : Le diagramme f des voies de transmissions féco-orales.

Source : WEDC (2014)

La contamination féco-orale concerne *a priori* toute la population humaine de la planète. Quatre types d'agents pathogènes peuvent être transmis : des bactéries, des virus, des protozoaires parasites et des helminthes (cf. Tableau 1.4).

Des bactéries, virus et protozoaires sont à l'origine de diarrhées et de gastro-entérites aiguës qui concernent virtuellement toute la population mondiale : l'OMS (2012a) estime que les diarrhées provoquent près de 1,8 million de décès par an, dont 99,8 % ont lieu dans les pays en voie de développement et 90 % concernent des enfants. Les enfants des pays en développement présentent ainsi 3,2 épisodes de diarrhée par enfant par an. Les diarrhées sont nettement moins létales dans les pays développés mais toujours très présentes : aux Etats-Unis, le nombre d'épisodes de gastro-entérite aiguë s'élève à 0,79 par personne et par an (*ibid.*) tandis qu'en France, on dénombre plus de 21 millions d'épisodes de gastro-entérite aiguë *virale* par an, soit 0,31 par personne et par an (Santé Publique France).

Des bactéries sont également vectrices de la fièvre typhoïde (*Salmonella typhi*) ou encore du choléra (*Vibrio cholerae*). Ces maladies, et plus particulièrement le choléra, ont eu une importance considérable dans les orientations des systèmes alimentation/excrétion prises au XIX^e siècle en Occident (cf. section 3.1.4). Elles sont encore fortement présentes dans les pays en voie de développement.

Enfin, les helminthes sont des vers parasites qui sont présents dans le système digestif d'une très grande partie de la population mondiale : 1,45 milliard de personnes pour *Ascaris lumbricoides* (ver rond) qui provoque l'ascaridiase, 1,3 milliard de personnes pour *Ancylostoma duodenale* et *Necator americanus* (vers à crochets) qui provoquent l'ankylostomiase, 200 millions de personnes pour *Schistosoma ssp.* (douve) qui provoque la schistosomiase ou bilharziose. De 10 à 25 % des personnes infectées par des helminthes souffrent d'effets indésirables (OMS, 2012a)¹⁰².

Cette importance de la contamination féco-orale a toujours rendu délicat l'emploi des matières fécales, mais aussi de l'urine quand celle-ci est en contact avec les matières fécales, ce qui est le cas le plus fréquent. Les nombreuses voies de la contamination féco-orale rendent aussi difficiles l'analyse de l'origine de la transmission des maladies. D'après la Figure 2.7, la transmission féco-orale à travers l'usage agricole d'excréments ne constitue qu'une voie de transmission possible. Ainsi, la prohibition de l'usage agricole des excréments humains participe à limiter la transmission féco-orale mais, à elle seule, elle est loin de permettre de la réduire significativement. Par ailleurs, la présence de maladies

¹⁰² Nous avons précisé à la sous-section 1.2.3.1 que cet agent est le seul à présenter un risque de transmission par les urines, dans les 74 pays tropicaux concernés.

féco-orales, endémiques ou épidémiques comme le choléra, ne dit rien sur l'importance de la voie agricole comme voie de transmission, par rapport aux mains ou à l'eau par exemple.

La densité de population jouera aussi un rôle important sur la salubrité du fait que les transmissions féco-orales vont être rendues plus faciles dans un habitat dense. Les différentes formes urbaines joueront donc un rôle important quant à la salubrité des systèmes alimentation/excrétion.

Nous proposons d'évaluer la salubrité d'un système alimentation/excrétion, qualitativement, par l'effectivité de la mise en place de barrières en amont et en aval des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale identifiés dans la Figure 2.7. Au vu des enjeux potentiellement antagonistes de la circularité et de la salubrité, il nous semble ainsi pertinent de coupler leur analyse. Nous proposons de représenter ce couplage en situant les systèmes alimentation/excrétion dans le graphique à deux axes ci-après (Figure 2.8).

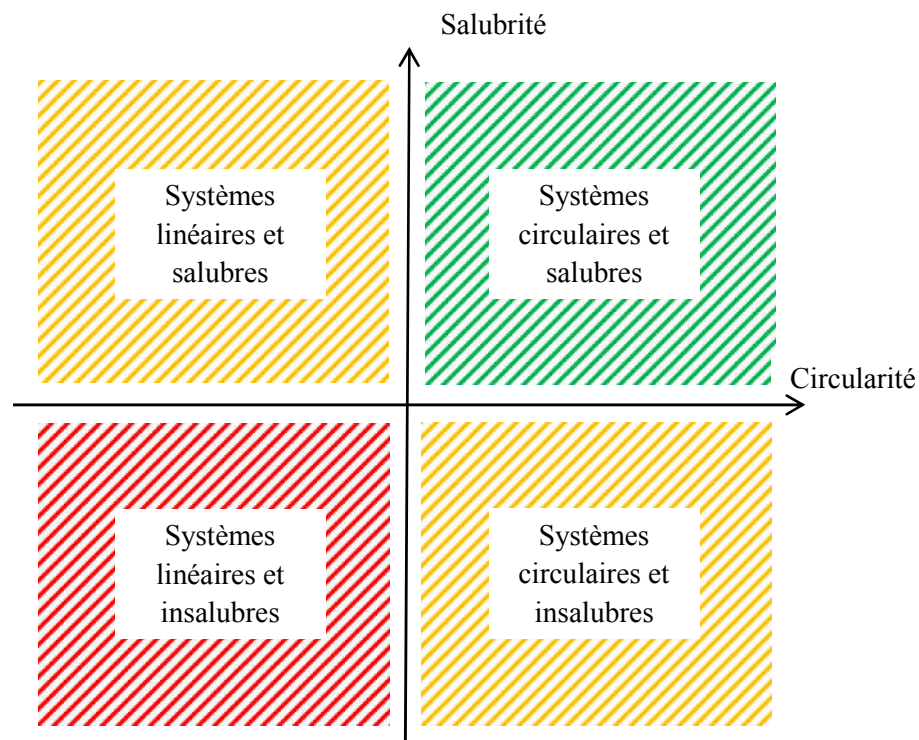


Figure 2.8 : Analyse conjointe du degré de circularité et de salubrité des systèmes alimentation/excrétion.

2.2.3. Les micropolluants des systèmes alimentation/excrétion

Les micropolluants nous paraissent être un dernier élément essentiel dans l'analyse des systèmes alimentation/excrétion, dont la prise en compte n'a émergé qu'assez récemment. Un micropolluant peut être défini comme « une substance indésirable détectable dans l'environnement à très faible concentration (microgramme par litre voire nanogramme par litre [dans le cas de l'eau]). Sa présence est, au moins en partie, due à l'activité humaine (procédés industriels, pratiques agricoles ou activités quotidiennes) et peut à ces très faibles concentrations engendrer des effets négatifs sur les organismes vivants, [humains ou non-humains], en raison de sa toxicité, de sa persistance et de sa bioaccumulation. De nombreuses molécules présentant des propriétés chimiques différentes sont concernées (plus de 110 000 molécules sont recensées par la réglementation européenne), qu'elles soient organiques ou minérales, biodégradables ou non tels les plastifiants, détergents, métaux, hydrocarbures, pesticides, cosmétiques ou encore les médicaments. » (MEEM, 2016).

Leur détection s'améliore constamment du fait des progrès des moyens de détection analytique. En supposant un progrès de ces moyens, il semble plausible que l'on puisse à l'avenir caractériser toujours davantage une contamination généralisée de tous les milieux de la planète. La présence de micropolluants en faible concentration dans l'environnement leur confère deux caractéristiques spécifiques :

- les effets négatifs sont très difficiles à évaluer, entre autres du fait de leur présence simultanée en très grand nombre et de la méconnaissance de la relation dose-effet. Si certains contaminants sont clairement identifiés comme présents dans des teneurs élevées qui nécessitent un changement des pratiques, les moyens de détection permettent d'identifier des molécules à des teneurs où leur nocivité est inconnue ce qui rend difficile la définition et la priorisation des actions à mener ;
- les micropolluants posent un enjeu croisé vis-à-vis de la santé humaine et vis-à-vis du fonctionnement des écosystèmes et combinent une question de gestion des contaminations passées et présentes.

De ce fait, la limite planétaire correspondant à l'introduction d'entités nouvelles n'a pas pu être définie (cf. section 1.1.2) et il nous paraît méthodologiquement très difficile de caractériser l'enjeu lié à la présence de micropolluants dans le système alimentation/excrétion.

Les micropolluants présents dans le système alimentation/excrétion peuvent être de deux natures :

- ils peuvent être liés au fonctionnement même du système alimentation/excrétion et en constituer une caractéristique. C'est le cas par exemple des produits phytopharmaceutiques issus d'une synthèse chimique industrielle qui différencie entre autres l'agriculture biologique par la proscription de ce recours et permet donc de caractériser des systèmes alimentation/excrétion essentiellement différents quant à la nature des micropolluants mis en jeu ;
- ils peuvent être issus du couplage entre le système alimentation/excrétion et d'autres systèmes. C'est le cas par exemple d'une partie des éléments traces métalliques dans les eaux usées ou dans les boues d'épuration, qui est liée au couplage entre le système alimentation/excrétion et les modalités de gestion des effluents industriels ou des eaux de ruissellement.

Il est possible de les évaluer aux différents niveaux du système alimentation/excrétion présentés Figure 1.23. Nous proposons d'illustrer leur variété par quelques exemples qui nous paraissent représentatifs des principaux enjeux liés aux micropolluants :

- au niveau du bassin biogéochimique, les micropolluants traduisent la contamination générale de l'environnement par les différentes activités humaines ;
- au niveau de l'arrière-pays agricole nourricier trois sources principales de micropolluants semblent être identifiables :
 - les types d'engrais utilisés. Le cadmium est ainsi une source de préoccupation du fait de sa présence dans un grand nombre d'engrais phosphatés provenant de l'extraction minière (Jönsson & Vinnerås, 2013) ;
 - les produits phytopharmaceutiques utilisés au champ, à la récolte ou au stockage ;
 - les substances données aux animaux d'élevage (médicaments et compléments alimentaires) ;
- au niveau de la ville et de la chaîne agroalimentaire associée, l'adjonction volontaire ou non de molécules dans les préparations alimentaires, les migrations de molécules provenant des emballages alimentaires ;
- au niveau de l'habitat, le transfert provenant des matériaux utilisés pour la préparation ou le stockage des aliments, les molécules synthétisées durant la cuisson ainsi que les produits d'entretien utilisés pour les toilettes ;
- au niveau du corps humain et de la cellule, principalement la consommation de médicaments.

Les modalités de gestion des excréments peuvent également induire des adjonctions supplémentaires de micropolluants. Nous ne pouvons intégrer ici une méthodologie de comparaison et de hiérarchisation de l'importance de ces différentes voies de contamination du système alimentation/excrétion. Du fait des enjeux antagonistes liés la circularité des urines et des matières fécales et à la présence de micropolluants dans ces derniers, il nous paraît toutefois judicieux de préciser ici les travaux de certains auteurs qui ont tenté de le faire.

Jönsson (2017)¹⁰³ indique ainsi que les doses de résidus pharmaceutiques présents dans les urines sont à des doses environ 1 000 fois inférieures, dans le cas de leur utilisation agricole, à celle des doses de produits phytopharmaceutiques de l'agriculture conventionnelle. Ce raisonnement basé sur la masse des micropolluants ne permet bien sûr pas d'évaluer spécifiquement les problèmes de toxicité ou d'écotoxicité correspondants mais permet tout de même de donner un ordre de grandeur. Nous avons tenté de vérifier cette assertion dans le cas français. Nous évaluons un usage de 5,4 kg/ha/an de substances actives épandues en France (Blanchoud *et al.*, 2011). À défaut de données françaises, nous proposons de prendre les données allemandes compilées par Winker (2009) pour l'urine humaine. On trouve alors une concentration totale en résidus médicamenteux dans l'urine moyenne allemande de 6,7 mg/L dont la moitié correspond à l'acide acétylsalicylique et à l'ibuprofène. En supposant une concentration de 10 gN/L dans l'urine et un épandage d'urine à 150 kgN/ha, on trouve ainsi une quantité totale de résidus médicamenteux épandus de 100 g/ha/an soit 50 fois moins que la masse de produits phytopharmaceutiques.

D'autres auteurs ont cherché à comparer la teneur en médicaments et en hormones des urines humaines et animales (Hammer & Clemens, 2007). Pour les médicaments communs aux animaux et aux humains, en particulier certains antibiotiques, la figure suivante (Figure 2.9) présente ainsi la teneur comparée de l'urine humaine et des urines d'animaux d'élevage. Les valeurs choisies par les auteurs correspondent aux valeurs maximales envisageables.

¹⁰³ Il se réfère à une publication en suédois que nous n'avons pas consultée : Jönsson, H., Nordberg, Å. & Vinnerås, B. 2013. *System för återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls-och lantbruksavfall.* (Systems for recycling of phosphorus in the source separated fractions urine, faeces, foodwaste and similar anaerobically digested urban and agricultural waste. (en suédois). Rapport 061, Institutionen för energi och teknik, SLU. ISSN 1654-9406.

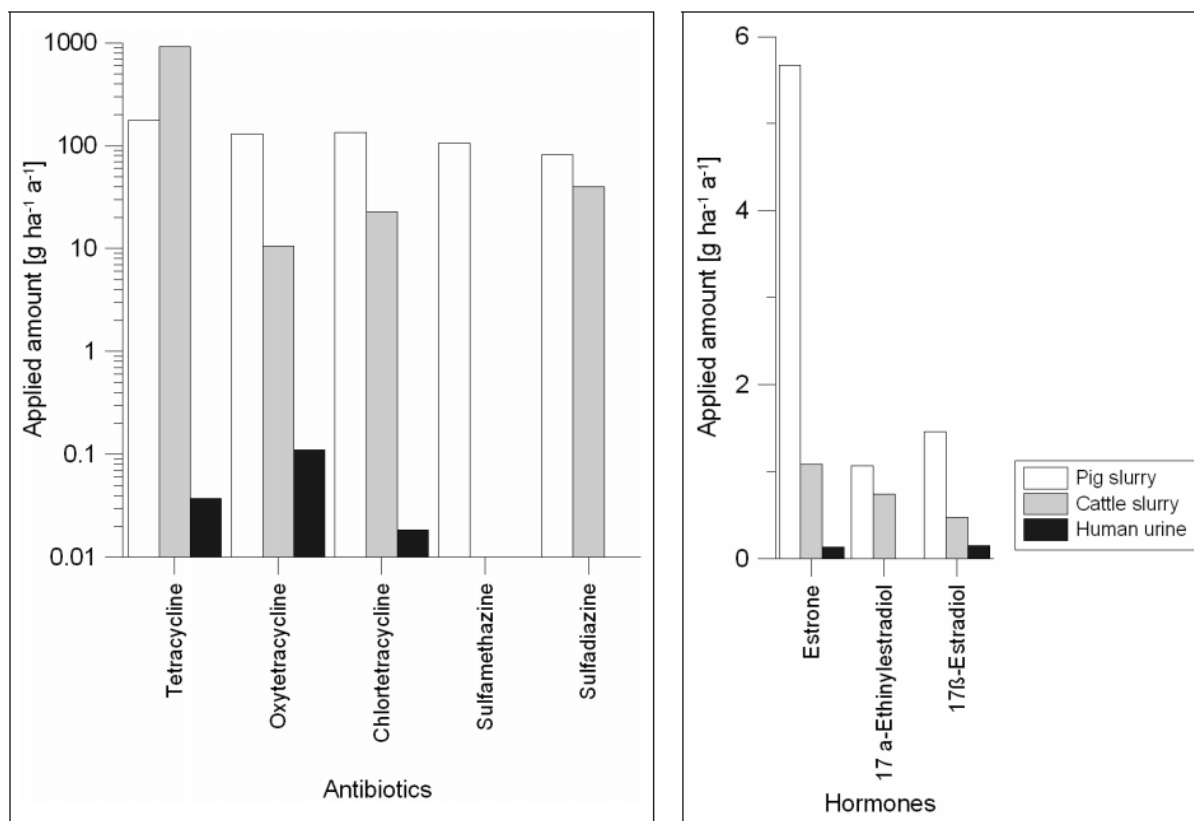


Figure 2.9 : Flux maximaux d'antibiotiques (gauche) et d'hormones (droite) appliqués par différents engrais.

Les quantités d'engrais appliquées sont choisies de manière à optimiser le dosage des différents nutriments et correspondent donc à des pratiques théoriquement optimales du strict point de vue de la fertilisation. L'échelle est logarithmique. Source : Hammer & Clemens (2007)

Ces travaux montrent une différence de deux à quatre ordres de grandeur entre la contamination en antibiotiques des urines humaines et animales et relativisent ainsi, comme pour les produits phytopharmaceutiques, la part de contamination en micropolluants du système alimentation/excrétion au niveau du corps humain par la prise de médicaments et celle de sa contamination au niveau de l'hinterland agricole nourricier. La méthode de comparaison appliquée dans la Figure 2.9 ne permet toutefois pas de prendre en compte la contamination par les résidus de médicaments spécifiques aux humains.

Les éléments que nous venons de donner ne constituent que des éléments d'appréciation généraux. Il serait intéressant de développer une méthodologie de caractérisation des micropolluants des systèmes alimentation/excrétion et de leurs enjeux relatifs pour la santé humaine et la perturbation du fonctionnement des écosystèmes. Nous n'avons trouvé qu'une seule position internationale aujourd'hui, celle de l'OMS, qui considère que la présence de micropolluants n'est pas susceptible de devoir empêcher l'usage de l'urine et de matières fécales en agriculture (OMS, 2012a). Enfin, la thèse de Tristan Martin en cours inclut comme objectif de creuser plus spécifiquement cette question.

Conclusion de la seconde partie

L'analyse effectuée dans cette partie nous permet donc de faire une proposition méthodologique de caractérisation du système alimentation/excrétion d'une ville.

- 1) **Connaissance des quantités et du devenir des urines.** Il s'agira évaluer les quantités produites et les modalités de gestion des excréments de cette ville, en comptabilité azotée. En première approche, il pourra suffire de réaliser cette évaluation pour les urines. On pourra affiner l'évaluation en incluant également les biodéchets et enfin les matières fécales ;
- 2) **Circularité :** le taux d'utilisation de cet azote excrété pour synthétiser un engrais ou pour la production agricole caractérisera la circularité du système. La connaissance de modalités de fonctionnement du système alimentation/excrétion au niveau de l'hinterland agricole nourricier permettra évidemment d'affiner cette analyse ;
- 3) **Autonomie :** la connaissance du lien entre les territoires recevant cet azote et l'hinterland agricole nourricier permettra de caractériser l'autonomie du système ;
- 4) **Sobriété :** les évaluations précédentes permettront alors également de caractériser la sobriété du système par déduction de la quantité totale d'azote ingéré. Celle-ci pourra aussi être évaluée par la connaissance directe du régime protéique alimentaire. Le taux de protéines d'origine animale précisera cette sobriété.
- 5) **Efficacité :** l'évaluation du taux de biodéchets caractérisera l'efficacité du système ;
- 6) **Pollution :** le taux d'azote excrété par la ville qui rejoint l'environnement sans avoir été neutralisé sous forme de diazote caractérisera le degré de pollution (globale) du système ;
- 7) **Empreinte agricole :** l'empreinte agricole d'un système alimentation/excrétion urbain est évaluée par la quantité de ressources mobilisées par l'hinterland agricole nourricier et par les pollutions induites à ce niveau. On peut également définir une empreinte globale d'un système alimentation/excrétion en additionnant les ressources et pollutions des niveaux agricoles et urbains ;
- 8) **Couplages :** évaluer les usages alternatifs des excréments permettra d'évaluer le degré de couplage du système alimentation/excrétion avec un ou plusieurs autres sous-systèmes socio-écologique, voire d'évaluer la circularité ou l'autonomie au deuxième degré par l'étude du devenir de l'azote dans cet usage alternatif. On pourra également évaluer le couplage avec le système eau, quantitativement et qualitativement, au regard des usages de l'eau mis en jeu dans le système alimentation/excrétion. Le couplage avec le système énergie pourra principalement être évalué au travers de la comptabilité carbone des modalités de gestion des excréments mais, dans notre perspective, il conviendra avant tout d'analyser le devenir de l'azote

réduit dans ces processus de valorisation énergétique du carbone. Le troisième système pour lequel le couplage pourra être prioritairement évalué est le système transport ;

- 9) **Salubrité** : l'analyse qualitative des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale du diagramme f permettra d'évaluer la salubrité du système.

Une analyse complète du système alimentation/excrétion d'une ville nécessiterait aussi de prendre en compte de multiples autres facteurs, matériels et immatériels, qui déterminent les modalités de son organisation. Autant que possible, nous essaierons plus particulièrement de mettre en relation les systèmes alimentation/excrétion avec les typologies de formes urbaines et en particulier la densité de population. En première approche, nous proposons de focaliser l'analyse à l'évaluation de la circularité du système alimentation/excrétion.

3. Régimes et trajectoires socio- écologiques des principaux systèmes alimentation/excrétion urbains

Sur la base de la méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion urbains que nous venons de décrire dans la seconde partie, nous allons désormais effectuer une revue des principaux systèmes alimentation/excrétion de l'humanité et chercher à les caractériser. Nous avons pour ce faire consulté des ouvrages d'histoire, et plus spécifiquement d'histoire des sciences et des techniques, afin d'estimer les modalités de fonctionnement des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité et avons cherché à couvrir un spectre spatial et temporel aussi large que possible. Nous avons plus particulièrement étudié le cas de l'agglomération parisienne, déjà analysé en détail par Barles sur la période 1790-1970 (Barles, 2005 ; Barles, 2007b). Nous avons cherché à compléter ces travaux en développant une analyse quantitative de la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne sur la période 1850-2010 afin de décrire la trajectoire socio-écologique de ce territoire suivant notre méthodologie (chapitre 3.1).

Dans le second chapitre (chapitre 3.2), nous présentons en détail le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne aujourd'hui et étendons la caractérisation de la partie urbaine du système alimentation/excrétion à son hinterland agricole nourricier dans le but d'en donner une vision globale.

Enfin, dans le troisième chapitre (chapitre 3.3), nous étendons l'analyse de l'agglomération parisienne au fonctionnement des autres systèmes alimentation/excrétion urbains du monde occidental

3.1. Diversité historique des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité

La caractérisation des systèmes alimentation/excrétion développée dans la seconde partie n'a bien sûr de sens que pour les sociétés dont le régime socio-écologique est agraire ou industriel. Pour toutes les sociétés de chasseurs-cueilleurs, il n'y a pas de système de production agricole pour lequel les urines et matières fécales pourraient constituer un intrant et la notion de circularité n'a donc pas de sens¹⁰⁴. Cette absence d'utilisation des urines et matières fécales à des fins d'intrants de production agricole n'empêche pas par ailleurs leur usage à d'autres fins. Les trois grands régimes socio-écologiques de l'humanité (chasseurs-cueilleurs, agraires et industriels) ont ainsi pu développer des couplages de leur système alimentation/excrétion avec d'autres systèmes (section 3.1.1).

Il est difficile d'établir une caractérisation quantitative de la circularité historique des systèmes alimentation/excrétion et nous présenterons donc surtout les systèmes passés d'un point de vue qualitatif, dans le monde (section 3.1.2) et plus particulièrement en France (section 3.1.3). Nous avons toutefois pu réaliser une telle quantification dans le cas de Paris sur la période 1850-2010 (section 3.1.4).

3.1.1. Usages non agricoles des urines et matières fécales

3.1.1.1. L'urine stockée utilisée comme solution d'ammoniaque

L'urine a beaucoup été utilisée, après stockage, pour mettre à profit ses propriétés chimiques. L'hydrolyse de l'urée intervient spontanément dans le stockage et l'urine devient alors une solution d'ammoniaque qui possède des propriétés désinfectantes et dégraissantes. Nous l'illustrons par quelques exemples ci-après.

¹⁰⁴ La pollution représentée par le rejet des urines et matières fécales des chasseurs-cueilleurs dans l'environnement ne peut pas non plus être analysée suivant notre grille méthodologique du fait de la très faible empreinte environnementale de ces sociétés dont l'activité ne saurait modifier substantiellement les cycles biogéochimiques globaux.

Les Inuits semblent avoir abondamment utilisé l'urine¹⁰⁵. L'urine était stockée dans les habitations dans des bassines. Au moins trois types d'usages ont été relevés : le lavage (des cheveux, des corps, des habitats et des objets), le tannage des peaux et la désinfection des plaies (Victor, 2015 ; Victor *et al.*, 2017). L'odeur de l'urine imprégnait ainsi fortement les habitats et les corps. Nous reproduisons ci-après un des dessins emblématiques de Paul-Émile Victor représentant sa compagne Doumidia se lavant les cheveux à l'urine stockée (Figure 3.1).



Figure 3.1 : Lavage des cheveux à l'urine chez les Inuits.

Source : Dessin de Paul-Émile Victor représentant sa compagne Doumidia (Victor *et al.*, 2017)¹⁰⁶.

¹⁰⁵ On peut supposer que cet usage est très ancien. On en trouve en tout cas des témoignages au début du XX^e siècle.

¹⁰⁶ La légende de ce dessin dans l'ouvrage consulté indique que le lavage est ici effectué avec de l'urine de phoque.

À Rome, au I^{er} siècle apr. J.-C., des urinoirs constitués par des amphores sectionnées étaient placés sur la voie publique pour permettre de collecter l'urine masculine. Cette urine était ensuite utilisée par les tanneurs pour le dégraissage des peaux (Adler, 2014)¹⁰⁷. Cet usage est particulièrement connu du fait que l'empereur Vespasien avait décidé d'étendre un impôt portant sur l'industrie et le commerce, le chrysargyre, à cette activité de collecte d'urine et cet usage est ainsi passé à la postérité de deux manières différentes :

- par le choix du terme « vespasienne » pour désigner les urinoirs publics mis en place à Paris par le préfet Rambuteau en 1834 (Rey & Rey-Debove, 1988) ;
- par l'expression « l'argent n'a pas d'odeur » dont il est traditionnellement admis qu'elle proviendrait d'un extrait de la vie des douze Césars de Suétone dans lequel Titus, fils de Vespasien, s'amuse de la mise en place de cet impôt sur les urines. Quand Vespasien récolte l'argent issu de la première collecte d'impôt sur l'urine, il met cet argent sous le nez de son fils et lui demande s'il est incommodé par l'odeur de cet argent qui provient de l'urine.

Ce témoignage est particulièrement intéressant du fait qu'il montre, dans ce contexte, l'existence d'un modèle économique autour d'une activité de collecte et d'usage de l'urine susceptible de générer le prélèvement d'un impôt public. Cet usage de l'urine par les tanneurs est également décrit dans les villes du Nord de la France au XII^e siècle (Guillerme, 1990) et il est abondamment mentionné au XIX^e siècle en France. Nous n'avons pas pu déterminer si cet usage a existé dans d'autres lieux et à d'autres époques mais on peut supposer que ce savoir-faire a ainsi été connu par de nombreuses sociétés humaines depuis au moins deux millénaires (Paulet, 1853). Poiret (1998) rapporte des modalités de collecte et d'usage de l'urine très similaires à celles de Rome au I^{er} siècle apr. J.-C., à Grenoble au XVII^e siècle : des « tonneaux-urinoirs » étaient « disposés aux principaux carrefours des rues, destinés à recueillir les urines des passants et des ouvriers. Le soir, tanneurs, corroyeurs et foulonniers récupèrent le contenu pour la pratique de leur art. Inlassablement, la municipalité s'est élevée contre ces installations ; peine perdue, le dernier tonneau-urinoir ne disparaît qu'en 1901 ! »¹⁰⁸.

Les modalités du dégraissage de la laine par l'urine stockée sont ainsi décrites par Aubert & Alcan (1848) : « Dans des chaudières d'environ mille litres, on met de l'eau avec 70 ou 80 litres d'urine putréfiée et 20 kil. de cristaux de soude, et on fait chauffer à 50 ou 55°C. Alors on y introduit la laine, qu'on remue continuellement avec de petites fourchettes de bois. L'ammoniaque contenue dans l'urine, et la soude des cristaux dissolvent et entraînent la portion de matière grasse non saponifiée du suint.

¹⁰⁷ Ils réalisaient ainsi une saponification des graisses grâce au caractère basique de l'urine stockée.

¹⁰⁸ Poiret se rapporte en partie à Müller C., 1990. *Grenoble au temps de Stendhal*, Grenoble, Sédialp.

Au bout d'une demi-heure, on fait égoutter la laine, puis on lave à grande eau, dans des paniers de forme appropriée, pour la bien nettoyer. » Il semble que cet usage disparaisse progressivement au cours du XIX^e siècle en France et que l'urine soit remplacée par de l'ammoniaque industriel (Paulet, 1853).

Les usages médicaux de l'urine semblent avoir également été très nombreux. Dussourt & Ruel-Kellermann (2012) indiquent que l'utilisation de l'urine des mammifères pourrait avoir des vertus cicatrisantes par la présence d'allantoïne, à l'exception des primates qui ne synthétisent pas cette molécule (Bouatra *et al.*, 2013). Ils mettent également en exergue l'utilisation de l'urine pour l'hygiène bucco-dentaire dans de nombreux pays, dont la France entre le XVI^e et le XVIII^e siècle.

On constate que les différents usages mentionnés dans cette sous-section représentent *a priori* une fraction relativement faible de l'urine produite par une personne. Ils ne remettent donc pas en cause la nécessité d'une modalité de gestion des volumes d'urines produits et non utilisés.

3.1.1.2. Les matières fécales séchées utilisées comme combustible

Les matières fécales humaines ont été utilisées par de nombreuses sociétés comme combustible. Nous citerons également ici quelques exemples illustratifs.

Au Yémen, dans les vieux quartiers de la ville de Sana'a, les immeubles jusqu'à neuf étages de haut étaient équipés de toilettes à séparation d'urine¹⁰⁹ : les urines suintaient sur la paroi extérieure de l'immeuble pour être évaporées et les matières fécales tombaient dans une salle dédiée au rez-de-chaussée où elles étaient collectées et séchées avant de servir au chauffage de l'eau (Esrey *et al.*, 1998) (Figure 3.2).

¹⁰⁹ Esrey *et al.* (1998) ne donnent pas d'indications temporelles sur la période où cet usage a existé.

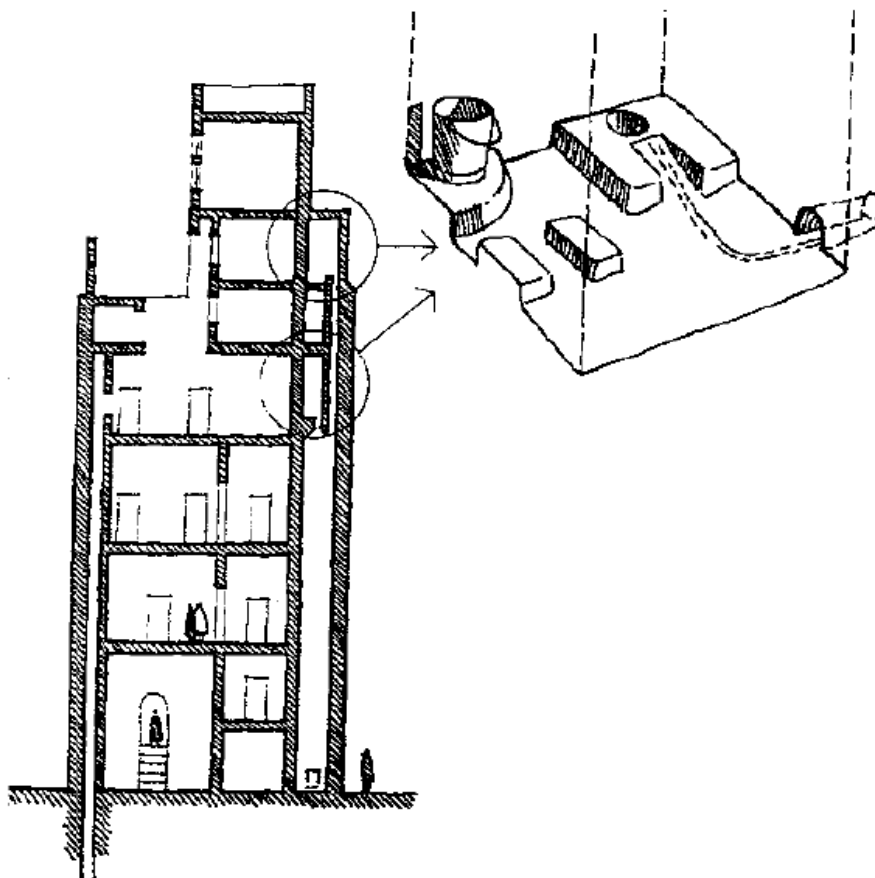


Figure 3.2 : Toilettes à séparation d'urine dans des immeubles de plusieurs étages à Sana'a (Yémen).

Source : Esrey *et al.* (1998)¹¹⁰.

Colombot rapporte que cet usage n'existait plus à Sana'a dans les années 1990 mais qu'il existait encore dans l'Hadramahout au sud Yémen (Sanisphère, 2016). De telles toilettes à séparation d'urine ont également été utilisées à Mopti au Mali (*ibid.*) mais les matières fécales étaient simplement enterrées. Cet usage des matières fécales humaines comme combustible se retrouve aussi avec les matières fécales animales. C'est bien sûr ici la teneur en carbone réduit des matières fécales qui est intéressante pour la combustion. Les matières fécales doivent donc pouvoir être séchées, ce qui explique la mise en place de séparation à la source de l'urine. Nous n'avons pas trouvé de référence d'usage des matières fécales séchées en tant que matériau de construction, éventuellement en mélange, mais il est plausible qu'un tel usage ait pu exister.

¹¹⁰ On notera que ces toilettes à séparation d'urine étaient utilisées dans un contexte où le nettoyage anal se pratique traditionnellement par un lavage à l'eau. L'eau de nettoyage anal n'était bien sûr pas évacuée avec les matières fécales.

3.1.2. Variété des systèmes alimentation/excrétion mondiaux traditionnels

Le bref aperçu des usages non agricoles des urines et des matières fécales que nous avons donné dans la section précédente (section 3.1.1) montre une grande variété. Le système alimentation/excrétion de ces sociétés y est ainsi couplé avec divers autres systèmes (système énergie, artisanat, médecine, etc.). Nous nous intéresserons désormais plus spécifiquement à la circularité des systèmes alimentation/excrétion et donc aux usages agricoles des urines et matières fécales.

Il semble que la circularité des systèmes alimentation/excrétion ait été très variable, dans le temps et dans l'espace, suivant les sociétés. Il nous paraît difficile de donner un aperçu général de la circularité de tel pays à telle époque car il nous a paru que les pratiques pouvaient changer parfois d'une décennie à l'autre ou à quelques kilomètres de distance. Nous avons consulté un nombre restreint d'ouvrages traitant ce sujet et le recensement des diverses pratiques passées est ici limité. Nous serons contraints de présenter certaines pratiques comme des généralités, ce qui masquera certainement des variations locales et temporelles importantes. Cet axe de recherche paraît pertinent à développer davantage.

3.1.2.1. Circularité culturelle en Extrême-Orient

L'Extrême-Orient, et plus particulièrement la Chine, semble se distinguer très nettement du reste du monde quant à la circularité de ses systèmes alimentation/excrétion passés. La pratique d'utilisation des urines et matières fécales en agriculture, et de toute autre matière organique résiduelle également, semble multimillénaire. Cross (1985) cite ainsi un écrit impérial chinois datant de mille ans avant Jésus-Christ : « Les inspecteurs agricoles vérifieront que [les excréments humains] ne sont pas perdus ni gaspillés [...] car ils sont la force et la santé du peuple »¹¹¹. Cette pratique semble liée plus généralement à une caractéristique socio-culturelle extrême-orientale de conception circulaire du monde et d'inscription des êtres humains dans les cycles du fonctionnement planétaire. Les pratiques de collecte minutieuse et de recyclage de toute matière semblent profondément ancrées dans la culture extrême-orientale et appliquées aux villes chinoises depuis des temps très anciens.

¹¹¹ Trad. personnelle depuis l'anglais. Cette citation est elle-même rapportée de Cressey, G.B. (1955) *Land of the 500 million: a geography of China*, New York, McGraw-Hill Book Co que nous n'avons pas directement consulté.

Les différentes pratiques traditionnelles

La Chine a été un foyer majeur de diffusion de ces pratiques de valorisation agricole des urines et matières fécales humaines : elles sont rapportées en Corée à partir de la dynastie Silla qui commence en 57 avant Jésus-Christ (Hashemi & Han, 2017), au Japon à partir du XII^e siècle (Matsui, 1997). Un système de collecte d'urine sur la voie publique, que nous avons décrit à Rome au I^{er} siècle ou à Grenoble au XVII^e siècle (cf. sous-section 3.1.1.1), est ainsi rapporté dans les villes japonaises au milieu du XIX^e siècle, cette fois-ci pour un usage agricole (*ibid.*).

Les modalités suivant lesquelles les urines et matières fécales ont pu ou sont encore utilisées en Extrême-Orient varient toutefois grandement selon les lieux. Quatre modalités traditionnelles sont relevées par Cross (1985) :

- l'usage direct des urines et matières fécales fraîches en agriculture. Cet usage est rapporté comme étant traditionnellement peu commun en Chine ;
- l'usage direct des urines et matières fécales fraîches en aquaculture ;
- la méthode humide, principalement rapportée dans le Sud de la Chine. Le stockage des urines et matières fécales s'effectue dans une cuve située à l'extérieur de la maison et elles sont utilisées comme engrais liquide après un stockage usuellement supérieur à trois mois ;
- la méthode sèche, principalement rapportée dans le Nord de la Chine. On l'appelle aussi toilette à cochons (Figure 3.3). Les différentes matières organiques produites par un ménage sont mises dans la cour où se trouvent les cochons, parfois au moyen d'une petite construction qui surplombe la soue. Les cochons se nourrissent de ces différentes matières, dont les matières fécales humaines, et l'ensemble des matières organiques résiduelles de la soue (excréments humains et animaux, biodéchets) subissent une décomposition anaérobie avant d'être séchées et répandues sur les champs une ou deux fois par an.



Figure 3.3 : Toilette à cochons.

Source : MIA¹¹².

Ces modalités de gestion s'appliquaient à la fois à la campagne et en ville, où les urines et matières fécales étaient traditionnellement collectées et apportées sur les champs voisins. Les urines et matières fécales étaient vendues aux agriculteurs et les municipalités en tiraient un revenu important (Ekeberg, 1771 ; Cross, 1985). Le commerce d'excréments est toujours rapporté dans la seconde moitié du XX^e siècle comme un pilier essentiel de l'économie de nombreuses sociétés agraires asiatiques (Cross, 1985). Dans les périodes de tension sur le marché des excréments humains, le vol d'excréments depuis les fosses de stockage et la mise en place d'un marché noir d'excréments humains sont également rapportés (*ibid.*). En 1948, Winfield décrit ainsi les flux biogéochimiques du système alimentation/excrétion des villes chinoises : « Le flux d'azote et d'autres éléments végétaux sous forme de grain, des fermes aux villes, et le retour des excréments des villes aux fermes, utilisés comme engrais, crée des zones autour de la ville [...]. La ville apparaît être au centre d'une oasis verte qui se mue progressivement en marron dans la campagne lointaine » (Cross, 1985)¹¹³. Entre 1952 et 1966, 70 à 90 % de l'ensemble des excréments humains produits dans la Chine désormais communiste auraient

¹¹² Minneapolis Institute of Art. Funerary Model of a Pig Sty, 2nd century BCE. Unknown artist, China. <https://collections.artsmia.org/art/4793/funerary-model-of-a-pig-sty-china>.

¹¹³ Trad. personnelle depuis l'anglais. Cette citation est elle-même rapportée de Winfield, G. (1948) *China: the land and people*, New York, William Sloane and Associates que nous n'avons pas directement consulté.

été collectés et utilisés en agriculture. Cet apport est évalué à environ un tiers des nutriments apportés aux cultures (*ibid.*).

Une cinquième modalité de valorisation des urines et matières fécales se développe également dans la seconde moitié du XX^e siècle en Chine : la digestion, à l'échelle d'une famille en zone rurale, des diverses matières organiques (excréments humains et animaux, biodéchets) pour produire du biogaz. Plusieurs millions de digesteurs individuels sont ainsi encore en fonctionnement en Chine et le gouvernement subventionne environ 30 % du coût de construction d'un digesteur individuel (Jiang & Zhang, communication personnelle).

Ainsi, la Chine semble être un exemple unique de civilisation ayant eu, sur plusieurs millénaires, des systèmes alimentation/excrétion circulaires. Cette circularité a possiblement été plus forte dans le Sud que dans le Nord car la méthode sèche nous paraît plus susceptible d'avoir entraîné une volatilisation de l'azote que la méthode humide¹¹⁴. La salubrité de ces systèmes alimentation/excrétion a probablement été très variable selon les époques et selon les lieux. En 1950, Gourou (1950) rapporte une part importante de maladies d'origine féco-orale dans la mortalité chinoise, ce qui amène à considérer qu'à cette période, les systèmes alimentation/excrétion urbains chinois étaient vraisemblablement circulaires mais peu salubres¹¹⁵.

Ces différents systèmes traditionnels de gestion des urines et matières fécales ont bien sûr fortement évolué au cours du XX^e siècle avec la transition de nombreuses sociétés du régime agraire vers le régime industriel. En particulier, la mise en place du tout-à-l'égout dans les villes asiatiques a profondément modifié leur système alimentation/excrétion.

Le cas de l'aquaculture en Extrême-Orient

L'utilisation d'urines et de matières fécales en aquaculture est une pratique extrême-orientale très répandue qui existe depuis plusieurs siècles. Au XX^e siècle, elle est rapportée sur toute la partie est, sud-est et sud de l'Asie (Inde, Bangladesh, Thaïlande, Vietnam, Malaisie, Indonésie, Philippines, Chine, Taïwan, etc.) (Cross, 1985). Le système traditionnel est la latrine suspendue qui consiste simplement en une toilette sur pilotis construite au-dessus d'un bassin d'élevage piscicole et dans laquelle les urines et matières fécales sont directement déversées dans ce bassin (Figure 3.4).

¹¹⁴ Nous n'avons pas pu déterminer si les stockages traditionnels d'urines et de matières fécales se faisaient à l'air libre ou s'ils étaient plutôt couverts. C'est dans ce deuxième cas seulement qu'une réelle circularité est probable.

¹¹⁵ Les pratiques extrême-orientales de bouillir l'eau avant de la boire ont certainement contribué à améliorer la salubrité de leurs systèmes alimentation/excrétion.

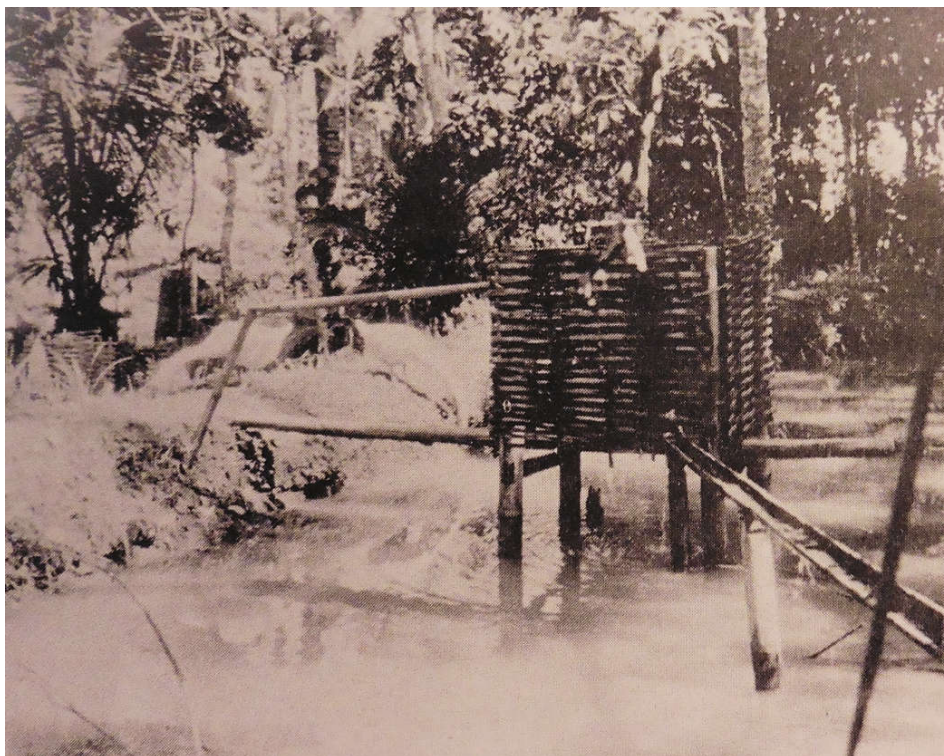


Figure 3.4 : Latrine suspendue indonésienne.

Source : Monestier & Martin (1997)

La latrine suspendue présente de nombreux avantages de circularité (poissons et plantes disponibles pour l'alimentation du foyer ou pour la vente) et de salubrité (absence d'insectes et de manipulation des excréments) qui ont favorisé sa généralisation. La ville de Tainan (Taïwan) est ainsi entourée de 6 000 ha de bassins d'aquaculture dans les années 1970 (Cross, 1985). Dans le delta du Mékong, au Vietnam, en 1989, les deux tiers des toilettes sont des latrines suspendues (OMS, 2012b). Les principaux produits de cette aquaculture sont des poissons (carpes, poissons-chats, tilapias, pangas, etc.) et des plantes (lotus, liseron d'eau, châtaigne d'eau, cresson, etc.), principalement destinés à l'alimentation humaine (OMS, 2012b)¹¹⁶. Les risques sanitaires afférents sont détaillés dans l'ouvrage de l'OMS (2012b).

Avec l'apparition du tout-à-l'égout, ces différents pays ont introduit l'aquaculture sur eaux usées : en Inde à partir des années 1930, en Chine des années 1950, au Vietnam des années 1960 (*ibid.*). Le pic d'utilisation des eaux usées en aquaculture en Chine a été atteint dans les années 1980, avec 20 000 ha d'aquaculture et cet usage a diminué par la suite du fait de l'eutrophisation des plans d'eau et de la pollution industrielle. À Calcutta, le plus grand complexe piscicole au monde alimenté par des eaux

¹¹⁶ On se référera à l'ouvrage de l'OMS (2012b) pour une liste détaillée de ces espèces et pour leur identification précise par le nom scientifique.

usées, qui atteignait 8 000 ha à l'origine, a été réduit à 3 800 ha dans les années 1990 du fait de l'expansion urbaine mais permettait encore de fournir 10 à 20 % des poissons consommés dans l'agglomération à cette époque (*ibid.*).

3.1.2.2. Linéarité dominante en Occident

Au contraire de l'exemple extrême-oriental, aucune circularité traditionnelle largement répandue ne ressort de notre étude des pratiques européennes et méditerranéennes. Les pratiques et les préconisations semblent avoir largement varié, proscrivant tantôt l'usage des excréments en agriculture, favorisant tantôt celui-ci¹¹⁷. Dans son histoire de l'utilisation de l'engrais humain, Paulet (1853) mentionne une recommandation biblique d'enfouir les excréments. Il se réfère également aux préconisations de l'époque hellénistique qui auraient enjoint de privilégier la salubrité plutôt que la fécondité des terres¹¹⁸ mais indique en parallèle que l'utilisation agricole des excréments humains est préconisée par quelques auteurs grecs. À l'époque romaine, Paulet indique que le traité d'agriculture de Caton l'Ancien (*De re rustica*) ne fait aucune mention d'usage agricole des urines ou matières fécales au II^e siècle av. J.-C. alors que celui-ci est fortement recommandé deux siècles plus tard par Columelle et Pline l'Ancien, arguant que « les excréments humains sont le meilleur engrais possible » et particulièrement les urines.

Si l'on prend l'exemple de la ville de Rome, elle est dotée au I^{er} siècle apr. J.-C. d'une collecte d'urine qui n'est apparemment utilisée que pour l'artisanat des peaux et d'un réseau d'égout qui collecte également des urines et des matières fécales et qui aboutit dans le Tibre. Paulet mentionne la pêche de « poissons-loups [...], très-gras et très-déliés et d'un plus grand prix que les autres » à l'exutoire de cet égout mais il ne s'agit apparemment pas d'une aquaculture organisée et il semble peu vraisemblable que cette ville ait pu connaître un système de valorisation agricole des urines et des matières fécales similaire à ce qui est décrit en Chine. Les excréments humains semblent également être l'objet d'un tabou et d'un mépris qui induit que leur bonne gestion n'est pas au centre des préoccupations des sociétés de l'époque.

¹¹⁷ Nous nous référerons principalement à l'ouvrage de Paulet (1853) pour ce qui concerne les références antérieures au Moyen-Âge. Une étude plus complète des pratiques d'utilisation des urines et des matières fécales permettrait certainement de nuancer et de préciser notre propos qui couvrira ici rapidement en quelques paragraphes une période temporelle et un espace géographique immenses.

¹¹⁸ Paulet se réfère à l'ouvrage de Ramazzini (*De Morbis artificum diatriba*, 1700, Modène) qui se réfère lui-même à Hésiode mais la lecture des écrits attribués à Hésiode ne révèle pas cette référence.

Paulet (1853) se réfère ensuite à l'encyclopédie agricole du X^e siècle des Géoponiques qui fait référence à l'utilisation des matières fécales par les Arabes et prescrit trois ou quatre années de séchage des excréments humains avant leur utilisation agricole, « car par la longueur du temps, ce qui était puant sera évaporé ». Ces préconisations laissent supposer l'existence d'une forme de recyclage agricole des urines et des matières fécales humaines mais la préconisation d'évaporation sur trois ou quatre années des constituants des excréments laisse supposer que la majorité de l'azote devait être volatilisée sous forme ammoniacale dans le processus et, au contraire des pratiques du Sud de la Chine où les engrais sont épandus sous forme liquide, le taux de valorisation de l'azote des excréments humains devait être relativement faible dans ce processus. Cross (1985) indique également que la religion musulmane considère les excréments comme impurs ce qui n'a pas favorisé la mise en place de systèmes circulaires dans les régions islamisées.

Dans son étude des villes du Nord de la France, Guillerme (1990) indique qu'elles apparaissent très salubres aux XII^e et XIII^e siècles. Mais en dehors de l'usage de l'urine pour l'artisanat des peaux, nous n'y avons trouvé aucune mention de circularité sur la gestion des urines et des matières fécales. *A contrario*, chaque ville est dotée d'un cours d'eau, nommé par exemple Merdereau ou Merderet, dans lequel une grande partie de la population semble déverser ses urines et ses matières fécales¹¹⁹. La salubrité semble acquise par une gestion différenciée des eaux de surface permettant de réserver les eaux non polluées aux principaux usages. Le système alimentation/excrétion des villes françaises de cette époque semble donc essentiellement salubre et linéaire. En Italie, on notera le cas de l'abbaye de Chiaravalle Milanese qui, du XII^e au XIX^e siècle, a irrigué ses champs avec une partie des eaux usées de la ville de Milan (Lestel & Carré, 2017). Ce cas semble toutefois avoir été assez exceptionnel en Europe.

Dans les siècles suivants, de nombreuses villes françaises semblent devenir insalubres, frappées en particulier par la peste à partir de 1348. Leguay (1984) indique que les rues d'un grand nombre de villes françaises sont constamment encombrées par les déchets et les excréments humains, du fait entre autres d'une insuffisance des commodités collectives ou privées. Il conclut à « la gravité d'une pollution domestique et collective [...] redoutable pour une communauté ». De très nombreuses réglementations, particulièrement bien documentées à Paris, enjoignent les populations urbaines à une meilleure gestion de leurs excréments : l'accumulation de ces réglementations témoigne surtout du fait qu'elles n'étaient pas respectées. À Paris, la construction de latrines et de fosses d'aisance est régulièrement imposée mais les fosses sont majoritairement perméables et l'on peut supposer qu'elles

¹¹⁹ Les hydronymes référencés dans le SDAGE du bassin Seine-Normandie montrent l'existence de quatre noms contenant le radical « merd- » : Merdereau, Merderet, Merdillon et Merdron. Aucune de ces rivières n'est évaluée au bon état écologique aujourd'hui (AESN, 2013).

laissaient s'infiltrer la très grande majorité des liquides (Paulet, 1853). Il faut attendre 1809 pour qu'un décret impérial prescrive clairement la construction de fosses d'aisance étanches. Le système alimentation/excrétion de Paris, et des villes françaises en général, semble ainsi avoir été, dans l'ensemble, globalement linéaire et insalubre du XIV^e au XVII^e siècle¹²⁰.

3.1.2.3. Le défi posé par la circularité et la salubrité conjointes

Cette brève analyse des systèmes alimentation/excrétion historiques nous permet de distinguer trois régimes socio-écologiques :

- un régime circulaire et insalubre pour lequel nous proposons de choisir les villes chinoises méridionales du milieu du XX^e siècle comme représentant ;
- un régime linéaire et salubre pour lequel nous proposons de choisir les villes françaises des XII^e-XIII^e siècles comme représentant ;
- un régime linéaire et insalubre pour lequel nous proposons de choisir les villes françaises des XIV^e-XVII^e siècle comme représentant.

En suivant la représentation de la Figure 2.8, nous proposons de représenter ces trois régimes sur le graphique suivant (Figure 3.5).

¹²⁰ Deux auteurs, que nous n'avons pas consultés, ont étudié plus en détail les XVII^e et XVIII^e siècles à Paris : Bourgeois-Gavardin, J. *Les boues de Paris sous l'ancien régime : Contribution à l'histoire du nettoyage urbain aux XVII^e et XVIII^e siècles*. Thèse de 3e cycle, EHESS, nov. 1985. 2 vol., 437 p. ainsi que Boudriot, P. D. *Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle : Boues, immondices et gadoue à Paris au XVIII^e siècle*, *Histoire, économie et société* 5(4), 1986, p. 515-528. et Boudriot, P. D. *Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle : De quelques réalités écologiques à Paris aux XVII^e et XVIII^e siècles*. *Les déchets d'origine artisanale*, *Histoire, économie et société* 7(2), 1988, p. 261-281.

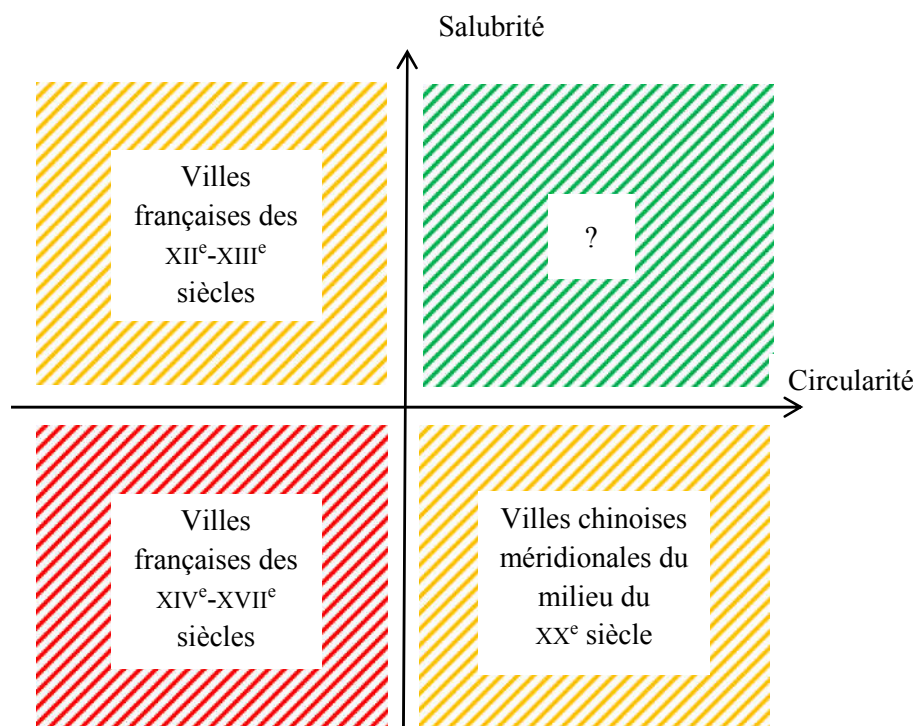


Figure 3.5 : Trois grands régimes alimentation/excrétion historiques de l'humanité.

Le quatrième cadran, qui représente le régime des villes dont le système alimentation/excrétion est salubre et circulaire, est laissé ici vide. Les données collectées ne nous permettent pas de caractériser de façon satisfaisante des villes ayant eu un tel régime. Il est à peu près certain que des modalités circulaires et salubres de l'alimentation et de l'excrétion de groupes humains ont existé à petite échelle. La facilité de volatilisation de l'azote rend toutefois délicate la mise en œuvre de pratiques circulaires et, même en Extrême-Orient, il nous est difficile de quantifier le taux réel de retour sur des sols agricoles de l'azote urinaire. La gestion séparée des urines et des matières fécales, rapportée par exemple en Chine, en Corée et au Japon, facilite grandement la mise en œuvre d'un système circulaire et salubre car le recyclage agricole de l'urine garantit déjà une circularité satisfaisante et la gestion distincte des matières fécales peut permettre la mise en œuvre de méthodes de gestion plus spécifiquement orientées vers le risque sanitaire associé aux matières fécales.

L'usage agricole de l'urine tel qu'il fut pratiqué en Extrême-Orient ou recommandé par les auteurs latins du début de notre ère, couplé à une gestion salubre des matières fécales, a ainsi certainement pu conduire à des pratiques circulaires et salubres. Par exemple la fabrication de briquettes d'excréments séchés en Chine (Paulet, 1853), si elle était couplée à une valorisation liquide de l'urine conservée dans un récipient fermé. Ou encore la collecte sélective d'urines au Japon au XVI^e siècle dans des villes considérées comme propres par les Occidentaux qui s'y rendent et qu'on peut supposer salubres (Matsui, 1997). On peut supposer une assez bonne circularité de l'aquaculture traditionnelle asiatique

avec latrines suspendues. La salubrité semble avoir été un élément décisif dans son adoption au niveau des ménages mais la contamination des milieux aquatiques par les matières fécales rend toutefois plausible une certaine insalubrité liée à cette pratique.

Un grand nombre de pratiques, en Occident et en Orient, ont probablement été situées au centre de notre graphique, quand les excréments humains sont gérés en simple mélange avec les autres matières organiques résiduelles avant retour sur les sols agricoles et qu'un minimum de règles d'hygiène est respecté. Ceci a particulièrement dû être vrai dans les situations où la densité de population est relativement faible (*a fortiori* en zone rurale) : la contamination croisée fécale y est moins probable et la distance aux sols agricoles plus faible.

En zone urbaine dense, les systèmes alimentation/excrétion circulaires et salubres semblent donc avoir été plutôt rares. Nous allons désormais examiner les transformations des systèmes alimentation/excrétion français au XIX^e siècle, au moment où s'amorce la transition socio-écologique de la société française vers le régime industriel.

3.1.3. Émergence de régimes circulaires à la révolution industrielle

De nombreuses modifications de la société s'amorcent au XVIII^e siècle en France. Paulet (1853) mentionne ainsi : « C'est donc vers la fin du XVII^e siècle et au commencement du XVIII^e siècle que la constatation des effets fécondants des matières fécales a été largement faite en France ». Il n'est pas très clair si Paulet fait ici strictement référence aux matières fécales (par opposition aux urines). Il semble plutôt qu'il ait voulu désigner les excréments humains en général. De nombreuses évolutions ont lieu en parallèle : le développement de la chimie et de la compréhension du rôle joué par l'azote dans la croissance des plantes ; l'analyse chimique différenciée des urines et des matières fécales humaines, mettant en évidence l'intérêt des urines par rapport à leur teneur en azote et la pauvreté relative des matières fécales ; la facilité avec laquelle l'azote ammoniacal peut être perdu par volatilisation. À ces éléments s'ajoutent de nombreuses pratiques et expérimentations, plus ou moins empiriques, qui les ont parfois devancés. Tout ceci concourt à faire prendre conscience que les excréments, et plus particulièrement l'urine humaine, sont une ressource dont la société nouvellement industrielle française pourrait et devrait tirer parti. Barles (2005) met aussi au jour l'existence d'un « mutualisme fécond » au XIX^e siècle en France : la ville, l'agriculture et l'industrie sont trois piliers de la société française qui peuvent échanger des ressources et prospérer chacune grâce aux ressources qu'elles peuvent tirer des autres.

Alors que les pratiques précédentes semblaient majoritairement linéaires, de nombreuses pratiques visant à retourner les excréments humains vers l'agriculture semblent ainsi se développer à cette époque. La fabrication de poudrette à partir des matières de vidange de fosses d'aisance s'industrialise et se répand en France à la fin du XVIII^e siècle au point que presque toutes les villes de France disposent d'une fabrique de poudrette en 1808 (Paulet, 1853)¹²¹. Ce procédé consiste principalement à composter et sécher les matières de vidange pour en obtenir un produit broyé inodore et fertile. On peut supposer que le séchage et la fermentation en hangar jusqu'à 60 °C garantissait une bonne hygiénisation de la poudrette (Barles, 2005). Le produit obtenu était apparemment concentré en nutriments ce qui pouvait le rendre attractif pour les agriculteurs mais le bilan de masse de l'opération était particulièrement déplorable du point de vue de l'azote qui se volatilisait majoritairement dans l'opération. Paulet qualifie ainsi ce procédé de « barbare » et proscrit absolument sa mise en œuvre du fait de sa linéarité et de sa pollution. En effet, Paulet estime que 90 % de l'azote est volatilisé dans l'opération. Les émanations de gaz ammoniacaux vont par ailleurs dégrader la qualité de l'air aux alentours de la fabrique de poudrette. Par rapport à des fosses d'aisance perméables dans lesquelles les excréments s'infiltrent dans le sous-sol, la fabrication de poudrette à partir de fosses étanches constitue certes un progrès en termes de salubrité mais la circularité qu'elle permet est très limitée.

Parallèlement, de nombreux territoires développent des pratiques de recyclage nettement plus circulaires, en particulier la « méthode flamande ». Cette méthode, plus prosaïque que la fabrication de poudrette, consiste à vidanger les fosses d'aisance d'un immeuble, usuellement dans un tonneau, à transférer ces matières vers une citerne couverte située sur une exploitation agricole et à épandre directement ces matières sur les champs au moment opportun. Girardin (1867) rapporte que cette pratique, très répandue à Lille, induit que les fosses d'aisance des maisons sont étanchéifiées avec soin afin de prévenir l'infiltration des urines et que chaque cultivateur des alentours de Lille possède, au bord de ses champs, une ou plusieurs fosses étanches dont le volume va jusqu'à 240 m³ (Figure 3.6). Les cultivateurs pouvaient donc posséder une capacité de stockage équivalente à la production annuelle d'excréments de 500 personnes ou encore 2 t d'azote. Avec une fertilisation à 30 kgN/ha couramment rencontrée à l'époque (Le Noë *et al.*, soumis), cela correspond donc à la possibilité de fertiliser, exclusivement à l'aide des matières de cette cuve, jusqu'à 60 ha de champ.

¹²¹ L'industriel Bridet semble avoir réussi à tirer le mieux parti de ce procédé en s'en faisant reconnaître inventeur et en le propageant dans de nombreuses villes à partir de son premier établissement de Caen en 1785 puis Rouen en 1786 et Paris en 1787. Il déposa un brevet sur son procédé en 1796 (Paulet, 1853).

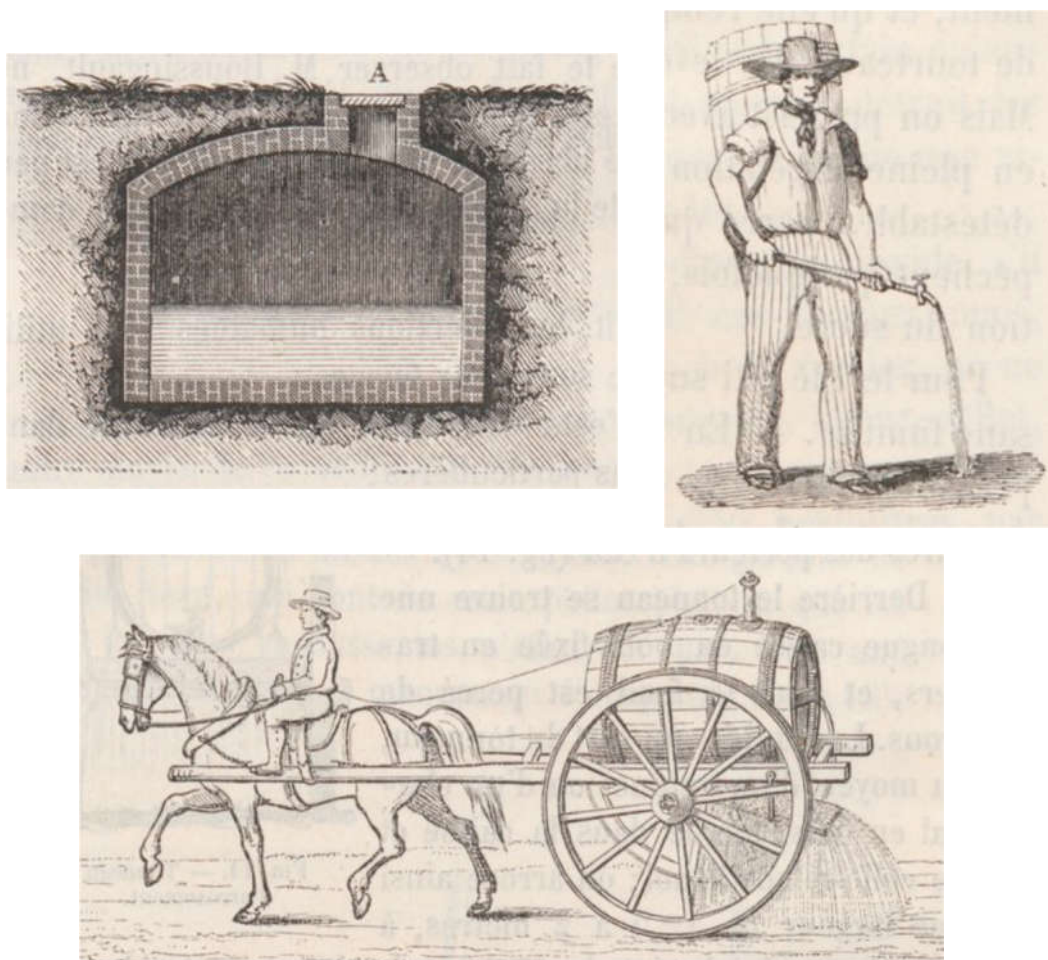


Figure 3.6 : Moyens techniques dédiés à la méthode flamande.

En haut à gauche : citerne de stockage à engrais flamand en bout de champ ; en haut à droite : épandage de l'engrais flamand par arrosoir portatif ; en bas : épandage de l'engrais flamand par tonneau tracté par un cheval.

Source : Girardin (1867).

Dans le système de la poudrette, les fabricants peuvent tirer un profit de la vente de poudrette mais le modèle économique associé induit que la vidange des fosses d'aisance semble toujours rester une charge pour les habitants (Barles, 2005). *A contrario*, dans les régions où se pratique la méthode flamande, de nombreux témoignages indiquent que les agriculteurs payent les propriétaires pour récupérer les matières de vidange. Les structures du marché correspondantes (marché atomisé des agriculteurs-vidangeurs *versus* marché centralisé des compagnies de vidange et fabrication de poudrette) sont probablement importantes dans ce modèle économique mais il est possible que ce dernier traduise également la meilleure efficacité de la méthode flamande en termes de circularité et le plus grand bénéfice, rapporté à l'habitant urbain, que peuvent en tirer les agriculteurs. Les chiffres donnés par Paulet (1853) et Gueymard (1868) montrent que les matières de vidange se monnaiaient entre 2 et 5 Fr/m³ dont la moitié était versée aux propriétaires de la fosse. Dans le même temps, à

Paris, la vidange est payée 8 à 10 Fr/m³ par les propriétaires (Barles, 2005). Le modèle économique de la méthode flamande a très certainement incité les propriétaires de fosses d'aisance à minimiser les pertes par infiltration, et en conséquence à maximiser la circularité des systèmes alimentation/excrétion correspondants, contrairement aux zones où la vidange de ces fosses représente une charge. Frioux (2009) rapporte ainsi qu'à la fin du XIX^e siècle, les deux tiers des fosses d'aisance de la ville de Rouen ne sont jamais vidangées car elles fuient continûment dans le sol.

Les zones dans lesquelles se pratique la méthode flamande semblent donc se distinguer nettement du reste de la France en termes de circularité, en particulier au milieu du XIX^e siècle. À cette période, Girardin (1847) indique en effet que moins d'un cinquième des excréments de la population française sont retournés aux champs ce qui confirme le caractère généralement linéaire de la France à cette époque. Nous proposons de considérer que les systèmes alimentation/excrétion des villes de ces zones peuvent être analysés comme circulaires. La littérature consultée nous a permis de recenser les zones suivantes où se pratique la méthode flamande et où les matières de vidange sont achetées par les agriculteurs aux propriétaires (Huzard, 1832 ; Paulet, 1853 ; Girardin, 1867 ; Gueymard, 1868 ; Liger, 1875 ; Barles, 2005) :

- la Flandre française avec comme ville principale Lille ;
- le Dauphiné, avec comme ville principale Grenoble ;
- l'Alsace ;
- Lyon.

Les témoignages que nous avons pu recueillir sont moins nombreux et moins précis pour l'Alsace et pour Lyon. En particulier, de nombreuses autres modalités de gestion des urines et matières fécales semblent avoir coexisté à Lyon (écoulement au fleuve, poudrette) mais il semble toutefois que la pratique était dominante au milieu du XIX^e siècle (Aguerre, 2003).

De façon vraisemblablement plus anecdotique, et sans mention spécifique d'un modèle économique où les matières de vidange sont vendues aux agriculteurs, la méthode flamande est également rapportée en Provence, à Grasse et à Nice (apparemment surtout pour l'horticulture), à Brest et à Caen. La pratique est également rapportée à l'étranger, en Belgique et aux Pays-Bas bien sûr, d'où son nom semble indiquer qu'elle provient, mais également en Toscane, en Suisse, en Lombardie, dans le Palatinat et bien entendu en Chine. Nous figurons ainsi sur la carte suivante les zones françaises où l'épandage à la flamande est rapporté au milieu du XIX^e siècle. Il nous semble que l'on peut considérer, *a minima* pour Lille, pour Grenoble et certainement pour les plus petites villes de Flandre et du Dauphiné, que cette pratique correspond à un système alimentation/excrétion urbain circulaire.

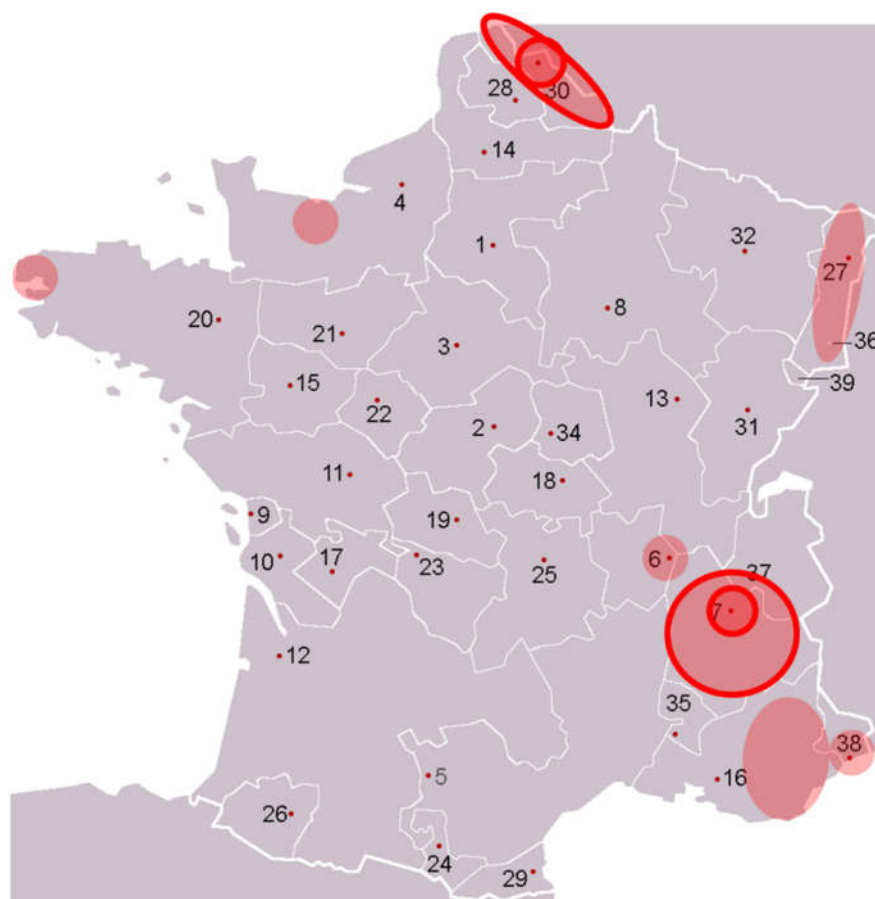


Figure 3.7 : Zones françaises où se pratique l'épandage à la flamande au milieu du XIX^e siècle.

Les disques entourés d'un trait plein correspondent aux zones pour lesquelles il nous semble que la pratique d'épandage à la flamande correspond à un système alimentation/excrétion circulaire. Les chiffres correspondent aux noms des provinces de l'Ancien Régime, encore largement utilisés dans la littérature du XIX^e siècle consultée, suivant les correspondances suivantes : 1. Île-de-France, 2. Berry, 3. Orléanais, 4. Normandie, 5. Languedoc, 6. Lyonnais, 7. Dauphiné, 8. Champagne, 9. Aunis, 10. Saintonge, 11. Poitou, 12. Aquitaine, 13. Bourgogne, 14. Picardie, 15. Anjou, 16. Provence, 17. Angoumois, 18. Bourbonnais, 19. Marche, 20. Bretagne, 21. Maine-et-Perche, 22. Touraine, 23. Limousin, 24. Foix, 25. Auvergne, 26. Béarn, 27. Alsace, 28. Artois, 29. Roussillon, 30. Flandre (française), 31. Franche-Comté, 32. Lorraine-et-Barrois, 34. Nivernais, 35. Comtat Venaissin, 36. Mulhouse, 37. Savoie, 38. Nice, 39. Montbéliard. Les points rouges correspondent aux chefs-lieux de province.

On constate que toutes ces zones sont situées en périphérie. La littérature consultée indique en effet que le Centre, le Sud et l'Ouest ne pratiquent pas la méthode flamande et qu'un grand nombre de villes y pratique majoritairement l'écoulement à la rivière ou à la mer, telles que Rouen, Alençon, Le Mans, Laval, Angers, Nantes, Marseille, Castres, Montpellier, Cahors, Montauban, etc. (Liger, 1875). Il conviendrait bien sûr de nuancer notre propos par une analyse plus fine de chacune de ces villes et, en particulier, en précisant les périodes auxquelles les différentes pratiques ont existé. En effet, le mouvement général de « mutualisme fécond » du XIX^e siècle et la multiplication des procédés techniques de gestion des urines et matières fécales ont entraîné de grands changements dans les

modalités de gestion des urines et matières fécales tout au long de ce siècle, avec une tendance vers plus de circularité (Barles, 2005), et les observations générales données dans la littérature consultée devraient être confrontées à des études locales plus fines afin de préciser les limites de leur validité.

La pratique de la méthode flamande sur les zones françaises périphériques traduit aussi une influence des pays voisins. La méthode flamande est effectivement très répandue en Belgique et aux Pays-Bas, et rapportée dans les villes belges d'Anvers, Louvain, Gand, Bruges, Lokeren et jusqu'à Groningue au nord des Pays-Bas (Liger, 1875). On peut également supposer une influence mutuelle entre le Palatinat et l'Alsace.

Outre la poudrette et la méthode flamande, de nombreux autres procédés de transformation des urines et matières fécales se sont développés tout au long du XIX^e siècle (cf. sous-section 4.2.5.4). La circularité qu'ils ont pu permettre était très variable. Leurs objectifs étaient multiples : proposer aux municipalités des solutions pour simplifier et diminuer la charge de la gestion des grands volumes représentés par les matières de vidange urbaines ; valoriser les nutriments des matières vidange ; bénéficier de rentes de situation, etc. L'analyse globale des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises du XIX^e siècle en est rendue d'autant plus difficile que chaque ville a adopté des procédés différents à des périodes différentes et avec une généralisation variable dans les différents quartiers de la ville.

L'apparition du tout-à-l'égout, liée au développement de l'adduction d'eau potable et de la toilette à chasse d'eau, va constituer une étape déterminante dans les trajectoires socio-écologiques prises par les différentes villes. L'insalubrité de nombreux systèmes alimentation/excrétion est particulièrement mise au jour par les fréquentes épidémies de choléra qui touchent la plupart des villes d'Europe et le tout-à-l'égout apparaît comme une manière de régler ce problème. La ville de Londres constitue un exemple marquant du XIX^e siècle puisque son tout-à-l'égout induit un système alimentation/excrétion entièrement linéaire et polluant par le déversement des urines et matières fécales à la Tamise (Barles, 2005). Chaque ville se positionnera ainsi différemment vis-à-vis de ce nouveau système. Bruxelles adoptera finalement un tout-à-l'égout linéaire et polluant et fera disparaître sa rivière-égout, la Senne, en la couvrant (Kohlbrenner, 2014). À Reims, à Braunschweig (Allemagne) ou à Chambéry¹²², on optera pour un épandage des eaux usées contenant urines et matières fécales, permettant le retour au sol des nutriments (Barles, 2014). En Allemagne, à partir de la fin du XIX^e siècle, quatre-vingt-dix villes vont mettre en place une aquaculture sur eaux usées. À Copenhague, le tout-à-l'égout est refusé au milieu du XIX^e siècle malgré l'épidémie de choléra et la municipalité organise une collecte et un

¹²² La proximité de Chambéry (Savoie) avec Grenoble (Dauphiné) confirme l'existence d'une zone alpine où la circularité était recherchée, s'étendant peut-être au-delà du Dauphiné.

transport des matières de vidange par le train : la salubrité et la circularité progresseront conjointement durant cette période. Nous reproduisons ci-après une photographie du « Chocolat Express », nom donné alors au train qui apporte les excréments humains dans les campagnes qui entourent Copenhague (Svirejeva-Hopkins *et al.*, 2013)¹²³.



Figure 3.8 : Le « Chocolat Express » de Copenhague.

Source : Svirejeva-Hopkins *et al.* (2013).

La mise en place des toilettes à chasse d'eau et du tout-à-l'égout, aujourd'hui totalement dominant en zone urbaine, se fera assez tardivement en France. Alors que l'adduction d'eau potable concerne 75 % des maisons principales en 1960, 28 % des immeubles français seraient connectés au tout-à-l'égout en 1962 et 59 % en 1982 (Renaudat, 1989)¹²⁴. Pour autant que les pratiques antérieures au tout-à-l'égout

¹²³ Un certain nombre d'habitations se sont équipées de toilettes à séparation d'urine, comme nous le verrons ultérieurement (cf. chapitre 4.1). Il serait intéressant de connaître les modalités de gestion de l'urine et d'établir le degré de circularité de Copenhague à cette époque.

¹²⁴ En zone rurale, les pratiques de gestion des urines et matières fécales semblent avoir été très variables. La gestion commune avec les excréments animaux et les matières organiques de la basse-cour semble avoir été parfois pratiquée, entraînant alors un retour aux sols, de même que la toilette au fond du jardin avec vidange des matières sur les champs. Mais l'enfouissement sans valorisation ou le rejet en rivière est également souvent rapporté. 13 % de la population rurale dispose d'une toilette à chasse d'eau en 1946 (Goubert, 1984) : sa généralisation dans les décennies suivantes entraînera une linéarisation générale des zones rurales françaises (cf. chapitre 3.3).

aient pu être relativement circulaires, nous verrons au chapitre 3.3 comment le tout-à-l'égout a conduit à une linéarité généralisée des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises au XX^e siècle.

En conclusion, les trajectoires socio-écologiques des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises ont été très variables sur les deux derniers siècles. Alors que la majorité de ces systèmes semble avoir été linéaire et insalubre au XVIII^e siècle, la révolution industrielle a souvent conduit à une recherche conjointe de salubrité et de circularité mais chaque ville a eu un positionnement et une trajectoire différente selon son appréhension de ces deux enjeux potentiellement antagonistes. Seules les régions où se pratiquait la méthode flamande, ainsi probablement que les villes ayant plus tard adopté le tout-à-l'égout avec épandage des eaux usées, ont vraisemblablement effectué une transition socio-écologique vers un régime circulaire et potentiellement salubre¹²⁵. Dans la plupart des autres villes, les méthodes de gestion des urines et matières fécales ont semble-t-il eu des efficacités assez limitées quant à la conservation de l'azote urinaire dans les produits issus du traitement des matières de vidange et sont donc restées relativement linéaires. Dès la fin du XIX^e siècle, la majorité des systèmes alimentation/excrétion vont progressivement se détourner des excréments humains du fait des ressources apportées par l'extraction minière et par les hydrocarbures fossiles et de la possibilité de synthétiser industriellement des engrais chimiques. La salubrité devient alors l'unique objectif de gestion des urines et des matières fécales et son potentiel antagonisme avec la circularité entraînera la France dans une linéarité généralisée de ses systèmes alimentation/excrétion.

¹²⁵ Au XIX^e siècle, les débats entre les promoteurs et les détracteurs de la circularité ont conduit à des écrits truculents sous forme de diatribes, pamphlets et poésies diverses. On consultera avec intérêt le poème « La Terre des Légumes » de Monpétard (1888). Nous ne résistons pas au plaisir de partager avec le lecteur cet extrait de Corenwinder (1866), membre de la société des Sciences, de l'Agriculture et des Arts de Lille et grand promoteur de la méthode flamande. Son lyrisme exubérant à défendre la circularité du Nord contre la linéarité du Sud se passe de commentaires : « C'est surtout au retour d'une excursion dans certaines contrées de l'ouest et du midi de la France, que le voyageur flamand est frappé d'étonnement en revoyant ses fertiles campagnes. Le regard est agréablement surpris de tant de richesses : ce ne sont plus de chétives céréales, étouffées sous les fleurs du coquelicot et du bluet, des lins avortés ; de maigres prairies ; du bétail décharné ; ici les champs présentent l'aspect d'une végétation magnifique, les lins, purs de toutes mauvaises herbes, ondoient comme un tapis de velours sous le souffle de la brise ; les betteraves couvrent la terre de leurs feuilles verdoyantes ; les œillettes font éclater leurs corolles dans les rayons du soleil ; les tabacs rappellent le climat des tropiques ; les blés, les avoines étalent majestueusement leurs nombreux épis. Ce n'est pas sans un légitime sentiment d'orgueil qu'on revoit une telle patrie. »

3.1.4. Trajectoire du système alimentation/excrétion de Paris 1850-2010

Après avoir présenté de façon qualitative quelques grands régimes traditionnels des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité et les diverses trajectoires socio-écologiques des villes françaises aux XIX^e et XX^e siècles, nous allons dans ce chapitre chercher à quantifier la trajectoire socio-écologique de systèmes alimentation/excrétion. Les données quantitatives sont rarement disponibles avant le XIX^e siècle et rendent l'exercice difficile pour cette période. Même au XIX^e siècle, la disponibilité de données fiables concernant les excréments humains est encore assez limitée. Or l'agglomération parisienne a déjà été beaucoup étudiée par Barles (2005) qui a collecté de nombreuses données historiques sur le fonctionnement de son système alimentation/excrétion. Nous proposons donc de partir de son travail pour essayer de décrire quantitativement la trajectoire socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, et en particulier sa circularité et sa pollution.

3.1.4.1. L'exemple de la trajectoire socio-écologique de Linköping (Suède)

En dehors de Paris, nous n'avons trouvé qu'une seule étude quantitative historique du système alimentation/excrétion d'une ville. Il s'agit de la thèse de Naset (2005) et des différents travaux menés par elle et par ses collaborateurs. Cette thèse décrit la trajectoire du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping, en Suède, sur la période 1870-2000 par une analyse des flux correspondants d'azote et de phosphore.

Elle décrit ce système alimentation/excrétion par les flux d'azote et de phosphore échangés entre six grandes fonctions du système alimentation/excrétion : la production animale, la production végétale, la gestion agro-alimentaire, la gestion des ménages, la consommation humaine et la gestion des excréments humains. Elle montre que le système alimentation/excrétion de Linköping était circulaire en 1870, principalement grâce à l'utilisation agricole des matières de vidange des fosses d'aisance. Elle montre par la suite une linéarisation du système alimentation/excrétion de Linköping par le calcul d'un ratio traduisant l'efficacité de la gestion urbaine de ces flux, en rapportant la somme des flux de recyclages urbains à la somme des flux de pertes urbaines (bilan des fonctions agrégées de gestion agro-alimentaire, gestion des ménages, consommation humaine et gestion des excréments humains). Nous reproduisons les graphiques ainsi obtenus ci-après (Figure 3.9).

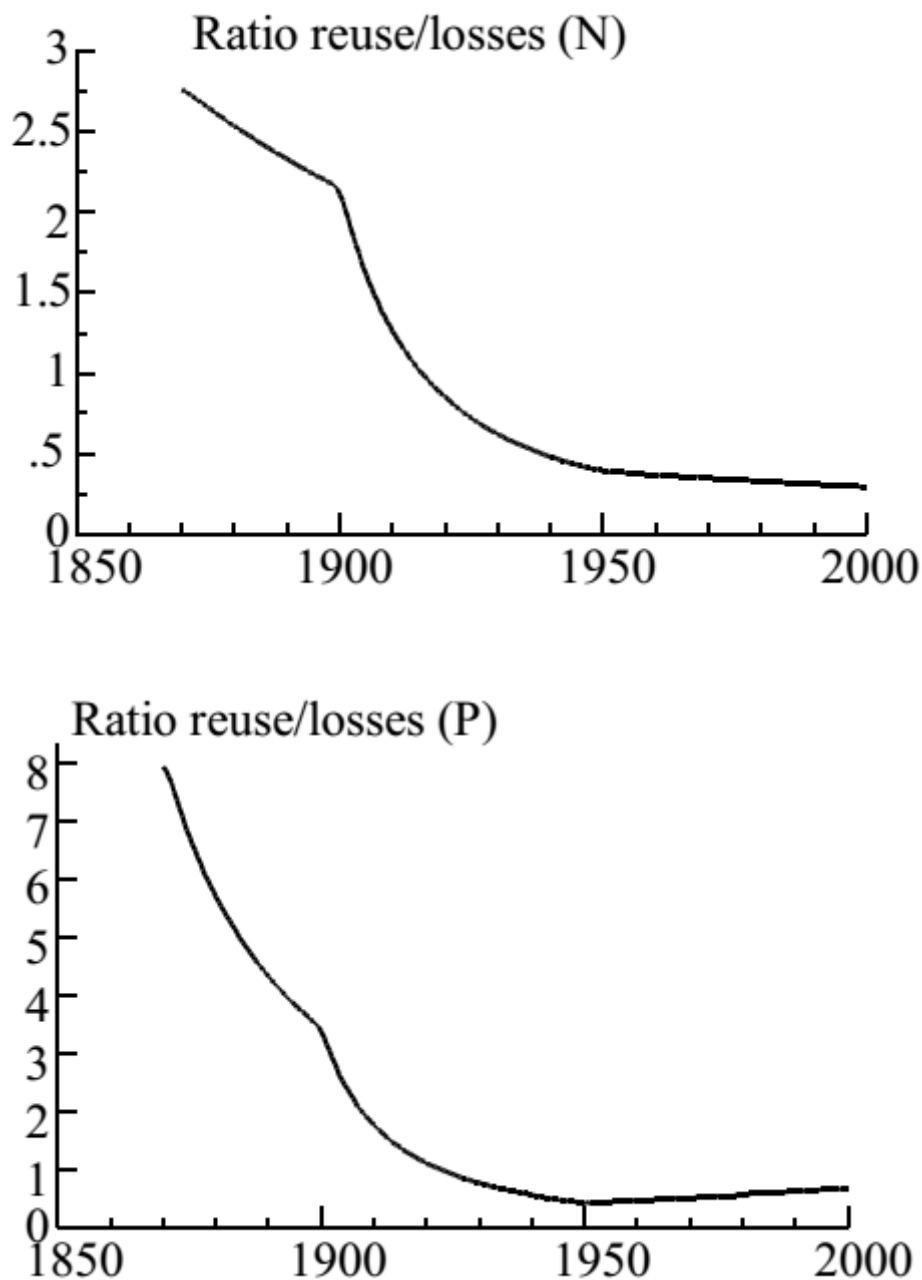


Figure 3.9 : Ratio recyclage / pertes de l'ensemble des flux d'azote et de phosphore de la partie urbaine du système alimentation/excrétion de Linköping (Suède).

Source : Neset (2005)

Elle montre un effondrement de cette efficacité urbaine de gestion entre 1870 et 1950, particulièrement marquant dans le cas du phosphore. La plus grande simplicité de gestion du phosphore par rapport à l'azote, du fait de son absence de phase gazeuse et sa moins grande mobilité, permettait un taux de recyclage très élevé en 1870, contrairement à l'azote où les pertes étaient minoritaires mais plus élevées que pour le phosphore en 1870. La légère amélioration pour le phosphore en l'an 2000 traduit la mise en place d'une précipitation de phosphore en station d'épuration et son recyclage par

l'épandage très partiel des boues dont la majorité des agriculteurs ne veulent pas (le reliquat est enfoui en centre de stockage).

En reprenant les données compilées par Neset, nous proposons de réinterpréter ces résultats en calculant ce que nous avons défini comme la circularité du système alimentation/excrétion d'une ville¹²⁶. Nous obtenons alors les graphiques suivants pour l'azote et le phosphore (Figure 3.10).

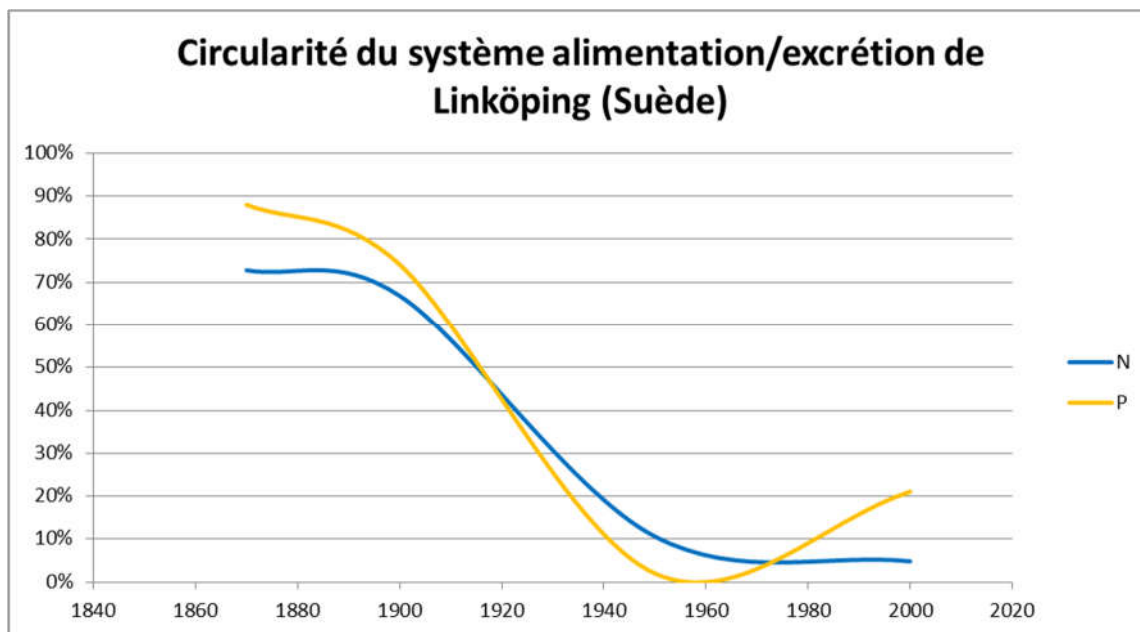


Figure 3.10 : Trajectoire de la circularité du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping (Suède).

Source : calculé d'après Neset (2005)

Comme nous l'avons déjà indiqué pour les villes françaises, on constate clairement la linéarisation du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping au cours du XX^e siècle, liée à la mise en place du tout-à-l'égout. On constate également un léger retour vers la circularité sur le phosphore en 2000. Nous ne savons pas comment interpréter la circularité supérieure pour l'azote par rapport au phosphore en 1950 et retiendrons principalement l'installation de Linköping dans un régime à linéarité azotée supérieure à 90 % depuis le milieu du XX^e siècle. Ce résultat est similaire à ceux que nous avons présentés à la section 1.3.2 pour Toronto et pour Paris.

¹²⁶ Nous avons exclu la gestion agro-alimentaire de la partie urbaine du système alimentation/excrétion en considérant que celle-ci est progressivement détachée de la ville par la livraison de produits urbains déjà transformés.

3.1.4.2. Méthodologie d'évaluation de la trajectoire socio-écologique de Paris

Nous avons montré par la Figure 1.21 que la trajectoire du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est assez distincte de celle de Linköping. En effet, lors de son adoption du tout-à-l'égout, Paris a opté pour un épandage agricole de ses eaux usées ce qui a permis une certaine circularité. La méthodologie présentée ci-dessous doit nous permettre d'affiner le bilan quantitatif de l'évolution historique de cette circularité.

Pour évaluer la trajectoire socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, nous avons choisi comme limites temporelles 1850-2010 et comme limites spatiales les frontières de l'unité urbaine de l'agglomération parisienne au sens actuel de l'INSEE. Cette limite spatiale a donc évolué au fil du temps avec l'extension de la zone agglomérée. En 1801, la zone agglomérée est essentiellement dans les limites administratives de la ville de Paris, avec 550.000 habitants (Barles, 2007a). Cette population augmente continuellement pour atteindre 1,2 million d'habitants en 1850, 3 millions en 1900, 5 millions en 1950 (Barles, 2007b) et 10,5 millions en 2010 avec une extension spatiale qui déborde de la région Ile-de-France (cf. plus loin chapitre 3.2).

Nous avons cherché à déterminer, à pas de temps décennal, le taux de retour sur un sol agricole de l'azote et du phosphore des urines et matières fécales produites par les habitants de l'agglomération parisienne. Nous avons donc exclu de notre calcul de circularité les flux de biodéchets. D'une part, ils sont minoritaires, d'autre part les flux d'azote et de phosphore résultant de leurs modalités de gestion diffèrent peu, surtout dans la seconde moitié du XX^e siècle, de ceux des urines et matières fécales. Nous avons aussi exclu, aux époques où cela pouvait représenter une part importante, les flux d'excréments de chevaux que nous rattachons au système de transport de biens et de personnes et non au système alimentation/excrétion.

Nous avons évalué le taux de retour sur les sols agricoles des urines et matières fécales par le croisement de l'évaluation de dix paramètres représentés dans l'arbre décisionnel ci-après (Figure 3.11) : le taux d'équipement en toilettes à chasses d'eau connectées au tout-à-l'égout (WC) ; le taux d'eaux usées collectées orientées vers un rejet direct (REJET), un épandage agricole (IRR) ou un traitement en station d'épuration (STEP) ; la taux de boues de station d'épuration épandues (BOUEP) ; le taux de captation d'azote et de phosphore dans les boues de station d'épuration (NBOU & PBOU) ; les taux de matières de vidange collectées (MVCOLL) ; les taux de captation d'azote et de phosphore dans les produits issus du traitement des matières de vidange (NPRO & PPRO).

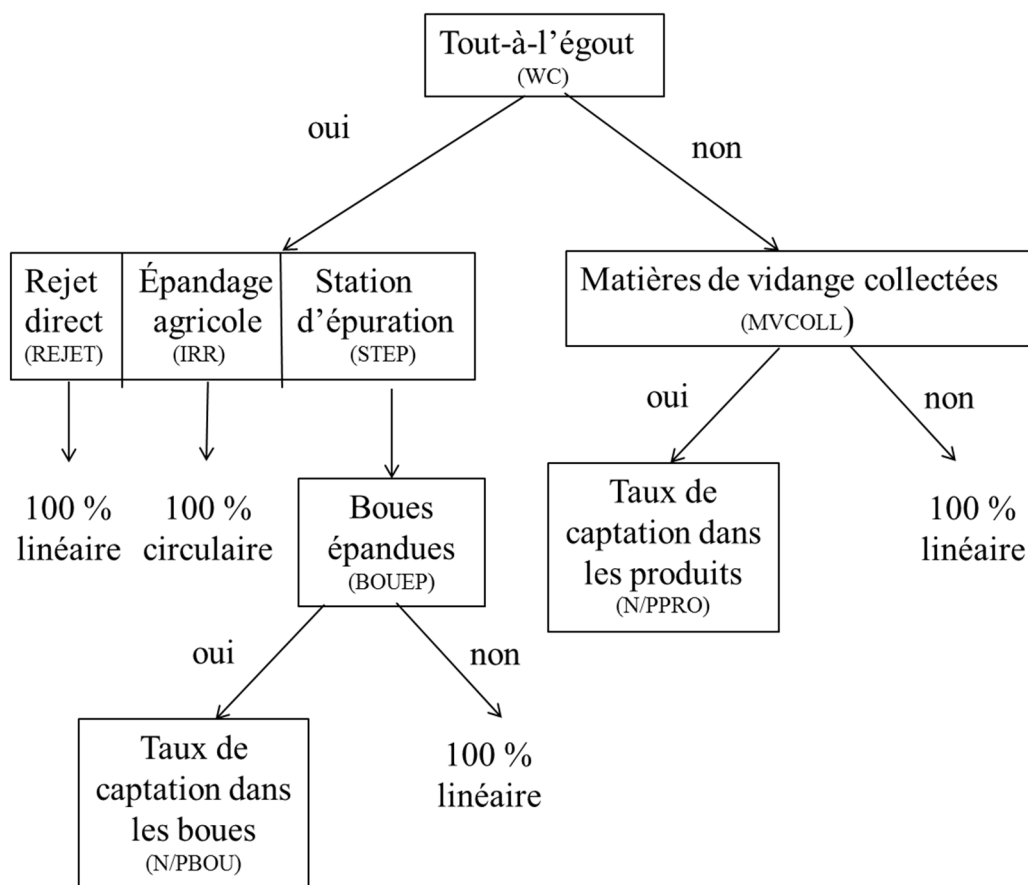


Figure 3.11 : Arbre décisionnel des dix paramètres évalués permettant d’estimer la circularité de l’agglomération parisienne.

WC a été estimé sur la base des données de Jacquemet (1979) pour Paris, de la proportion de la population de Paris dans l’agglomération parisienne donnée par Barles (2007b) et des données de connexion au tout-à-l’égout en banlieue données par Bellanger (2010) et Lestel & Carré (2017).

REJET, IRR et STEP ont été estimés d’après Bellanger (2010) en respectant $REJET + IRR + STEP = 100 \%$.

BOUEP a été estimé d’après les données SIAAP de dates de mise en service des stations d’épuration, de modalités de gestion des boues et de proportion d’eaux usées qu’elles reçoivent.

MVCOLL a été estimé d’après les données de Barles (2007b). NPRO a été estimé d’après les données de Barles (2007b) et pour PPRO nous avons estimé une efficacité de captation de 90 %.

NBOU & PBOU ont été estimés d’après les données du SIAAP pour N et pour P à partir de 1990. Avant 1990, nous avons choisi une valeur de 26 % pour PBOU donnée par Kroiss & Zessner (2001).

En cas d’absence de données pour une décennie, les données ont été extrapolées, linéairement dans la majorité des cas, à partir des données disponibles des autres décennies. L’incertitude sur les données

n'a pas pu être chiffrée : elle est de plus en plus grande en remontant le temps. On notera enfin que l'efficacité agronomique de captation de l'azote et du phosphore par les cultures n'a pas été intégrée, conformément à la définition de la circularité que nous avons choisie (cf. sous-section 2.2.1.2)¹²⁷.

3.1.4.3. Circularisation puis linéarisation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

Nous obtenons le tableau suivant de valeurs des dix paramètres précédemment décrits.

Tableau 3.1 : Matrice d'évaluation des dix paramètres de la circularité parisienne sur 1850-2010.

	1850	1860	1870	1880	1890	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010
WC	0%	0%	0%	0%	2%	15%	40%	50%	65%	75%	85%	90%	95%	97%	98%	98%	98%
REJET	100%	100%	100%	100%	70%	15%	35%	50%	65%	70%	65%	70%	60%	20%	14%	8%	3%
IRR	0%	0%	0%	0%	30%	85%	65%	50%	35%	25%	25%	15%	10%	5%	1%	0%	0%
STEP	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	10%	15%	30%	75%	85%	92%	97%
BOUEP	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	100%	100%	100%	100%	90%	70%	50%
NBOU	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	6%	6%	6%	6%	6%	6%	8%	11%
PBOU	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	26%	26%	26%	26%	26%	37%	60%	84%
MVCOLL	43%	45%	48%	48%	49%	49%	50%	50%	49%	48%	36%	24%	12%	0%	0%	0%	0%
NPRO	25%	30%	34%	40%	46%	51%	57%	49%	41%	33%	24%	16%	8%	0%	0%	0%	0%
PPRO	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%

Dans la figure suivante (Figure 3.12), nous avons représenté les taux d'urines et de matières fécales collectées sur l'agglomération parisienne qui sont orientées vers des systèmes de valorisation agricole, indépendamment de l'efficacité de captation d'azote et de phosphore de ces derniers. Il s'agit donc de $WC \times IRR$, $WC \times STEP \times BOUEP$ et $(1 - WC) \times MVCOLL$. Intégrer les stations d'épuration dans la catégorie des systèmes de valorisation agricole ne correspond pas à la raison historique de leur construction mais cette analyse nous paraît permettre de résumer de façon pertinente la destination des urines et matières fécales sur le long terme. Cela permet également de distinguer nettement les stations d'épuration dont les boues sont épandues (et qui sont donc toujours dans une certaine logique de circularité) des stations d'épuration dont les boues sont incinérées et qui sont donc totalement linéaires par conception. Cela permet aussi de faire un rapprochement entre les stations d'épuration des eaux usées et des procédés de traitement des matières de vidange. Nous verrons que leur efficacité peut être relativement similaire.

¹²⁷ L'absence de prise en compte de l'efficacité du taux de captation de l'azote et du phosphore par les pratiques agricoles induit peut-être une surestimation de l'efficacité de l'épandage agricole des eaux usées, que nous avons supposé 100 % circulaire, par rapport aux autres méthodes de retour aux champs.

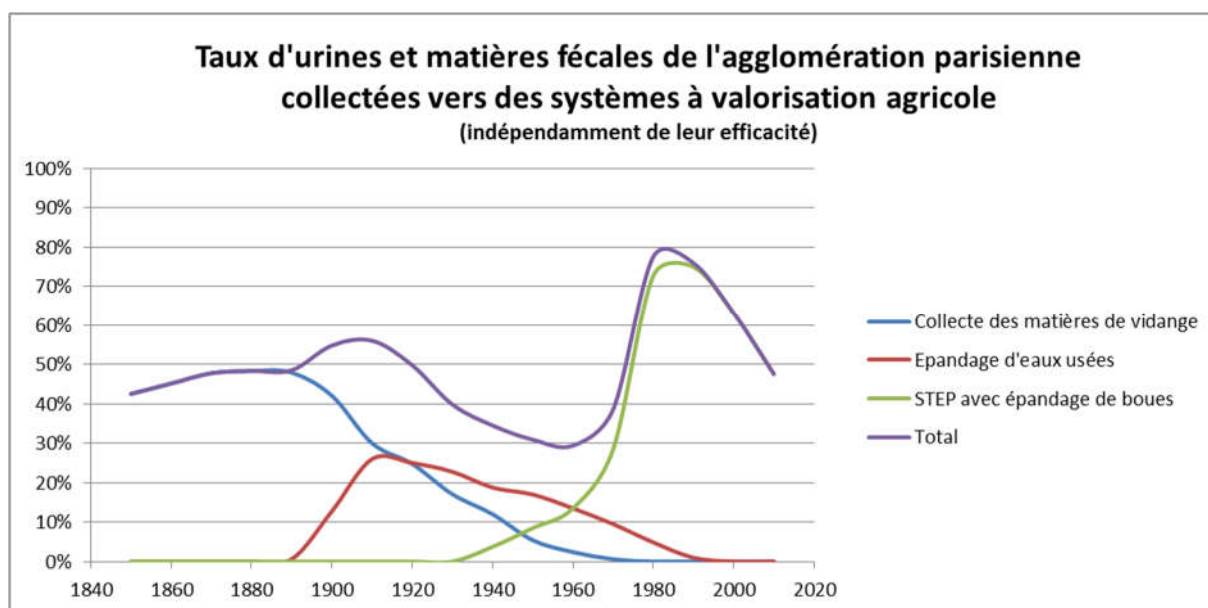


Figure 3.12 : Taux d'urines et de matières fécales collectées de l'agglomération parisienne collectées vers des systèmes à valorisation agricole (1850-2010).

Jusqu'en 1890, les urines et matières fécales sont principalement gérées indépendamment des égouts qui collectent principalement les eaux pluviales et ménagères¹²⁸. Seule la moitié du contenu attendu des fosses d'aisance est comptabilisée en entrée des systèmes de traitement des matières de vidange ce qui laisse supposer de nombreuses pertes par fuite dans le sol des fosses, rejet sur la voie publique, à l'égout ou en rivière. L'agglomération parisienne se distingue en cela de Linköping où les taux de collecte des matières de vidange sont estimés être nettement plus élevés. Entre 1890 et 1910, en deux décennies seulement, près de 30 % des urines et matières fécales de l'agglomération sont collectées par le tout-à-l'égout et orientées vers un épanchage sur les champs d'irrigation d'eaux usées. Cette transformation du système de gestion des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne est frappante par la rapidité de sa mise en place et par son efficacité. Dans les années 1900, 85 % des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne collectées par égout sont effectivement envoyées vers les champs d'irrigation. Il faudra attendre les années 1990 pour obtenir de nouveau un taux de captation d'un aussi haut niveau, en direction des stations d'épuration cette fois-ci.

En effet, à partir de 1910, l'extension de la population de l'agglomération parisienne n'est pas suivie d'une extension de la superficie des champs d'épanchage et leur importance va progressivement diminuer jusqu'à leur arrêt en 2000. La proportion d'eaux usées directement déversées en rivière

¹²⁸ On notera l'apparition des tinettes filtrantes à partir des années 1870 qui ont envoyé une partie des urines à l'égout. Nous avons négligé cet apport qui connaît son pic au moment où les eaux usées sont majoritairement épanchées ce qui ne change pas notablement le bilan.

augmente progressivement à partir de 1900 et oscille entre 60 % et 70 % entre 1930 et 1970. Dans le même temps, les collectes de matières de vidange sont marginalisées puis disparaissent dans les années 1980.

Les constructions et extensions de station d'épuration ne permettent pas de traiter toutes les eaux usées de l'agglomération et il faut attendre 1980 pour que soit dépassé le taux de collecte historique des urines et matières fécales de l'agglomération des années 1910 (56 %) qui atteint alors 78 %. Dès les années 1990, toutefois, de plus en plus d'urines et de matières fécales rejoignent de nouvelles stations d'épuration qui ont été construites dans l'agglomération et pour lesquelles le croisement de diverses contraintes, dont la disponibilité foncière, les nuisances olfactives pour le voisinage, les flux de camions et la méfiance du monde agricole vis-à-vis des contaminations des boues, ont conduit au choix d'une incinération des boues. En 2010, le taux d'urines et de matières fécales envoyées vers des systèmes connectés à une forme de valorisation agricole redescend en-dessous du taux historique de 1910, aux alentours de 50 %. Après un siècle d'orientation des urines et matières fécales vers des systèmes très variés, tant au niveau des toilettes, de la collecte que du traitement¹²⁹, la toilette à chasse d'eau, le tout-à-l'égout et la station d'épuration deviennent la solution monopolistique de gestion des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne.

Les taux résultants de circularité sur l'azote et sur le phosphore sont représentés ci-après (Figure 3.13). Les contributions respectives des différentes modalités de gestion des urines et matières fécales sont détaillées dans un second graphique (Figure 3.14).

¹²⁹ On trouvera un aperçu de cette diversité dans l'ouvrage de Liger (1875) avec une description des nombreux modèles de toilettes imaginés, des fosses fixes, des fosses mobiles, des tinettes filtrantes, etc.

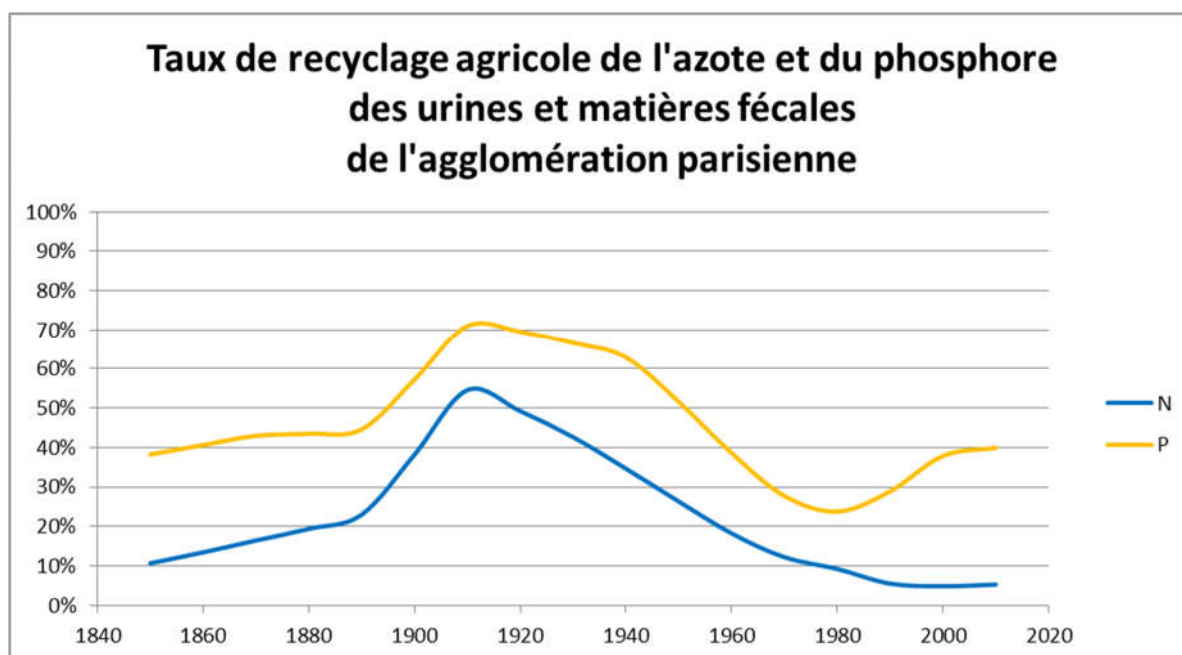


Figure 3.13 : Taux de recyclage agricole de l'azote et du phosphore des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne (1850-2010).

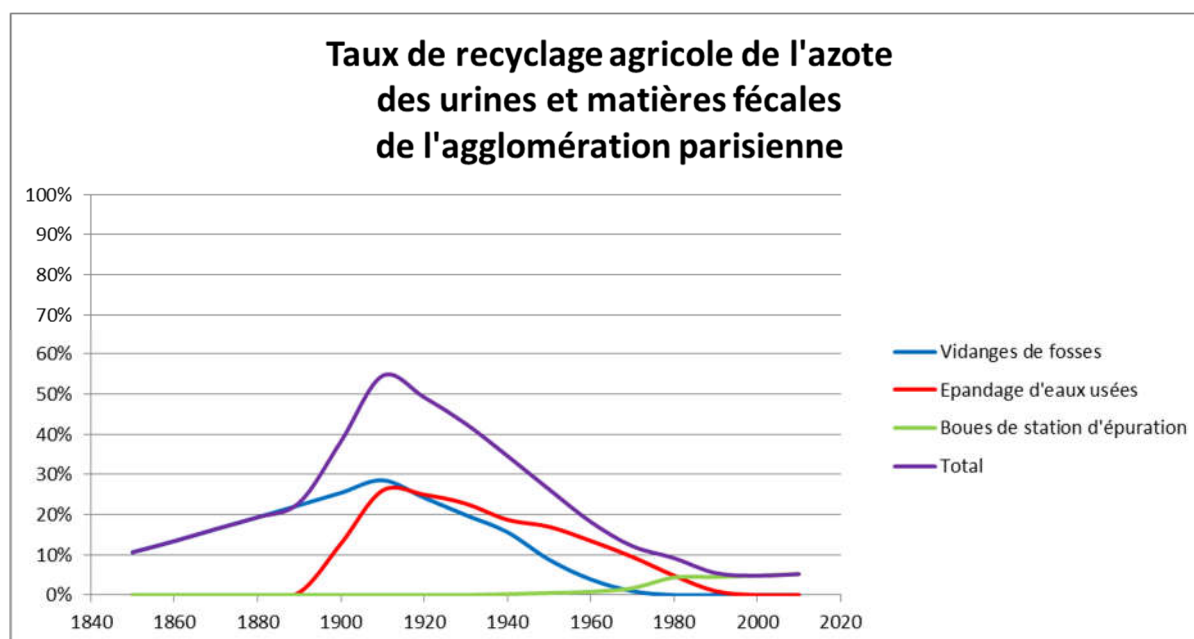


Figure 3.14 : Contributions respectives des différentes modalités de gestion des urines et matières fécales à la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne (1850-2010).

On constate que le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne était linéaire en 1850. L'efficacité de la collecte des urines et matières fécales était faible et les procédés de traitement appliqués aux matières de vidange faisaient perdre la majorité de l'azote, aboutissant à une linéarité de 90 %. Le recyclage du phosphore était meilleur mais relativement faible à environ 40 %. La circularité

progressé légèrement jusqu'aux années 1890, entre autres du fait de l'amélioration des procédés de récupération d'azote dans le traitement des matières de vidange. Le tout-à-l'égout combiné à l'épandage des eaux usées et une circularité toujours meilleure sur les matières de vidange collectées change radicalement la donne : en vingt ans, le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne devient circulaire en dépassant les 50 % de taux d'azote apporté aux sols agricoles. Le taux de recyclage du phosphore dépasse les 70 %.

Cette circularité constitue finalement un pic de courte durée et la linéarisation est continue jusqu'aux années 1980. Elle se prolonge pour l'azote car la proportion de boues épandues diminue graduellement avec les nouvelles stations d'épuration à incinération. Le taux de recyclage de l'azote est faible du fait d'un taux réduit de captation dans les boues d'épuration, en particulier pour Paris avec le conditionnement thermique des boues appliqué. Le taux de recyclage du phosphore augmente à partir des années 1980, sous l'effet combiné d'une amélioration du taux de collecte et traitement des eaux usées et de la mise en œuvre du traitement du phosphore des eaux usées par précipitation dans les boues. Aujourd'hui, la proportion de boues incinérées atteint environ 50 % ce qui fait que le taux de valorisation du phosphore n'atteint que 40 %, largement en-deçà des performances de la première moitié du XX^e siècle, alors qu'il serait de 80 % si l'ensemble des boues produites étaient épandues. En définitive, la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne apparaît aujourd'hui à peu près similaire, pour l'azote comme pour le phosphore, à celle du milieu du XIX^e siècle.

L'analyse des autres critères de caractérisation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne serait également riche d'enseignements. On notera que la circularité du début du XX^e siècle induit nécessairement une pollution réduite. On notera également qu'avec le tout-à-l'égout, le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est surtout caractérisé depuis un siècle par un couplage très fort avec le système eau. En se détournant des nutriments des excréments humains, du fait de leur mise à disposition par l'extraction minière et l'exploitation d'hydrocarbures, l'agglomération parisienne aura déplacé l'enjeu de gestion des urines et matières fécales presque exclusivement sur la question de la pollution des milieux aquatiques induite par le tout-à-l'égout. Cette question constitue encore aujourd'hui un sujet de préoccupation important et l'état écologique de la Seine est évalué comme insuffisant (AESN, 2013).

La remise en perspective historique effectuée tout au long de ce chapitre nous paraît ainsi intéressante en ce qu'elle permet de reconsidérer que le couplage du système alimentation/excrétion avec le système eau n'est pas inéluctable et qu'une multitude d'options ont été choisies par les différentes sociétés humaines en fonction des enjeux pris en compte. Nous chercherons justement dans cette thèse à réanalyser la soutenabilité de ces choix en fonction de la nouvelle compréhension actuelle des enjeux globaux.

Enfin, le début du XX^e siècle aura été une période très particulière pour le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne. Il s'agit déjà d'une période historique généralement caractérisée comme faste, surtout à Paris, qui lui vaut le nom de Belle Époque. Pour le système alimentation/excrétion, elle correspond à la combinaison d'un régime alimentaire sobre, en quantités de protéines ingérées comme en proportion de protéines d'origine végétale (cf. Figure 1.13)¹³⁰, et d'un système nettement plus circulaire et salubre de gestion des excréments. La brièveté de cette période et la linéarisation qui lui a rapidement succédé ne permet toutefois pas de caractériser que l'agglomération parisienne se soit effectivement installée dans un tel régime.

¹³⁰ Le régime alimentaire parisien est toutefois moins sobre que la moyenne française à cette époque (Chatzimpiros, 2011).

3.2. Le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle

Le chapitre précédent a permis de préciser la trajectoire du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne sur la période 1850-2010. Dans ce chapitre, nous allons chercher à caractériser beaucoup plus finement son système alimentation/excrétion aujourd'hui, tant dans ses composantes urbaines qu'agricoles. Au-delà des caractéristiques de circularité, autonomie, sobriété, efficacité et pollution de la partie urbaine du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, l'extension de cette étude à sa partie agricole va permettre de caractériser typologiquement les systèmes agro-alimentaires alimentant Paris et de préciser leur circularité, leur efficacité et la pollution induite. Cela va permettre d'établir, plus largement, l'empreinte biogéochimique globale du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne aujourd'hui.

Ce travail a fait l'objet d'un article collaboratif publié dans un numéro spécial sur les mégapoles de la revue *Journal of Hydrology* (Esculier *et al.*, 2018). Nous prions le lecteur de bien vouloir accepter nos excuses pour les ruptures linguistiques inélégantes induites par la reprise du corps de texte de cet article ici en anglais.

3.2.1. Méthodologie de caractérisation

To determine the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity, its water-agro-food system has been divided into three subsystems: (i) food production in the agricultural system that feeds Paris Megacity, (ii) food waste management from production at the farm to the actual ingestion of food by humans and (iii) human excreta management in the city itself. In each of these subsystems, a detailed and regionalized analysis of N and P flows was conducted. We aimed at qualitatively and quantitatively comprehending the stakes of the biogeochemical imprint for sustainable development of a megacity such as Paris. For the sake of this study, we therefore characterized the imprint of Paris Megacity by the magnitude of the flows of resources (here N and P) required to sustain its food supply and the flows of wastes discharged into the environment as a consequence of food consumption. We also determined the spatial distribution of these flows. As recommended by Baccini and Brunner (2012), the borders of our system are defined in this section, as well as the key issues selected.

3.2.1.1. Cadre spatial et temporel

Cadre spatial

The urban agglomeration of Paris is ranked the 25th largest city in the world by the United Nations (ONU, 2014). It is the largest city of the European Union and, with a population of more than 10 million inhabitants, it is classified as a megacity. The definition of a city remains controversial and the setting of its boundaries can vary greatly depending on the adopted definition. We choose to follow the definition given by the French National Institute of Economic Statistics and Studies (INSEE, www.insee.fr) for the urban unit. The main characteristic of an urban unit is that the distance between two inhabited buildings does not exceed 200 m. In this sense, Paris Megacity is composed of 412 municipalities totaling 10,550,350 inhabitants in the official 2012 census and has a density of 3,700 cap/km² (INSEE). The term “Paris Megacity” will be used to refer to the Paris urban unit.

Paris Megacity as an urban unit should be distinguished from three other perimeters that are also commonly used to define Paris, illustrated in Tableau 3.2 and Figure 3.15:

(i) the Paris city center. This is the core municipality of Paris Megacity representing 21% of its population. It is one of the densest city centers in the world with more than 21,000 cap/km² (INSEE).

(ii) the Paris urban area. The INSEE definition adds to the Paris urban unit the municipalities where at least 40% of the residents and working population work in the Paris urban unit. Paris Megacity accounts for 85% of the population of the Paris urban area and is five times denser.

(iii) the Ile-de-France region. This is the administrative region in which Paris Megacity is included. Its population is about the same as the Paris urban area, but their respective perimeters differ slightly.

Tableau 3.2 : Population et densité de Paris : centre-ville, unité urbaine, aire urbaine et Ile-de-France.

Données INSEE pour l'année 2012.

	Units	Paris city center	Paris urban unit	Paris urban area	Ile-de-France region
Population	cap	2 240 621	10 550 350	12 341 418	11 898 502
% of Paris Megacity		21%	100%	117%	113%
Population density	cap/km ²	21 258	3 709	719	991

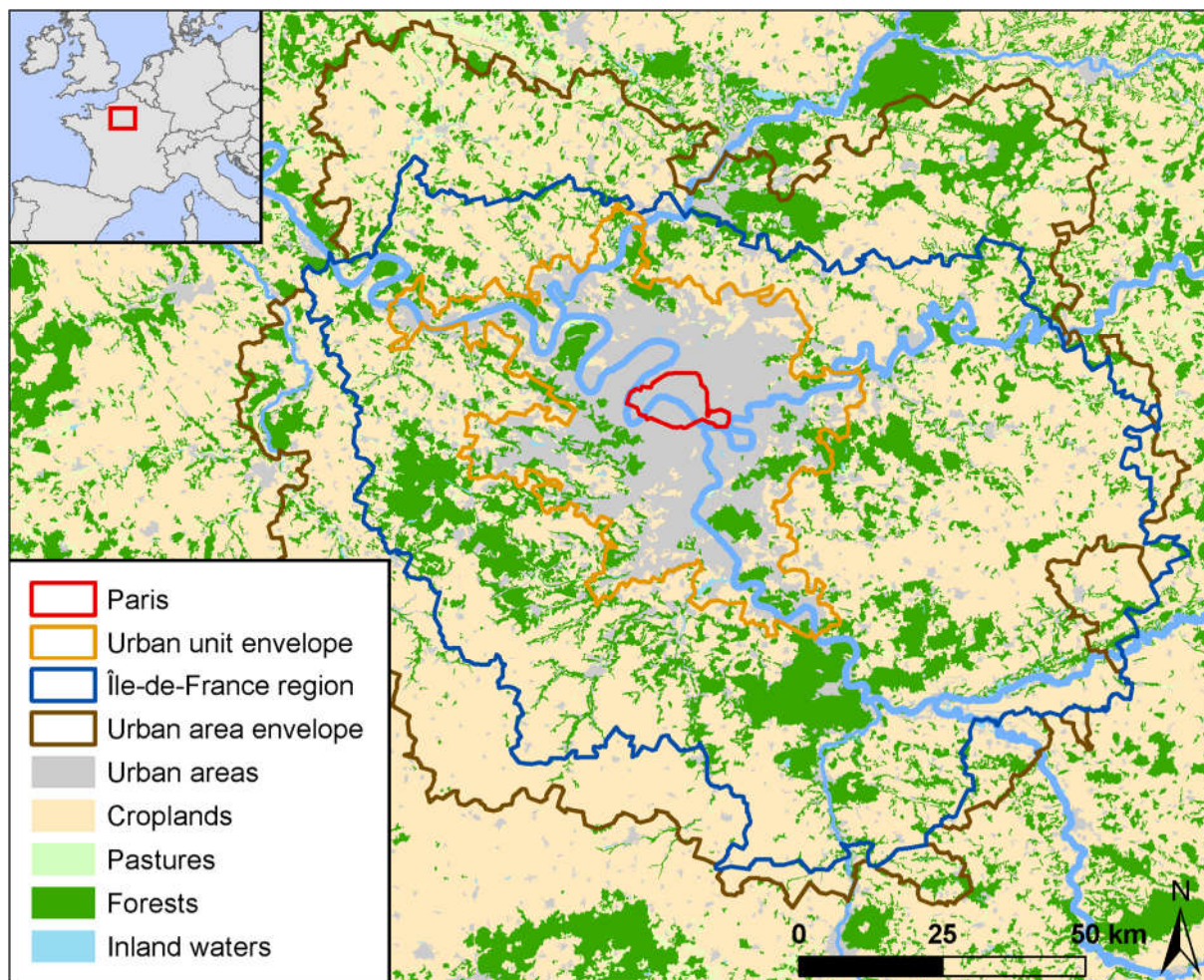


Figure 3.15 : Périmètres respectifs du centre-ville de Paris, de l'unité urbaine, de l'aire urbaine et de l'Île-de-France.

Le fond de carte représente les principaux types d'usage du sol (d'après Corine Land Cover, 2006).

This study covers the metabolism of people who are actually inside Paris Megacity and the results are expressed in yearly averaged figures. Data from the population census, commuting patterns, tourism and business trips have been gathered from studies conducted by French public institutions (INSEE, authorities in charge of economy and tourism, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France). They have been used to obtain the yearly average instantaneous number of people actually eating, discarding waste and excreting urine and feces: dwellers temporarily out of the city for holidays or work have been deducted *pro rata temporis*; nondwellers coming to the city for tourism or work have been added *pro rata temporis*.

As stated, the imprint of Paris Megacity largely exceeds its boundaries and each of the three subsystems studied covers a specific imprint zone that can sometimes overlap. Paris Megacity lies within the Seine River basin. It is located 220 km upstream from the estuary where the Seine River flows into the *Baie de Seine* (Seine Bay), as well as into the contiguous North-West Channel and Southern Bight of the North Sea, and is responsible for the development of harmful algal blooms

causing severe damage to fish and shellfish populations (Lancelot *et al.*, 2007¹³¹; Passy *et al.*, 2013; 2016¹³²). The Seine River basin has therefore been classified as a sensitive area subject to eutrophication in the sense of the 1991 Urban Waste Water Treatment (UWWT) Directive (European Council Directive 91/271/EEC). The 2015 Seine River basin management plan aims at reaching good ecological potential for 2021, as required by the European Water Framework Directive (WFD) (2000/60/CE), including reduction of N and P concentrations. Moreover, the 1992 Oslo-Paris convention required the Seine River basin to halve its N and P flows to the sea between 1985 and 1995. The target on P has been reached, but the flows of N show an opposite trend of +1% per year over the last 30 years (AESN, 2013).

Cadre temporel

In recent years, the most significant changes in the water-agro-food system of Paris Megacity have been the works on wastewater treatment plants in order to comply with the UWWT Directive. This directive requests that the wastewater treatments withdraw 70% of the N and 80% of the P contained in the urban wastewater in sensitive areas subject to eutrophication. This objective was first reached for Paris Megacity's main wastewater treatment system in 2012 (cf. the dedicated Internet site of the French Ministry of Ecology for detailed information on the compliance with this directive on <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>). Therefore we chose to describe the imprint of Paris Megacity in 2012. However, because of constraints related to the availability of data, our analysis of the agro-food system is based on figures from 2006. There has been no major shift in the agriculture since this period (Le Noë *et al.*, 2017a).

¹³¹ Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J., and Roubeix V., 2007. *Testing an integrated river–ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years*. *Journal of Marine System*, 64: 216-228.

¹³² Passy, P., Gypens, N., Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Rousseau, V., Callens, J., Parent, J.-Y., Lancelot, C., 2013. *A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984*. *J. Mar. Syst.* 128, 106–122. doi:10.1016/j.jmarsys.2013.05.005.

Passy P, Le Gendre R, Garnier J, Cugier P, Callens J, Paris F, Billen G, Riou P, Romero E., 2016. *Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine*. *Mar Ecol Prog Ser.* 543 : 107-125.

3.2.1.2. Le système alimentaire de l'agglomération parisienne

Evaluating the environmental imprint of Paris Megacity over its food supplying areas requires (i) quantifying Paris Megacity's consumption; (ii) identifying the areas supplying food to Paris Megacity; (iii) evaluating agricultural production and environmental losses from agriculture for each area contributing to the food supply of Paris Megacity and (iv) calculating the environmental imprint of Paris Megacity as the fraction of the environmental losses attributable to food supply of Paris Megacity in each contributing area.

Consommation alimentaire apparente

Data on the availability of food commodities, based on the analysis of national accounts, are provided by INSEE. These data correspond to the apparent food consumption of the French population as a whole, including wasted or discarded parts at the retail and domestic level. We have considered that national data on food consumption can appropriately be applied to Paris Megacity, as confirmed by more detailed inquiries on dietary habits in France (AFSSA, 2009).

Owing to a detailed compilation of the N and P content of each item from the INSEE nomenclature based on information from the CIQUAL and USDA databases on food composition (<https://pro.anses.fr/tableciqual/>; <http://ndb.nal.usda.gov>), all data collected have been converted to tons of N per year (tN/y) and tons of P per year (tP/y).

Flux de produits agricoles

The trade exchanges of agricultural products between French departments (NUTS3 in the European Union geocode standard, the administrative district between the municipality and the region) were obtained from the French database SitraM (Système d'Information sur le Transport des Marchandises; www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sources-methodes/). It annually identifies the transport of 50 categories of agricultural products between French departments by roads, railways and navigable waterways, as well as exchanges with foreign countries (customs database). Automated software has been developed by Silvestre *et al.* (2015)¹³³ for the analysis of these data. Le Noë *et al.* (2016) used it to establish a complete matrix of the flows of agricultural commodities exchanged between 33 French agricultural areas (defined by groupings of departments based on the similarity of their agricultural system; see Figure 3.17) as well as foreign countries grouped into 12 macroregions

¹³³ Silvestre, M., Billen, G., Garnier, J., 2015. *Évaluation de la provenance des marchandises consommées par un territoire*, pp 361-370. 1er Colloque interdisciplinaire sur l'écologie industrielle et territoriale, COLEIT 2012. Junqua G. et Brulot S. coord. Presse des Mines, Alès.

(Lassaletta *et al.*, 2014). From these data, the relative contribution of each of these 47 agricultural regions to the total Ile-de-France food supply was calculated, separately for vegetal and animal proteins. We assumed that there was no significant typological difference between Paris Megacity's food supply and Ile-de-France's food supply; therefore, the food supply of Paris Megacity was deduced by simple application of population ratios.

Production agricole et pertes environnementales de l'hinterland agricole

The GRAFS approach (Generalized Representation of Agro-Food Systems), first developed for N flows by Billen *et al.* (2014), then extended to P and C by Le Noë *et al.* (2017a), describes the agro-food system of a given region by considering four main compartments exchanging N and P flows: arable lands, grasslands, livestock biomass and local population. The GRAFS approach makes it possible to draw direct links between different aspects of the hydro-agro-food system, e.g., the relation between livestock breeding, grassland areas and forage crops and the relation between fertilization of arable lands and grasslands and N environmental losses.

The GRAFS approach is based on a detailed budget of N and P flows including production, transformation and consumption of animal and vegetal products, inputs of N and P fertilizers, atmospheric N and P deposition, symbiotic N₂ fixation, P embedded in feed additives, leaching and erosion in each agricultural region.

The agricultural and livestock production, arable land and grassland surface areas were obtained from the French database AGRESTE (www.agreste.agriculture.gouv.fr/) at the scale of French departments (NUTS3), and from the FAO data base (www.faostat.fao.org/) for foreign countries. They are converted into N or P flows based on coefficients compiled from various sources (FAO, USDA databases, Lassaletta *et al.*, 2014). Fertilizer application rates were obtained by the Unifa (Union des Industries de la Fertilisation), which provides detailed data at the regional administrative scale (<http://www.unifa.fr/le-marche-en-chiffres/la-fertilisation-en-france.html>).

The GRAFS approach expresses the N and P budgets on both arable land and grassland, yet N and P have very different behaviors in soil. N tends to be easily leached after its conversion into nitrate by nitrifying micro-organisms, while P is strongly sorbed onto soil particles. As a consequence, the environmental losses associated with these elements differ and budgets need to be calculated separately to integrate these specificities. For N, nitrate leaching generates water pollution. The N soil surplus is represented by the difference between N inputs to the soil through fertilizer and manure application, symbiotic N fixation by legumes and atmospheric deposition, and N export with harvested products. About 70% of the N surplus of arable land is leached to sub-surface runoff or aquifers, while a much lower fraction is leached from grassland (Billen *et al.*, 2013).

In the case of P, erosion is the major output flux accounting for P environmental losses. P erosion from grasslands and arable lands is estimated from the soil P content cartography established for France by Delmas *et al.* (2015)¹³⁴ and the erosion rates for arable lands and grasslands proposed by Cerdan *et al.* (2010)¹³⁵.

The P soil balance (the difference between fertilizer and manure inputs, atmospheric deposition and export with harvested products and erosion) informs on the accumulation or depletion trend of the P stock in the soils (Garnier *et al.*, 2016). Another discrepancy between N and P budgets rely in the gap of the N:P ratio of vegetal and animal biomass and as a consequence the need for P feed additives to sustain the livestock production. In the present study the feed additives were deduced as the unmet needs of P by the ingestion of vegetal products.

Évaluation de l’empreinte environnementale de l’Ile-de-France dans son hinterland

The relative contribution to the total import to Ile-de-France of either vegetal or animal proteins, as calculated from the SitraM database, is used as an index for calculating the imprint in terms of agricultural area in each region, by considering their main orientation into either crop or livestock production. The environmental imprint of Ile-de-France was calculated only over regions that contribute to more than 1% of Ile-de-France vegetal or animal supply.

We thus define the imprint of crop production of a given region as the total resource consumption and environmental losses attributable to the portion of crop dedicated to vegetal food supply to Ile-de-France. This may include some of the resources and environmental losses associated with livestock farming in so far as manure is used for crop production. Conversely, the imprint of meat and milk production is calculated by considering all resources and pollution associated with livestock farming, including those linked to crop production dedicated to animal feeding, without double counting. The details of these calculations are provided in Le Noë *et al.* (2017).

In some cases, animal husbandry is based on imported feed such as soybean or oil seed cakes. As a consequence, N and P imports embedded in animal feed need to be accounted for in Ile-de-France’s

¹³⁴ Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemerrier, B., Pellerin, S., Gascuel-Oudou, C., 2015. *Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils*. Soil Use and Management, 31, 259-269.

¹³⁵ Cerdan, O., G. Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rousseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. *Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data*. Geomorphology, 122, 1-2, 167-177.

environmental imprint. This is particularly true for regions depending on massive import of animal feed from South America (Brazil, Paraguay, Uruguay, Argentina and Bolivia). Accordingly, the environmental imprint of South America vegetal production has been calculated and the share of this production imported to the regions of intensive livestock farming supplying Ile-de-France has been included in the environmental imprint of Ile-de-France.

3.2.1.3. Production et gestion des déchets alimentaires

Production de déchets alimentaires

Food waste appears at all stages of the food supply chain: transformation, transport and storage, distribution and consumption. By far the largest amount concerns the transformation of animal products, particularly slaughtering and cutting activities. Taking into account the cutting balance available for each type of livestock (Benhalima *et al.*, 2015)¹³⁶, as well as the N and P composition of each fraction (CIQUAL; USDA; Mello *et al.*, 1978; Little, 1984; Ternouth, 1990¹³⁷), waste generation (as blood, viscera, grease, bones, etc.) associated with edible meat production can be evaluated.

Food waste generated at the latest stages of the supply chain can be evaluated by direct comparison of the above-mentioned data on food availability provided by INSEE, with the data on actual food consumption given by a national detailed inquiry organized in 2006–2007 by the Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation de l'Environnement et du Travail (www.anses.fr/), which provides detailed information on the actual ingestion of food commodities (AFSSA, 2009). Using again the N and P content given by the CIQUAL and USDA databases on food composition, the direct comparison of food availability and food ingestion has been made possible, and losses of N and P at the latest stages of the supply chain have been evaluated by subtraction.

¹³⁶ Benhalima, M., Billen, G., Bortzmeyer, M., Scarsi, F., Fosse, J., 2015. *Analyse du système agro-alimentaire de la région Nord-Pas-de-Calais et ses enjeux sur l'eau*. Collection « Études et documents » Commissariat Général au Développement Durable n° 125. 48pp. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED125.pdf>.

¹³⁷ Mello, F. C., Field, R. A., Riley, M.L., 1978. *Effect of age and anatomical location on composition of bovine bone*. Journal of Food Science 43: 677-679.

Little, 1984. *Definition of an objective criterion of body P reserves in Cattle and its evaluation in vivo*. Can J Animal Sci 64 229-231.

Ternouth, J.H., 1990. *Phosphorus and beef production in northern Australia*. 3. Phosphorus in cattle - a review. Tropical Grasslands 24:1259-169.

Gestion des déchets alimentaires

N and P flows of food waste management were evaluated by compiling data related to food waste collection and treatment. National data on food waste production and collection are provided by surveys conducted by the French Environment & Energy Management Agency (ADEME, www.ademe.fr): a 2007 campaign characterizing domestic and economic refuse (ADEME *et al.*, 2010) and a 2008 survey of food waste management at the household level (ADEME, 2008). The former study estimates that 75% of the collected food waste comes from households. The latter study is only semiquantitative so several hypotheses regarding actual flows of food waste being managed on-site had to be considered. A proportion of 10% of household food waste was assumed to be managed on-site in Paris Megacity. The obligation of biowaste source separation by the largest producers is very recent and the circular that specifies these obligations dates from 2012¹³⁸. Given the temporal frame used herein, we consider that only two biowaste source separations are implemented by the largest producers: oil separation in which N and P contents are considered negligible, and bone collection from slaughterhouses and butchers. For the latter, we considered that 5–10% of bones were not collected. Although some bone collection and animal processing takes place inside the city, mostly within butchers, we have considered slaughterhouses and butchers as a whole and excluded them from the perimeter of urban economic activities. Management of biowaste by economic activities and the Rungis International Market were evaluated by a local survey conducted by the French Ministry in charge of food and agriculture (DRIAAF, 2012).

Food waste treatment data were collected locally. The Ile-de-France Region Waste Management Observatory (ORDIF, www.ordif.com) has produced a survey of waste treatment facilities in the Ile-de-France region that distinguishes waste treatment for Paris Megacity and waste treatment of the other Ile-de-France municipalities. Paris Megacity has one major waste treatment authority: the Joint Central Household Waste Treatment Authority for the Agglomeration of Paris (Syctom, <http://www.syctom-paris.fr>). It covers the densest zones of Paris Megacity and serves 54% of the population of Paris Megacity (Figure 3.16). Syctom is in charge of the treatment of waste and does not receive any separate collection of food waste. All food waste treated by the Syctom currently goes into three incineration plants located close to the Paris city center in Ivry-sur-Seine, Issy-les-Moulineaux and Saint-Ouen. There are 14 other incineration plants that receive the waste of Paris Megacity.

¹³⁸ Circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de l'obligation de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs (article L 541-21-1 du code de l'environnement) NOR : DEVP1131009C.

Data on waste composition and waste treatment from the Sycotom were analyzed in their annual activity reports and exploitation data (Sycotom data, personal communication) and extrapolated to Paris Megacity.

3.2.1.4. Gestion des eaux usées de l'agglomération parisienne

The final stage of our N and P imprint analysis stems from human metabolism: food transformation in the body and the fate of its by-products mostly as urine and feces directed to the sewers of Paris Megacity. Detailed calculations are presented in Annexe 4.

Flux d'azote et de phosphore non collectés

Three types of losses were considered before release of N and P in sewers:

(i) human by-products of metabolism that are not in the form of urine and feces. These by-products can take three forms: integumentary and accidental losses (sweat, hair, menstruation, bleeding, etc.), breathing and N and P stocked in the body. Sutton *et al.* (2000) estimated that N volatilization related to sweat excretion accounts for 14 gN/cap/y, i.e. about 0.3% of N excretion through urine and feces and less than 0.1% of N loss through breathing. Taking into account that many integumentary losses reach the sewers through showering or clothes washing, a general value of 0.5% metabolized N and P not reaching the sewers was taken into account for breathing and integumentary losses. N stock in the human body is estimated at less than 0.5% of total N ingested during an individual's lifetime. P is mostly stocked in bones and is not negligible. We assume a 1% P content in the human body for a mean weight of 70 kg (INSEE), thus 0.7 kgP total stock in the body.

(ii) excretions by children strictly under 3 years of age. They were excluded from the calculation given that the intensity of their metabolism is very limited and excretions are mostly directed to waste bins via diapers. The flow of N and P of their excretions is estimated around 1% of the flow corresponding to the population of more than 3 years of age.

(iii) excretions of urine and feces that do not reach the sewer network. These excretions mostly consist of on-site sanitation systems. 2% of the population of Paris Megacity has been considered to use on-site sanitation or open urination and defecation.

Flux d'azote et de phosphore des eaux usées

The flows of N & P in Paris Megacity wastewater were calculated on the basis of operational data provided by the SIAAP (Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, www.siaap.fr). The SIAAP is a public institution in charge of wastewater transport and treatment and it covers 85% of the population of Paris Megacity (Figure 3.16). The SIAAP operates

six wastewater treatment plants including Seine Aval, located on the municipality of Achères, 20 km to the northwest of the center of Paris, which treats the wastewater of 53% of the population of Paris Megacity. About 35 other wastewater treatment plants treat the remaining 15% of the population of Paris Megacity (see <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/> for detailed information) and their operational results do not significantly differ. We thus extrapolated the results obtained on the basis of SIAAP operational data to the whole population of Paris Megacity. We used SIAAP operational data between 2004 and 2014 (SIAAP, personal communication). The year 2013 was selected for the results of the treatment plants because it was the first year when routine denitrification in Achères was in full operation. It was also considered representative in terms of rain events and collection efficiency.

Discharges from the sewer network were calculated as the sum of dry weather discharges and rain weather discharges as combined sewer overflows. These data were evaluated from the sanitation master plan of the SIAAP area approved in 2017 (SIAAP, personal communication). N & P discharges to the sewer network unrelated to human metabolism were calculated by the difference between metabolic inputs, sewer discharges and treatment plant inputs. Food waste inflows were estimated on the basis of grey water composition (Deshayes, 2015; Friedler *et al.*, 2013; Chaillou *et al.*, 2011). N and P discharge in rivers and N and P content in sewage sludge were calculated on the basis of SIAAP data. N₂ emissions were deduced by subtraction and N₂O emissions were calculated from measurements taken at the Achères wastewater treatment plant (Bollon *et al.*, 2016a ; 2016b) and extrapolated to Paris Megacity. SIAAP sludges are either incinerated or recycled in agriculture through direct spreading or composting. Sludge spreading plans were examined to quantify and localize N and P recycling on agricultural lands.

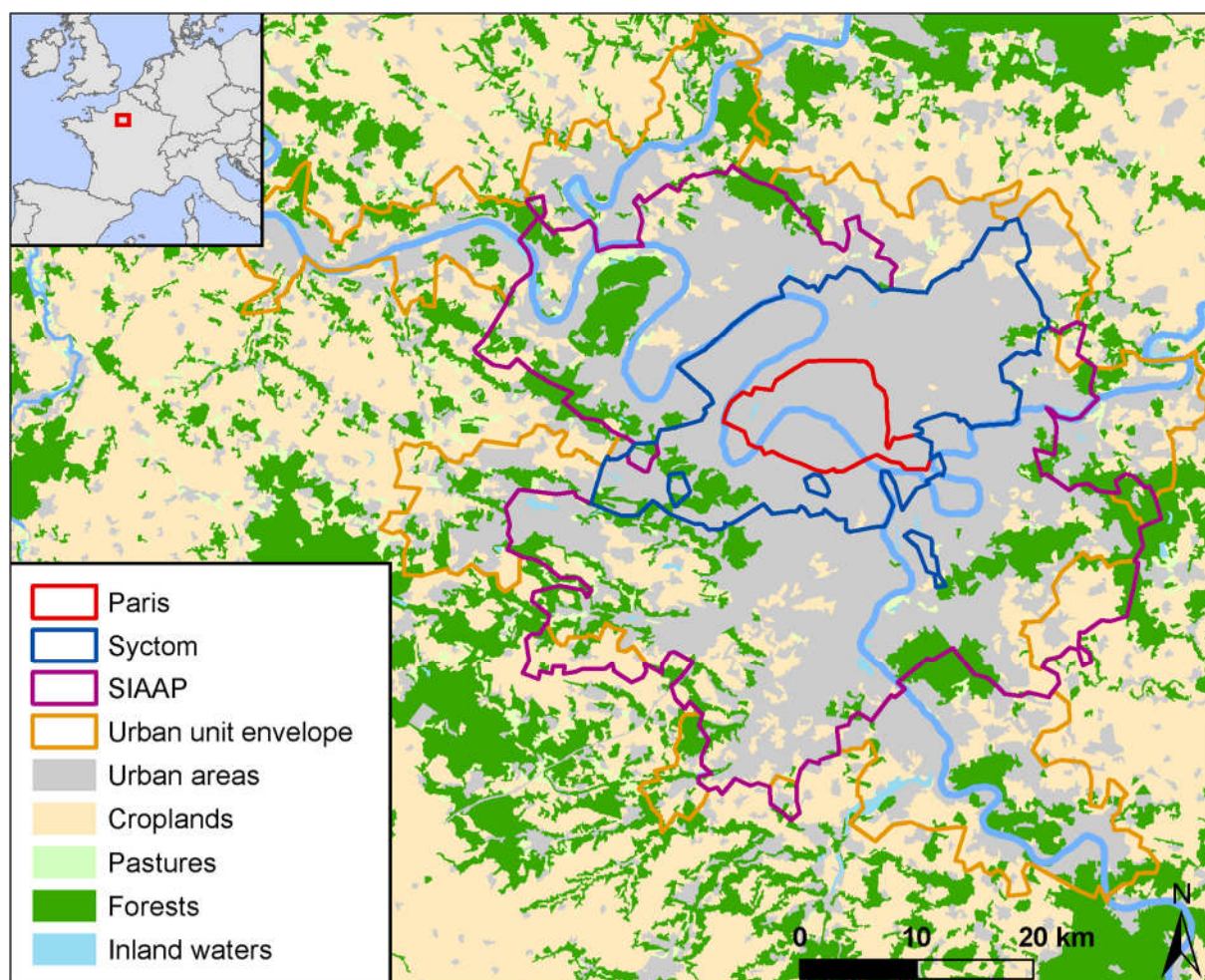


Figure 3.16 : Périmètres de compétence du SIAAP et du Sycatom.

Le fond de carte représente les principaux types d'usage du sol (d'après Corine Land Cover, 2006).

3.2.2. Flux d'azote et de phosphore

3.2.2.1. Flux du système alimentaire

Hinterland agricole

The analysis of the transport matrix concerning the 33 French agricultural regions and foreign countries reveals strong spatial segregation between regions supplying vegetal or animal products to Paris Megacity.

Five regions currently provide 80% of the Paris Megacity supply of vegetal proteins, namely Ile-de-France (55%), Champagne-Ardennes-Yonne (8.9%), Loire Centrale (8.4%), Picardie (4.5%) and Eure-et-Loir (3.5%). Those regions are highly specialized in field crop production (Le Noë *et al.*, 2016, 2017a) and their production of animal proteins is negligible. In view of their spatial distribution

around Paris Megacity (Figure 3.17), the whole area is hereafter called the “Central Paris Basin” and classified as a “crop farming” region.

The animal protein supply is much more dispersed: 19 French regions contribute more than 1% each and together supply 55% of Paris Megacity animal proteins. Three of these regions – Bretagne, Loire Aval and Manche – account for 32% of the Paris Megacity animal protein supply. They are strongly specialized in intensive livestock production, which depends on massive imports of animal feed from South America (Le Noë *et al.*, 2016, 2017). As those regions are spatially distributed in western France (Figure 3.17), the whole area is hereafter called the “Great West” and is classified as an “intensive livestock farming” region. On the other hand, the 16 remaining regions total 23% of the animal protein supply. They are much less specialized in one or another type of production, but they occupy a larger agricultural area; in addition, the proportion of permanent grassland is largely equivalent to that of arable land. These features characterize these regions as “mixed crop and livestock farming.” We call the “Great East” a territory formed by six regions (Loire Amont, Grande Lorraine, Cantal-Corrèze, Ain-Rhône, Isère-Drôme-Ardèche and Bourgogne), which supply 13% of Paris Megacity animal proteins.

Furthermore, various foreign countries contribute to the animal food supply (Figure 3.17). Their local environmental imprint is not directly calculated because of the lack of information regarding the functioning of the agro-food system and the uncertainties regarding their N and P environmental losses. Yet based on literature data (Billen *et al.*, 2014) we have classified foreign countries as being close to the intensive livestock farming or mixed crop and livestock farming typologies. This allows us to estimate the share of animal proteins provided by intensive livestock farming regions or mixed crop and livestock farming regions (Figure 3.19).

Regarding imports of feed to the Great West region from South America, they represent 67% of the 302 ktN/y imported to France. These imports are undoubtedly essential to support cattle breeding in the Great West, which satisfies about one-third of Paris Megacity animal protein requirement; hence South America takes a significant, yet indirect, part in the food supplying area of Paris Megacity that we define as a “soybean cultivation” area.

In summary, our analysis reveals four distinct typical areas contributing to the Paris Megacity food supply, each with its own agricultural system/orientation. These regions are (i) the Central Paris Basin, specialized in crop farming; (ii) the Great West with intensive livestock farming, strongly dependent on (iii) South American countries as feed suppliers; and (iv) the Great East with mixed crop and livestock farming (Figure 3.18a–h).

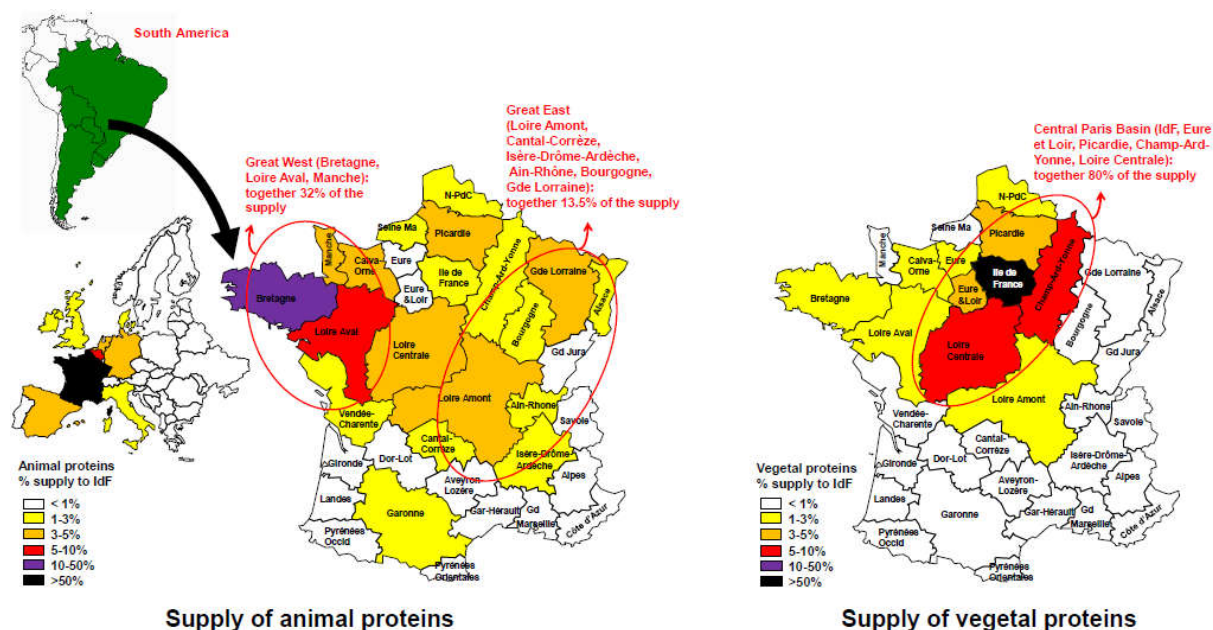


Figure 3.17 : Contribution des différentes régions agricoles à l'approvisionnement en protéines animales et végétales de l'agglomération parisienne.

Calculé d'après les statistiques de transport (Le Noë *et al.*, 2016). Les pays d'Amérique du Sud exportateurs de soja représentent d'importants contributeurs au fourrage des systèmes d'élevage animal intensif du Grand Ouest.

To gain better insight into the agricultural metabolism of each of the four types of territory supplying Paris Megacity, we established the full GRAFS diagram of N and P flows across their agricultural systems (Figure 3.18a–h). The GRAFS representations highlight the fact that all regions use high inputs of synthetic N and P fertilizers. This is especially true for the Central Paris Basin region since there is no other significant source of N and P inputs to agricultural areas, in the absence of livestock. The very high crop production even leads to a negative P soil budget (i.e., a depletion of P) on cropland. The very specialized Great West region is characterized by a strong dependency on feed import, low grassland area and intense N surplus from arable land, the source of environmental losses. In contrast, the Great East region is characterized by a large grassland area, food and feed self-sufficiency and smaller surplus on arable land. Finally, South America is also defined by large grassland areas, food and feed self-sufficiency, but shows a very export-oriented metabolism since 58% of its vegetal production is traded internationally.

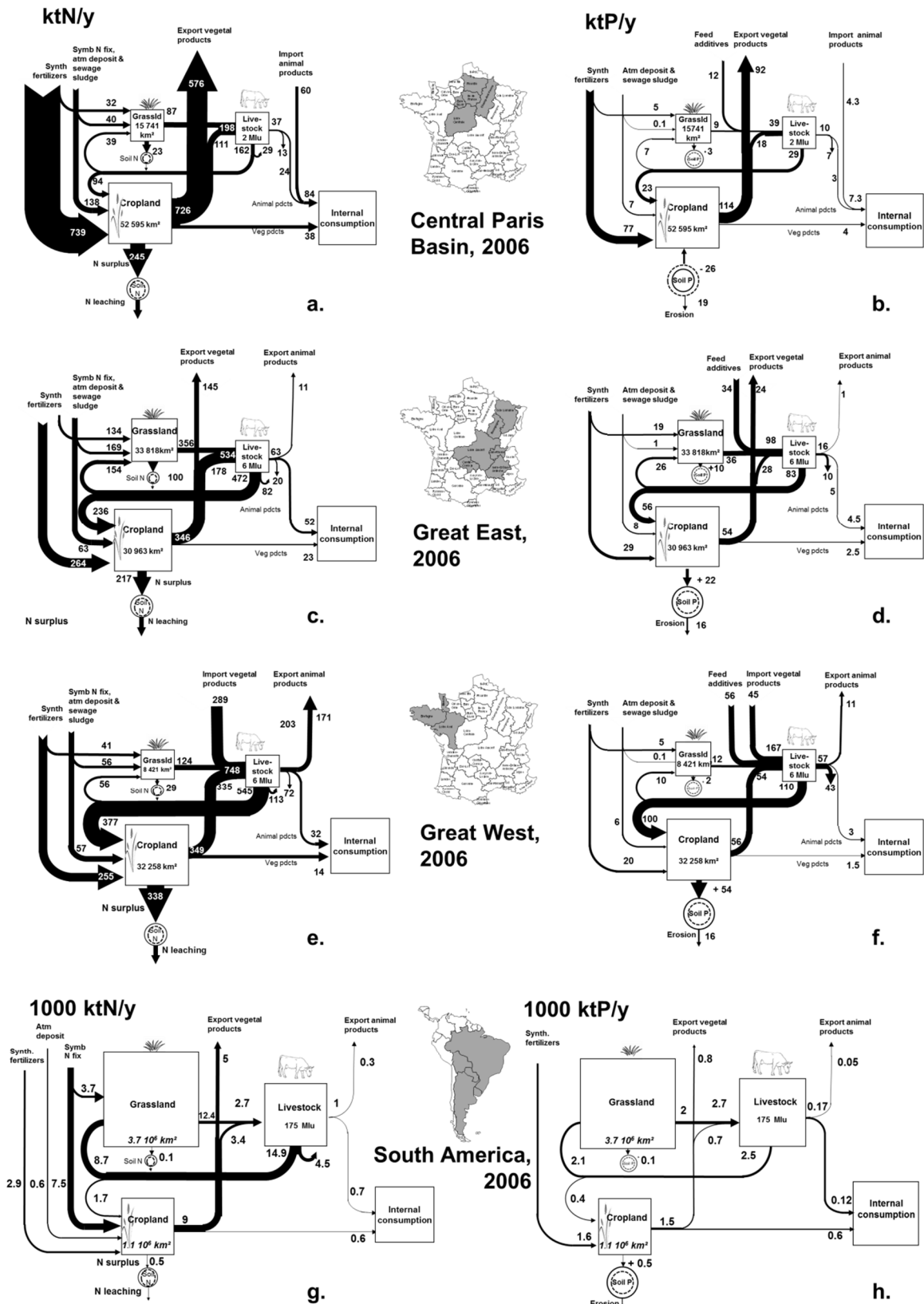


Figure 3.18 : Représentation GRAFS des flux d’azote et de phosphore de l’hinterland de l’agglomération parisienne.

Les flux ont été évalués dans les quatre principales régions d’approvisionnement : le bassin parisien (a, b) ; le Grand Est (c, d) ; le Grand Ouest (e, f) et les pays d’Amérique du Sud exportateurs de soja (g, h).

Empreinte environnementale de l'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne

As stated above, the imprint of Paris Megacity food consumption in each supplying area is defined as the resources consumed and the environmental nutrient losses, which are attributable to the food supply of Paris Megacity. Table 2 summarizes the calculated imprints over the four main supplying areas which contribute 62% of the total protein supply of Paris Megacity. Overall, this agricultural area is estimated at about 2.5 million ha of which approximately one-third are grassland areas, almost all located in the mixed crop and livestock farming area. When these absolute numbers are reduced to the population of Paris Megacity, it appears that 0.26 ha is required for this part of the food supply per inhabitant (62%). Of these, only 0.011 ha, less than 5%, is dedicated to the supply of vegetal proteins, the remaining being mostly devoted to meat and milk production. The total nitrogen imprint of these agricultural activities across these areas is estimated to be a surplus of 114 ktN/y with about one-fourth of this surplus in grassland and a NH₃ volatilization of 38 ktN/y. Yet it is necessary to take into account that environmental consequences of the N surplus on arable land and on grasslands are significantly different. On arable land, about 70% of the N surplus ends up in the hydrosystem (Billen *et al.*, 2013). In contrast, N inputs contributing to the N surplus in grassland, below a threshold of 100 kgN/ha/y, keep accumulating in the soil organic matter pool (Billen *et al.*, 2013). Accordingly, the surplus observed in grassland should not necessarily be viewed as a negative environmental impact, as it accompanies the increase of the soil organic matter pool. The P eroded from those areas feeding Paris Megacity is estimated to reach 3.2 ktP/y with 95% derived from arable land. However, it is difficult to determine the amount of P reaching the surface water because eroded particles can accumulate in downhill and riparian sectors.

More specifically, it appears that the mixed crop and livestock farming area is the most costly in terms of the surface required to feed Paris as well as of N and P fertilizers and N surplus on arable land. However, this area is almost self-sufficient since it requires low net imports of feed from other regions to sustain its livestock production. In contrast, the intensive livestock farming area imports a substantial amount of feed from South America, making these two areas part of a same system. With this in mind, it appears that the environmental imprint of Paris Megacity is not so different for both systems and is higher in terms of P surplus on arable lands over the intensive livestock farming/soybean cultivation regions.

Tableau 3.3 : Empreinte environnementale de l'agglomération parisienne au niveau des ses quatre grandes régions d'approvisionnement

	Category	Central Paris Basin	Great West	South America	Great East and similar*	Total
Surface, ha	<i>Cropland</i>	109 206	384 098	271 940	652 620	1 417 863
	<i>Grassland</i>	-	116 778	-	840 686	957 464
N fertilizers, ktN/y	<i>Cropland</i>	16	17	16	36	85
	<i>Grassland</i>	0.1	3.8	-	25	29
Feed import, ktN/y	<i>Livestock</i>	-	36	-	4.2	40
NH₃ emission, ktN/y	<i>Livestock</i>	-	14	-	24	38
N surplus, ktN/y	<i>Cropland</i>	4.7	26	18	26	74
	<i>Grassland</i>	0.5	2.8	-	30	33
P fertilizers, ktP/y	<i>Cropland</i>	1.5	1.9	7.8	3.7	11
	<i>Grassland</i>	0.5	0.1	-	2.9	3.5
Soil P accumulation (or depletion), ktP/y	<i>Cropland</i>	-1.2	5.1	0.7	1.7	6.3
	<i>Grassland</i>	-	0.1	-	1.9	2
Feed import, ktP/y	<i>Livestock</i>	-	5.6	-	1.4	7.0
Feed additives, ktP/y	<i>Livestock</i>	-	5.7	-	7.1	12.8
P erosion, ktP/y	<i>Cropland</i>	0.5	1.1	No value	1.4	3.0
	<i>Grassland</i>	-	0.03		0.2	0.23

* Toutes les régions de polyculture-élevage contribuant à plus de 1 % de l'approvisionnement en produits animaux de l'agglomération parisienne.

To summarize, Figure 3.19 shows the main flows of N and P resources mobilized and/or lost to the environment attributable to the animal and vegetal food supply of Paris Megacity.

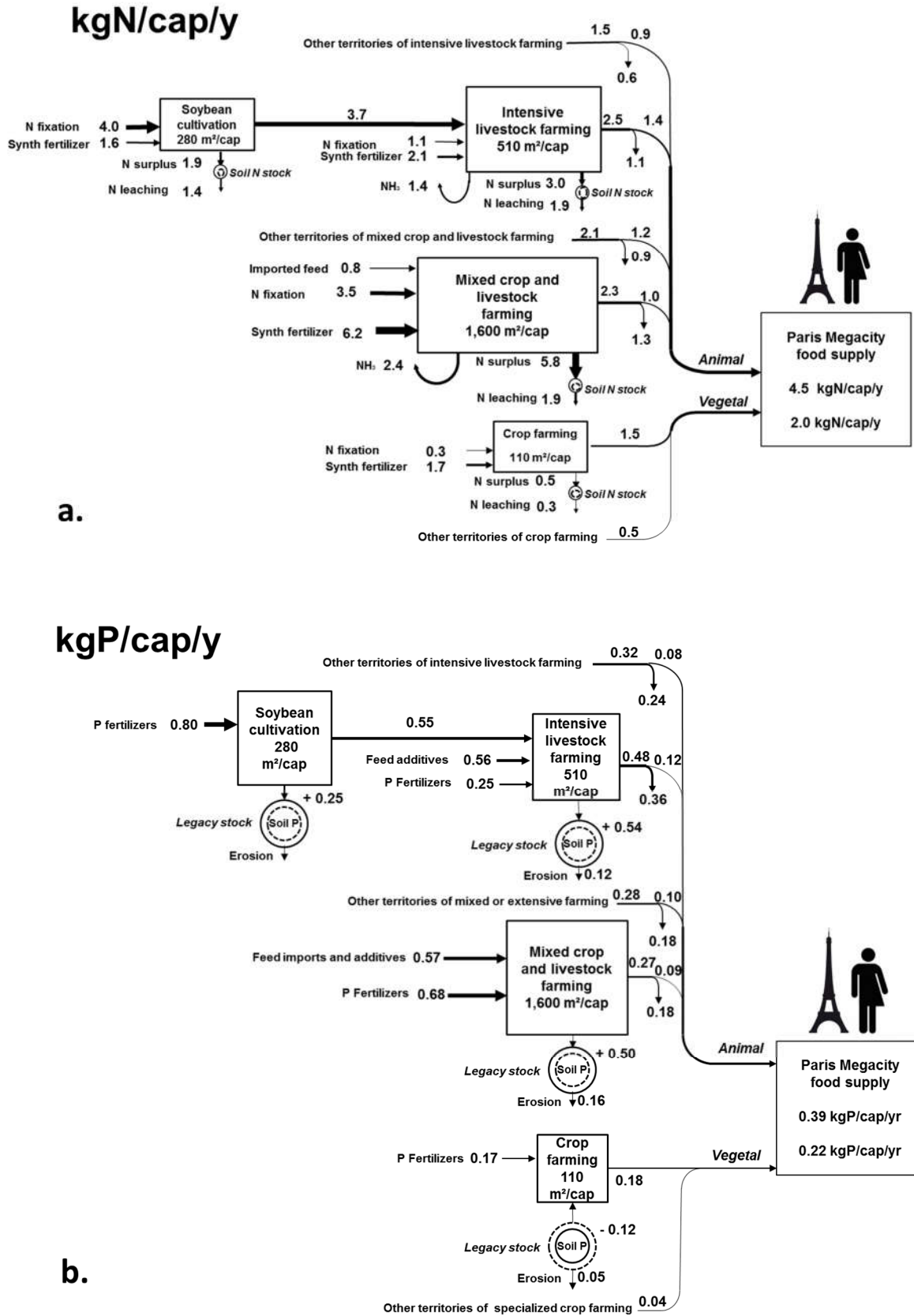


Figure 3.19 : Flux d'azote et de phosphore attribuables à l'alimentation d'un habitant de l'agglomération parisienne dans les différentes régions agricoles.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.2. Flux de déchets alimentaires

Production de déchets dans l'industrie agro-alimentaire

Wastes are generated along the entire supply chain from agriculture production to the final urban consumer. The largest proportion of these wastes concerns the meat slaughtering and cutting stage.

The transformation of living animals into edible products generates a huge amount of waste evaluated at 1.1 kgN per kgN in edible form for N and 8.2 kgP per kgP for P. The very high level of waste generated in terms of P is related to the high P content of bones. This represents a per capita production of slaughtering and cutting wastes for Paris Megacity of 3.9 kgN/cap/y and 0.8 kgP/cap/y, respectively.

Production de déchets au niveau de la distribution et des ménages

The data on food commodity availability (INSEE), expressed in kgN/cap/y, have been stable since 1990 after an overall increase of the values since the 1950s, especially for animal products. Compared to these, the food ingestion data collected by AFSSA (2009) show a per capita consumption approximately 35% lower when expressed in N or P. This difference can be attributed to waste production between the retail and the final ingestion stage. Evaluation of these losses per food commodity group (Table 3) shows figures varying from 19% for cereals to 50% for fruits and vegetables (in terms of N content). Overall, this leads to a per capita domestic waste generation of 2.4 kgN/cap/y and 0.24 kgP/cap/y (excluding bones).

Tableau 3.4 : Teneur en azote et en phosphore de l’approvisionnement et de la consommation alimentaire par personne.

Données INSEE (2001) et AFSSA (2009).

	Nitrogen			Phosphorus		
	Supply kgN/cap/y (% of total supply)	Consumption kgN/cap/y (% of total consumption)	Losses kgN/cap/y (% of total losses)	Supply kgP/cap/y (% of total supply)	Consumption kgP/cap/y (% of total consumption)	Losses kgP/cap/y (% of total losses)
Seafood	0.7	0.3	0.4	0.05	0.02	0.03
Dairy and eggs	1.7	1.0	0.7	0.21	0.13	0.08
Meat	2.8	2.1	0.7	0.18	0.14	0.04
Fruits & vegetables	0.7	0.4	0.3	0.11	0.05	0.06
Cereals	1.3	1.1	0.2	0.11	0.09	0.02
Total animal	5.3 (72)	3.5 (71)	1.8 (75)	0.45 (67)	0.29 (67)	0.16 (67)
Total vegetal	2.0 (28)	1.4 (29)	0.6 (25)	0.22 (33)	0.14 (33)	0.08 (33)
Total	7.3	4.9	2.4	0.67	0.43	0.24

Gestion des déchets alimentaires

The N and P food waste flows in Paris Megacity are illustrated in Figure 3.20a and b. Apart from bone collection and other recovery of animal waste, the main form of reuse is represented as on-site food waste disposal by households. According to ADEME (2008), this on-site disposal mainly takes the form of animal feeding (pets and wild animals). Since excretions of urban animals are seldom recovered, animal feeding ultimately adds to the environmental losses of N and P in the city. Composting food waste is a minor form of on-site reuse. It is of course more common in the parts with the lowest population density. Only about 100 collective composters were counted in the Paris city center in 2012 (www.paris.fr, compost section). We can therefore assume that less than 1% of household food waste is composted in Paris Megacity’s densest areas. However, when food waste is composted, it is used for garden food production in two cases out of three, which therefore contributes to effective N and P recycling. Food production inside Paris Megacity is nevertheless considered negligible.

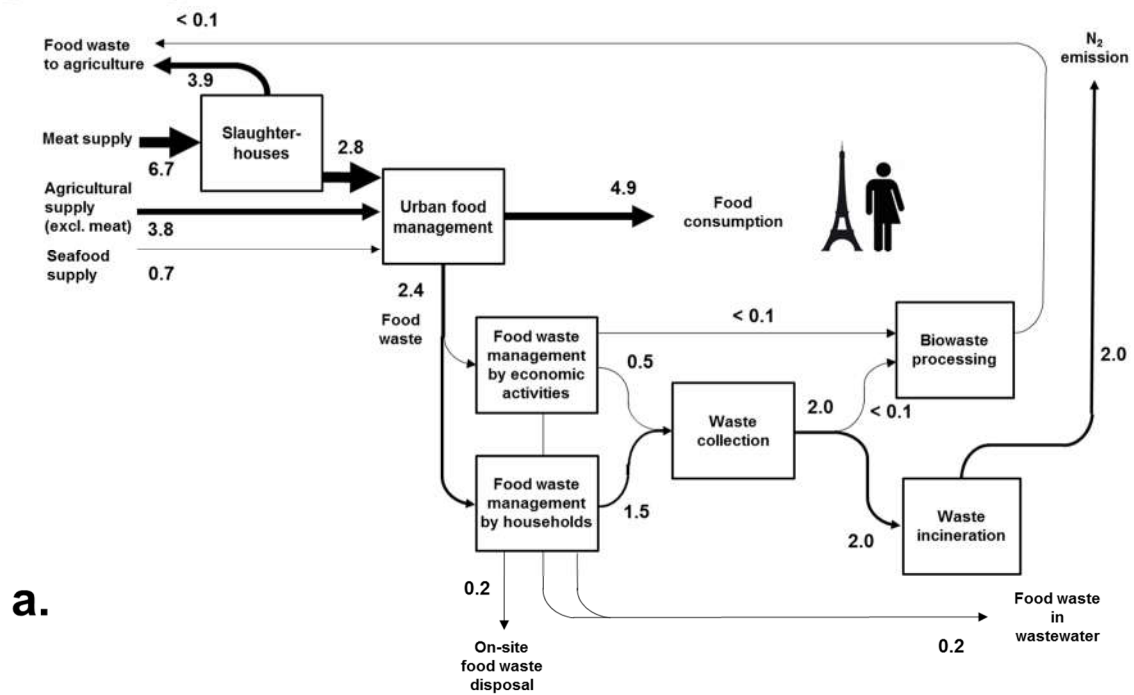
In the end, more than 80% of food waste is collected by municipalities together with other residual waste. Whereas green waste from the garden is often collected separately, only one waste treatment plant, located in Saint-Ouen-l’Aumône, receives source separated food waste and composts it in Paris Megacity (ORDIF, 2014). Three other waste treatment plants in Paris Megacity carry out mechanical-

biological sorting of residual waste for composting or methanization. However, they receive less than 1% of the total Paris Megacity food waste production.

In Figure 3.20a and b, economic activities represent all places where food waste is handled out of the households: markets, supermarkets, restaurants, canteens, bakeries, etc. (except for activities leading to bone collection as specified in section 2.3.2). The Rungis International Market, reportedly the largest market of agricultural products in the world, performs food waste composting or methanization, but this accounts for less than 1% of Paris Megacity food waste production. Except for collection of bones within butchers, other economic activities mostly rely on mixed residual waste collection for food waste disposal.

Finally, incineration is the prevailing destination of Paris Megacity food waste. It entails negligible releases of reactive N and P in the environment, but it does not achieve any form of N & P reuse. N content in food waste turns back into the atmosphere as N_2 . P stays in the bottom ash and is stabilized in clinker. Clinker is mostly used as construction material, which does not allow specific P reuse.

kgN/cap/y



kgP/cap/y

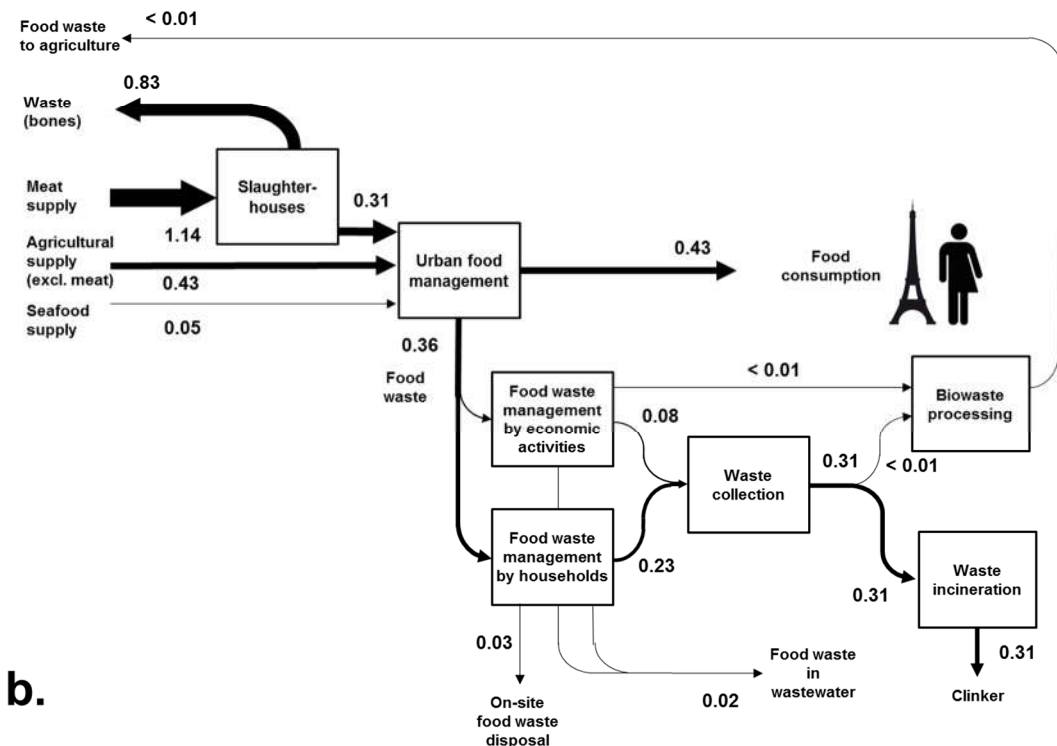


Figure 3.20 : Flux d'azote et de phosphore attribuables aux déchets alimentaires d'un habitant de l'agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.3. Flux d'eaux usées

Compiled results of N & P flows related to human metabolism and wastewater management are presented in Figure 3.21a, b. Apart from P stocking in bones, N & P ingestion overwhelmingly ends up in wastewater and 98% of it is collected by sewer networks. The impact of commuting people is very small: the balance is in favor of people coming daily to Paris Megacity to work, with more than one-third coming from outside the Ile-de-France region, but most of their N & P excretion takes place at home and their final contribution to N & P flows in Paris Megacity is around 1%. The largest impact comes from the inhabitants of Paris Megacity leaving the city for holidays, which on average accounts for 26 days per person per year, i.e., 7% of Paris Megacity inhabitants are absent on a yearly basis. Tourists coming to Paris Megacity do not offset these departures and increase the population of Paris Megacity by only 4%. In the end, the population census in Paris Megacity is evaluated at 10.6 million inhabitants, but only 9.8 million inhabitants over 3 years old actually excrete N & P on this territory as an annual average¹³⁹.

Direct dry weather discharges from the sewer network to rivers that are identified in the sanitation master plan of the SIAAP area are very low and account for only 25,000 population equivalents. Most losses occur during rain events from combined sewer overflows and are estimated to around 3% of total inputs.

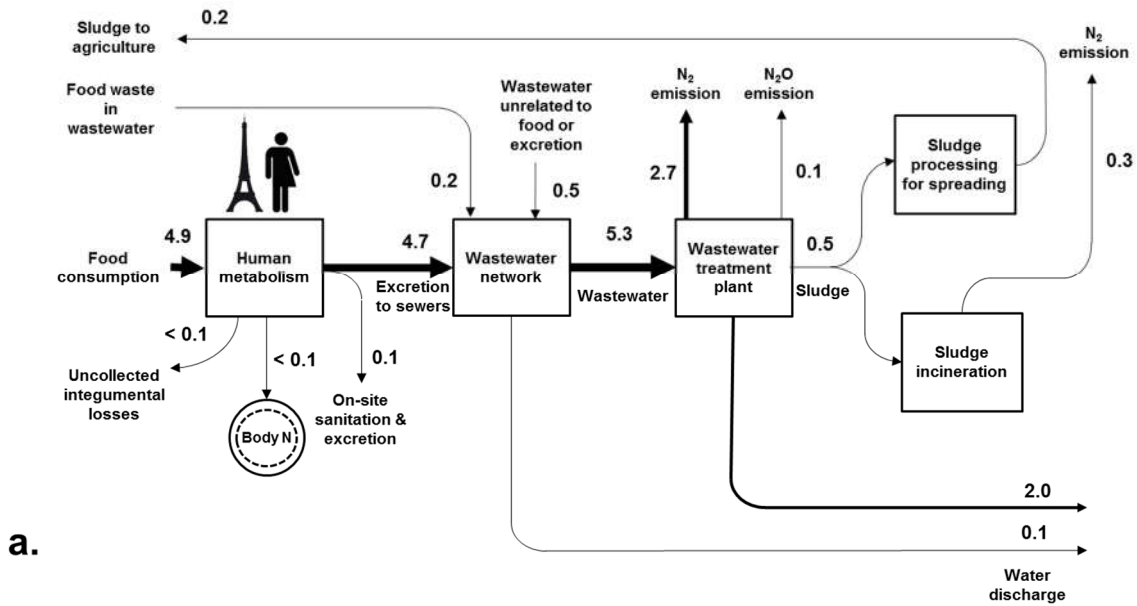
The proportion of P collected in the sewers that is not related to excretion or food waste is much higher than for N, mainly because of the use of P in detergents. It accounts for 30% of the total collected phosphorus in 2013, i.e., 0.17 kgP/cap/y. In the last 10 years, this figure has been steadily decreasing by about 0.03 gP/cap/y due to bans of P in detergents. It is expected to continue decreasing with a new limitation on P in dishwashers that will come into effect in 2017 by application of EU regulation No. 259/2012 of the European Parliament and of the Council of 14 March 2012. Total P discharge in the rivers represents 18% of total P entering the networks, but only half of the sludge is directly spread on agricultural land or composted. The other half is incinerated in various facilities and P is not recovered from incineration ashes.

N is mostly emitted from wastewater treatment plants in the form of gas, predominantly N₂, but also in small proportions in the form of N₂O. Kampschreur *et al.* (2009) reported a considerable range of uncertainty regarding N₂O emissions in wastewater treatment plants, varying from 0.05% to 25% of N-load. Recent measurements at Achères wastewater treatment plant lead to a 2.1% ratio. N recycling

¹³⁹ L'alimentation et l'excrétion de la population d'animaux de compagnie a été sommairement évaluée à environ 6 % du flux de l'alimentation et de l'excrétion humaine.

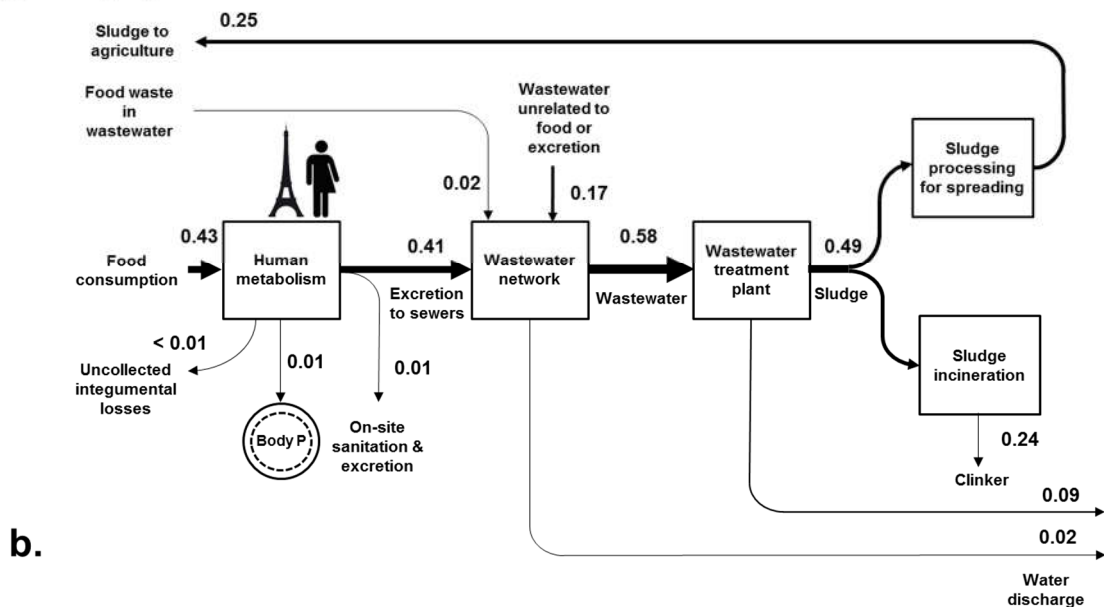
to agriculture is negligible. Total N discharge in the river from the area’s wastewater treatment plants respects the UWWT Directive regulatory threshold of 30%, but the effective global rate of N river discharge from the wastewater system is about 38%. For a megacity like Paris, this means that the metabolic N of about 4 million people is discharged daily into the Seine River in a reactive form (mostly NO_3^-).

kgN/cap/y



a.

kgP/cap/y



b.

Figure 3.21 : Flux d’azote et de phosphore attribuables aux eaux usées d’un habitant de l’agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.4. Vue d'ensemble de l'empreinte biogéochimique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

The results on the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity from all three subsystems of agro-food production, waste management and wastewater management are compiled and summarized in Figure 3.22 and Figure 3.23. The imprint for other agricultural regions than the four supply areas studied was deduced by extrapolation, considering the same characteristics for these regions as for their corresponding studied counterpart. N and P loads to the wastewater management that are not directly related to food and excretion were also removed and subsequent flows proportionally recalculated. They allow a general vision of this imprint that contributes to characterizing a socioecological regime as discussed below.

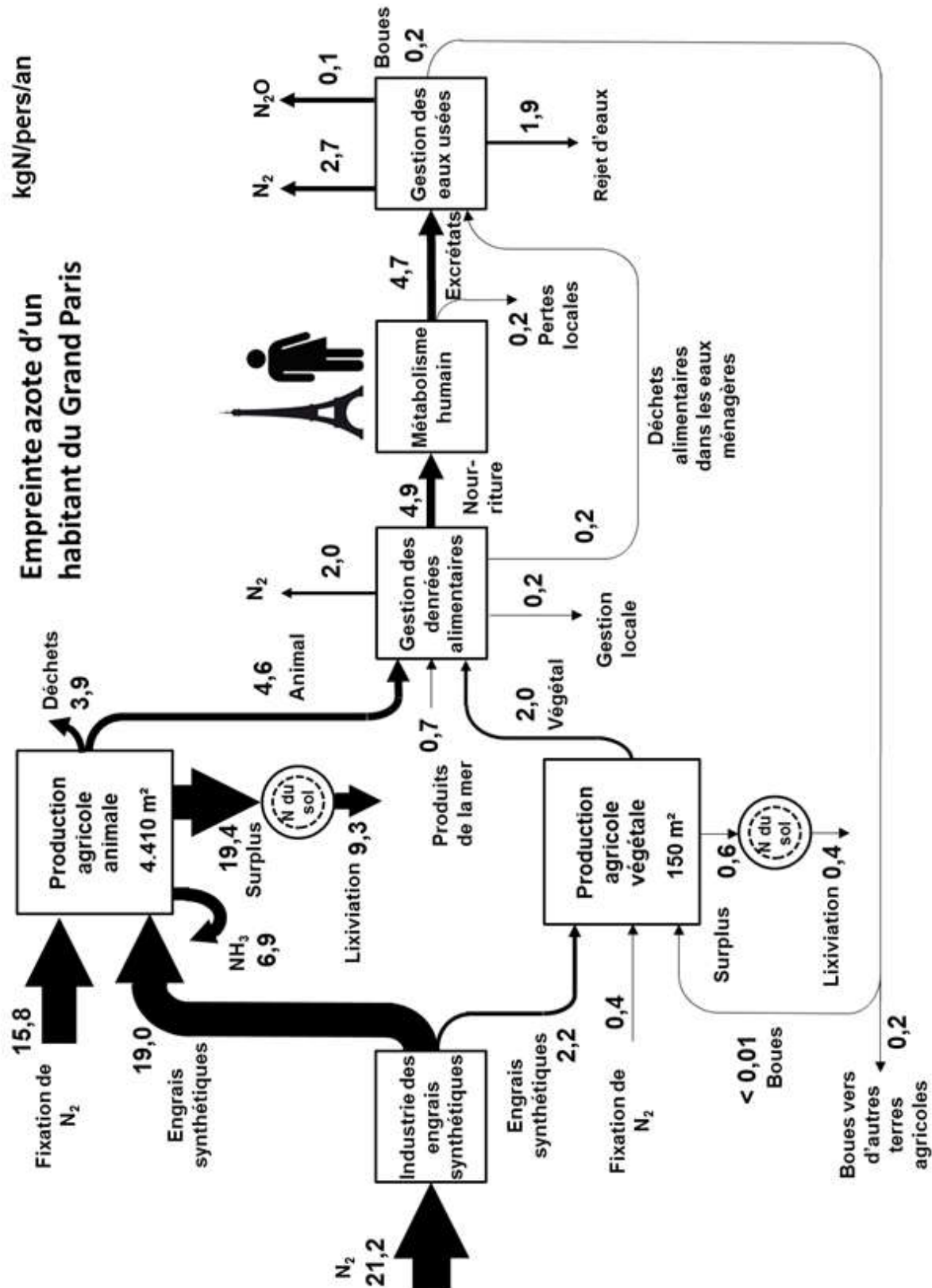


Figure 3.22 : Empreinte azote du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN par habitant et par an.

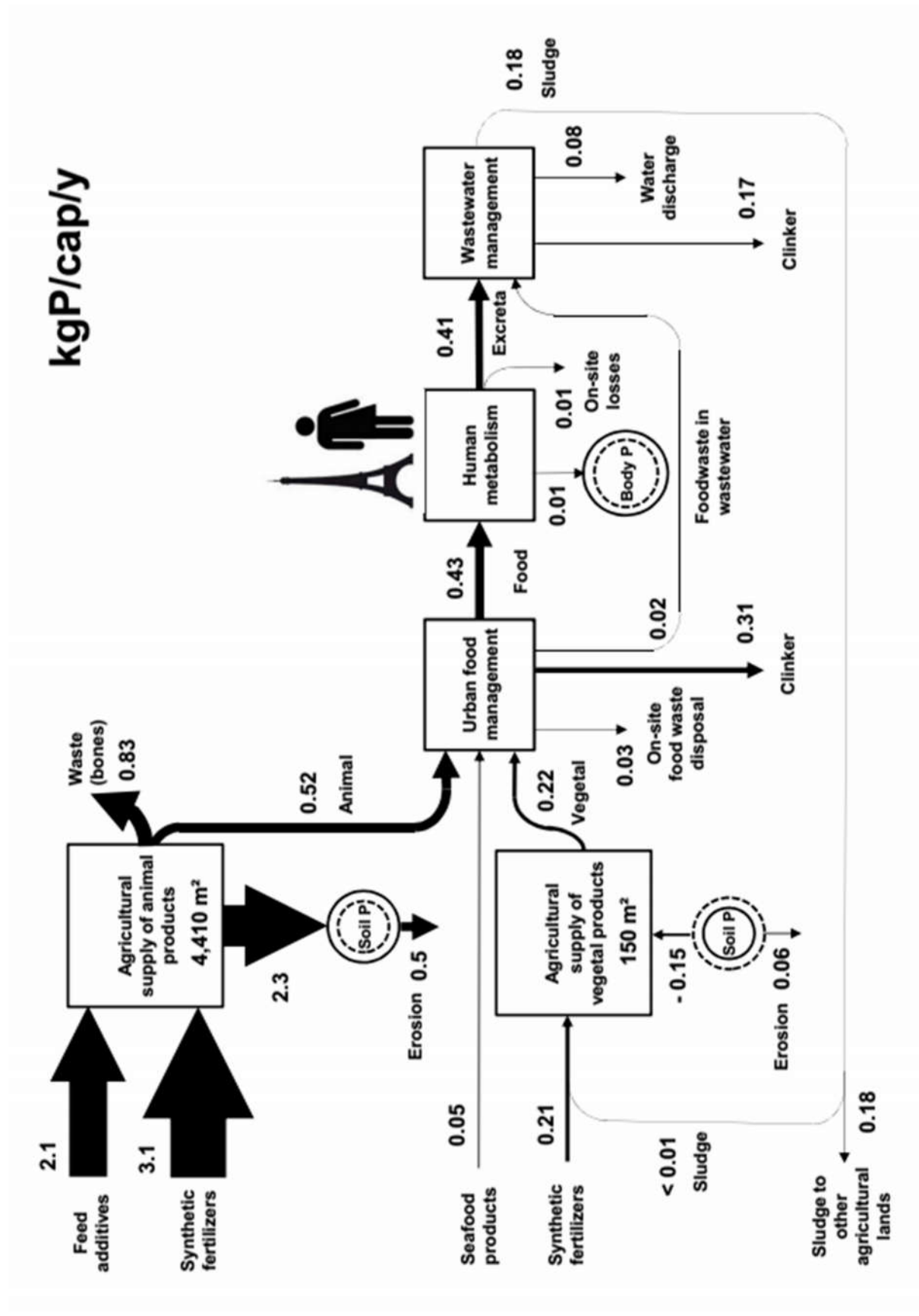


Figure 3.23 : Empreinte phosphore du système alimentation/excrétion de l’agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgP par habitant et par an.

3.2.2.5. Qualité des résultats et incertitudes

The majority of the flow accounts are based on local data, mostly provided by French administration surveys and inventories. This method presents the advantage and the originality of providing an accurate overview of the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity rather than a theoretical estimation of its imprint based on literature data. This advantage is counterbalanced by two main drawbacks: (i) the high dependence on the reliability of the locally available data and (ii) the low availability of results expressed in N and P content in local data.

The uncertainties concerning the GRAFS flows are extensively discussed in Le Noë *et al.*, 2017a. In the present study, the P imprint of Paris Megacity has been calculated on the basis of the N imprint by using of N/P ratios. It leads to a slightly unbalanced P budget showing a 21% to 38% gap between inputs and outputs on Figure 3.19 and Figure 3.22.

Regarding our N & P flow calculations in the waste management subsystems, their reliability is difficult to establish. Most data on food waste are given in kilograms of food waste, but our approach is based on N and P to trace the actual nutrients contained in food necessary for human metabolism. Figures in kilograms of food waste are difficult to interpret given the variability of the moisture in food waste (some of the collected studies take liquids into accounts and others exclude them). Moreover, it is difficult to accurately analyze the composition of a trash bin and its specific content in food waste (ADEME *et al.*, 2010; Sycotom data). All types of waste are usually mixed in residual waste bins and it is difficult to sort them again. However, Sycotom data enable the calculation of N and P content of a sample of collected waste bins and we found values of 1.9 kgN/cap/y and 0.35 kgP/cap/y. If we consider that most N and P comes from food waste, these values tend to show a correct estimation for N and P collected in waste bins. Data on P could not be cross-checked with local analysis of bottom ash since this element is not measured on Sycotom ash. Calculated values of N and P losses between the slaughter/cutting and packaging steps are taken into account in the GRAFS representation, but the fate of these flows remains uncertain. Yet a complete analysis of P recovery and recycling from waste is provided by Senthilkumar *et al.* (2014). This study was conducted at the national scale, so it is difficult to convert it to local food waste management considerations.

Application of the literature values on P content in bottom ash in France (Aouad *et al.*, 2006) gives a total production of 0.24 kgP/cap/y for Paris Megacity, as compared to 0.31 kgP/cap/y in our calculations. N can unfortunately not be measured after combustion since it eventually goes back to the atmosphere as N₂.

N and P excretion values based on AFSSA (2009) ingestion data are compatible with literature values on the excretions of Westerners (Friedler *et al.*, 2013) with a 4% difference on N values but a higher 25% difference on P values.

Finally, data on wastewater seem to be the most reliable since N and P are actually measured by wastewater operators as monitoring variables. Uncertainties on the values of losses in the sewer network are the most difficult to estimate. Dry and wet weather losses are given by the sanitation master plan of the SIAAP area, but it is by nature very difficult to estimate the losses that are not known by the wastewater authorities. In particular, two sources of losses have not been taken into account in these calculations: ground infiltration of N and P from leaking sewers and discharges by the smallest sewers. However, the good correlation between N and P originating from human excretion and N and P arriving at the wastewater treatment plant tends to confirm that estimated losses by the sewer network of Paris Megacity are acceptable.

Interannual variability of quantities of N per capita received by the SIAAP in recent years is quite low ($\pm 5\%$) and 2013 is in the middle of this variability range. The decrease of P values is known to stem from the limitation of P use in detergent and confirms the validity of the measured values.

As a whole, the data used in this study come from a variety of sources with some more reliable than others and, according to Courtonne *et al.* (2015)¹⁴⁰, can be classified as such: water quality measurements > official statistics available for the long term (e.g., agricultural data) > N and P content coefficient > recent declaration-based statistics (e.g., biowastes).

3.2.3. Linéarité et pollution du système alimentation/excrétion parisien

3.2.3.1. Bilan général

Empreinte locale minimisée

The local imprint calculated through the discharge of N and P on Paris Megacity area is minimized by intensive treatment units. P in incinerated food waste ash is stabilized in construction materials and food waste N mainly goes back to the atmosphere as harmless N₂. Less than 20% of the P excreted by human metabolism ends up in the Seine, which is compatible with international regulations applied to the Seine. Given the population of Paris Megacity, it still represents an imprint in absolute figures of

¹⁴⁰ Courtonne, J.-Y., Alapetite, J., Longaretti, P.-Y., Dupré, D., Prados, E., 2015. *Downscaling material flow analysis: The case of the cereal supply chain in France*. Ecol. Econ. 118, 67–80. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.07.007

1.3 10⁶ kgP losses per year. N releases from the wastewater system account for 38% of human excreted N. Although its main form is nitrate, which does not contribute to major local disruptions in the Seine inside Paris Megacity, N released as ammonium and nitrites are still at high levels compared to the expected level for good ecological potential (Romero *et al.*, 2016)¹⁴¹, as required by the WFD.

The wastewater authorities of Paris Megacity are currently undertaking or scheduling complementary intensive pollution mitigation works. The Seine in the Paris city center only has a monthly minimum flow with a 5-year return period of 94 m³/s (DRIEE-IF, 2014), which leaves only 830 L/cap/day of dilution capacity. The WFD threshold of 0.5 mgNH₄⁺/L in the Seine River thus requires at least 98% efficiency in reduced N removal. Despite reaching the limits of the technical feasibility of centralized wastewater treatment, ammonium concentrations in the river should be lowered in the coming years to values compatible with the WFD. On the other hand, nitrite concentrations remain an issue. Even with advanced wastewater treatment, the compatibility of the centralized environmental impact of treated water discharge with the preservation of the local environment remains an issue in a megacity. The expected decrease of the Seine River flow in the coming years due to climate change will challenge this paradigm even more.

Moreover, two main forms of N release have an imprint at a larger scale than Paris Megacity area: more than 20 10⁶ kgN annual export of N to the estuary, mainly in the form of nitrates, and about 400 ktCO₂eq annual N₂O emissions from the wastewater treatment plants.

Linéarité sur l'azote et circularité faible sur le phosphore

Urban reuse of N and P flows is assessed by their recovery rates. The N cycle is the most extreme in terms of linear management since only 3% of the N entering the city (7.3 kgN/cap/y) goes back to the agro-food system (0.2 kgN/cap/y), whereas the agricultural production system requires about 570% of the N (37.4 kgN/cap/y) that is eventually supplied as food (6.6 kgN/cap/y). The fate of P is more contrasted. First, bone collection and other agro-industrial waste reuse enable recycling 75% of P (Senthilkumar *et al.*, 2014). Second, the overall recycling rate of the wastewater system is only 41% and urban food waste recycling is negligible. Thus 70% of the P of urban food (0.79 kgP/cap/y) ends up unrecovered in clinker (0.48 kgP/cap/y) or water discharges (0.08 kgP/cap/y).

¹⁴¹ Romero, E., Le Gendre, R., Garnier, J., Billen, G., Fisson, C., Silvestre, M., Riou, P., 2016. *Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring*. Environmental Science & Policy 58 : 141–154.

Sewage sludge recycling is quite problematic for Paris Megacity: low acceptance of sewage sludge by farmers and limitations on the use of sewage sludge in agriculture lead Paris Megacity to export its sludges relatively long distances: around 200 km for direct sludge spreading and 300 km for sludge composting. With half of the sewage sludge of Paris Megacity being incinerated, these figures would probably be higher if sludge spreading was chosen for the whole megacity.

The geographic spread of food supply and urban residue reuse appears dissymmetrical. There is a political commitment not to exceed 200 km for the spreading of sewage sludge (cf. Public Debate on Achères wastewater treatment plant in 2007, e.g., Question & Answer No. 80: <http://cpdp.debatpublic.fr/cdpd-seineaval/participer/reponses-questionsdcfd.html?id=4>), whereas the agro-food system of Paris Megacity is based on $2.7 \cdot 10^5$ ha of soybean cultivation in South America and $5 \cdot 10^5$ ha of intensive livestock farming in the Great West, mostly located more than 300 km from the Paris city center.

This effect is exacerbated by the high concentration of more than 10 million people. It is also worth noting that most food waste recycling processes documented by ORDIF (2014) in the Ile-de-France region concern periurban areas located outside Paris Megacity. The scale of Paris Megacity most probably contributes to the implementation of processes poorly connected to agricultural recycling also in food waste management.

Our regionalized approach also makes it possible to calculate the amount of N and P that is recycled through sewage sludge spreading or composting on agricultural lands that supply food to Paris Megacity (an effective nutrient recycling loop). This figure is totally negligible for N, given the low amount of N in sewage sludges. For P, the figure also remains very low and we estimate that 0.03% of the total vegetal P ingested by the inhabitants of Paris Megacity comes from effective recycling of excreted P. Around 80% of the recycled sludges are effectively spread on the Paris Central Basin that supplies Paris Megacity with vegetal food, but this region is largely dedicated to the export of cereals, so the recycled P of Paris Megacity is mostly exported. Assuming that three-quarters of the daily ingestion of 100 g of bread per person per day (AFSSA, 2009) is in the form of the “baguette”, we can still estimate that, on average, the P of 1,000 daily “baguettes” ingested by the inhabitants of Paris Megacity, out of more than 3 million, comes from direct recycling of the P contained in their urine and feces.

Empreinte externalisée du système alimentation/excretion de l'agglomération parisienne

With the environmental imprint of Paris Megacity becoming less and less significant on the urban area itself, Paris Megacity has nearly completely externalized the environmental imprint of human metabolism on agricultural lands. It makes it largely invisible for urban dwellers, seldom conscious that pollution in South America or in the Great West is directly related to their consumption of food.

As stated above, the food supply of Paris Megacity is supported by four areas characterized by four distinct metabolisms. For its vegetal food supply, Paris Megacity is almost only provided by a close hinterland specialized in crop production. For its animal food supply, Paris Megacity relies on two quite different systems, namely the Great West, characterized by intensive livestock farming and importing large amounts of feed from South America, and a more diffuse area of mixed crop and livestock farming.

When looking only at the absolute figures, the imprint of the vegetal product supply to Paris is much lower than the impact of the intensive livestock farming coupled with its South American feed supplier's area, which is itself similar to that of the mixed crop and livestock farming areas. However, when compared with the corresponding surface area involved, the figures of nutrient losses per hectare show a different picture, where the large mixed crop and livestock farming areas are characterized by much more diluted losses than the intensive livestock farming area and even than the specialized crop farming area, with lower impact on hydrosystems. For instance, the N leaching reaches 37 kgN/ha/y in the intensive livestock farming area compared to 30 kgN/ha/y in the specialized crop farming area and 12 kgN/ha/y in the mixed crop and livestock farming area. The P erosion expressed per hectare is 4.5, 2.4 and 1.0 kgP/ha/y in the specialized crop farming, the intensive livestock farming and the mixed crop and livestock farming system, respectively.

Accordingly, although the environmental imprint of Paris Megacity appears to be strong on the mixed farming system, we believe that the dilution of the calculated values over a large surface area leads to the least impact on the surrounding agro-ecosystem.

This externalized imprint of Paris Megacity can also be noted on the quality of water resources for the drinking water supply. A large number of wells are being de-commissioned in France, with about one public well closed every week due to N contamination, particularly in Ile-de-France (Ministère de la Santé, 2012). Most bodies of groundwater around Paris and in the Central Paris Basin appear in the 2015 Seine River basin management plan to have a poor chemical status, mainly because of their high concentration in nitrate. On the other hand, Paris Megacity mainly relies on treated surface water, less contaminated by nitrates, for its water supply.

Importance fondamentale du régime alimentaire

As mentioned above, human metabolism appears to be the key element around which the whole water-agro-food system is organized since ingestion of food and the resulting excretion are one of the core, vital drivers of sustaining human life. The intensity of the megacity's socioecological regime depends enormously on the human diet. Two-thirds of the ingested N and P come from animal products, but they account for more than 90% of N and P agricultural inputs and more than 95% of surfaces dedicated to food production. Depending on the diet of an inhabitant of Paris Megacity, the

contribution of each subsystem to the global imprint can be significantly different. For example, N leaching from crop farming lands is 0.4 kgN/cap/y whereas N discharge in water from the wastewater management is 1.9 kgN/cap/y. It means that the N imprint on water bodies of a Paris Megacity inhabitant following a vegan diet could be higher at the wastewater treatment plant than on the agricultural lands feeding him.

The total amount of ingested N and P is also an important characteristic that impacts all subsystems of the water-agro-food system. Compared to the needs of N ingestion of 3.3 kgN/cap/y (OMS, 2007), Paris Megacity's mean diet currently contains 150% of this level.

3.2.3.2. Voies d'amélioration envisageables pour les systèmes de production agricole et de gestion des déchets alimentaires

The description provided above of the current environmental imprint of the human metabolism in Paris Megacity can trigger the conception of possible optimization paths toward a more sustainable food supply and waste management.

According to our analysis, agriculture, through resource consumption and nutrient release to the hydrosphere and the atmosphere, produces by far the largest imprint of urban metabolism, compared to waste and wastewater management. Yet since the late 1980s considerable effort has been expended to optimize agricultural practices and fertilizer use in the scope of what is called "reasoned agriculture". This effort has succeeded in stabilizing agricultural N pollution to a level that is, however, still incompatible with good ecological status of most water bodies (Passy *et al.*, 2016; Romero *et al.*, 2016)¹⁴², not only because of the slow response of long residence time soil and aquifers nutrient pools, but also because of the unavoidable losses generated by intensive and specialized chemical agriculture (Billen *et al.*, 2016). It is clear, therefore, that deep structural changes of the agro-food system, beyond the mere optimization of agricultural practices, will be necessary to further reduce the environmental imprint of Paris Megacity food supply. One of the most striking characteristics of the current agricultural system supplying Paris Megacity is its spatial specialization into either crop farming or livestock farming areas, with very few connections between them (Le Noë

¹⁴² Passy P, Le Gendre R, Garnier J, Cugier P, Callens J, Paris F, Billen G, Riou P, Romero E., 2016. *Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine*. Mar Ecol Prog Ser. 543 : 107-125

Romero, E., Le Gendre, R., Garnier, J., Billen, G., Fisson, C., Silvestre, M., Riou, P., 2016. *Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring*. Environmental Science & Policy 58 : 141–154.

et al., 2016). Inverting this specialization trend and reconnecting crop and livestock farming is likely to be the best option for reducing agricultural nutrient pollution (Garnier *et al.*, 2016; Billen *et al.*, 2016). Exploring scenarios, several studies at the regional and global scale have demonstrated that a reduction in animal protein in the diet, while reconnecting crop and livestock production, would clearly reduce ground and surface water nitrate contamination, major changes that are compatible with organic farming (Billen *et al.*, 2015; Garnier *et al.*, 2016).

The present study also showed that by far the largest imprint of Paris Megacity food supply is related to livestock breeding rather than to vegetal production. This implies that any reduction of the proportion of animal products in the human diet, as advocated by the 2009 Barsac declaration (<http://www.nine-esf.org/barsac-declaration>), would have a tremendous lever effect on the agricultural imprint. Lowering the total quantity of ingested proteins is also not only possible but recommended by French health authorities (Haut Comité de la Santé Publique, 2000). It would trigger a decrease in the intensity of the imprint of Paris Megacity on agricultural land as well as for the wastewater treatment. If the current population increase of approximately 0.5% per year continues, reducing by half the excess in the total quantity of proteins ingested with respect to official recommendations would make current wastewater treatment plants compatible with the development of Paris Megacity for the next 35 years.

Food waste management should be substantially optimized in the coming years. Two recent laws address biowaste management in France: (i) the above-mentioned legislation on large biowaste producers (section 2.3.2). Since the beginning of 2016, all producers of more than 10 tons on biowaste per year (e.g., a canteen serving 300 people per day) are required to specifically reuse their biowaste. (ii) The law on energetic transition (“Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte”). This law requires that waste management public services should enable all citizens to reuse their biowaste by 2025 (Art. 70. V. I.4°). In this perspective, experimental collection of biowaste has started in 2017 for 157,000 inhabitants of the Paris city center. Unfortunately, these laws are mainly carbon-oriented and do not point to N and P recovery as an important issue. The future trajectory of food waste N and P in Paris Megacity will then depend not only on the effective application of these laws, but also on the actual implication on N and P in the general concept of “biowaste reuse.”

This study shows that there is considerable room for improvement in minimizing the biogeochemical imprint of Paris megacity. Nevertheless, it has to be kept in mind that our approach based on N and P flows is necessarily limited in its findings. Describing the water-agro-food system of Paris Megacity solely through N and P flows leaves aside many other aspects of this system: water consumption, greenhouse gas emissions, energy requirements, sanitary issues, etc. Moreover, accounting for flows in terms of N and P does not take into consideration the specific form in which N and P are embedded

and the constraints related to the management of these flows (fertilizers, manure, food, food waste, human excreta, etc.). Nonetheless, given the importance of the stake of proper management of N and P, in terms of both resource management and environmental disruptions, the low efficiency of water-agro-food system of Paris Megacity remains striking. Urban and agricultural N and P management appears mostly disconnected, which reflects disconnected sectorial policies of food production, waste and wastewater management. Efficient N and P management of the water-agro-food system of Paris Megacity appears to be a neglected part of the equation and this study highlights this point. As stated by Rosemarin (2010) for P and Sutton *et al.* (2011) for N, the importance of correct management of N and P flows is currently an outcome of the research led by the scientific community, but awareness and transposition into policies is not yet fully effective, although several improvements are on-going, as stated in section 4.3.1. An integrative analysis appears useful for supporting decision-making and integrating social, health and economic issues into the urban-rural metabolism framework (Kennedy *et al.*, 2011)¹⁴³.

Much is still expected from the agricultural sector to reduce N's environmental impact on water contamination despite the implementation of a number of agricultural practice measures (reduction of fertilization, implantation of grassed strips and catch crops, etc.) that at best have stabilized nitrate concentrations. Concerning P, although its application as a fertilizer has been reduced, its content in soils is still high and requires avoiding its losses to the environment (e.g. by limiting erosion). The improvement of urban residue management requires shifting waste and wastewater treatment into a paradigm of integrated resource management and forging an integrated nutrient policy, linking agricultural and urban policies.

3.2.3.3. Critères complémentaires d'évaluation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

Les résultats précédents permettent de caractériser presque complètement le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au regard des critères définis dans le chapitre 2.2. Seules manquent l'évaluation des flux de potassium et celle de la salubrité.

¹⁴³ Kennedy, C., Pincetl, S., Bunje, P., 2011. *The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design*. Environmental Pollution 159, 1965-1973

En reprenant la méthodologie décrite dans la section 3.2.1, on trouve sans surprise que la majorité du potassium reste dans la phase liquide des eaux usées traitées. La circularité sur le potassium des urines et matières fécales est évaluée à 2 %¹⁴⁴.

L'évaluation de la salubrité nécessite de passer en revue le fonctionnement du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au prisme des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale du diagramme f (cf. Figure 2.7). Nous proposons de l'évaluer sommairement par une qualification à cinq niveaux (mauvais – médiocre – moyen – bon – très bon) comme suit :

- Vecteur eau de boisson : très bon, d'après les données de qualité de l'eau potable issues des analyses réalisées par le Ministère de la Santé ;
- Vecteur doigts : médiocre du fait des 21 millions d'épisodes de gastro-entérite aiguë virale par an en France (cf. section 2.2.2) ;
- Vecteur mouche : très bon du fait des toilettes à chasse d'eau et d'une contamination par les rats d'égout *a priori* quasiment nulle ;
- Vecteur champs : très bon du fait de l'évaluation de cette voie de transmission comme anecdotique en France (INVS) et plus particulièrement à Paris du fait du conditionnement thermique des boues ;
- Vecteur eaux de surface : mauvais du fait du rejet des eaux usées en rivière (cf. plus loin la sous-section 3.3.1.3 pour plus de détails).

En suivant cette grille, la salubrité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne apparaît donc excellente sur trois vecteurs mais encore largement perfectible sur les vecteurs doigts et eaux de surface. Cela questionne la part jouée par le tout-à-l'égout dans l'amélioration de la salubrité de l'agglomération parisienne. Il est souvent admis que le tout-à-l'égout, en combinaison avec l'adduction d'eau potable, est un fondement de la salubrité des villes occidentales (Ferriman, 2007). L'exemple de Copenhague, cité à la section 3.1.3, où les épidémies de choléra ont cessé alors que le tout-à-l'égout n'a pas été adopté, montre toutefois que la salubrité nécessite d'être analysée par le croisement de multiples facteurs et que le tout-à-l'égout n'a pas nécessairement été le facteur décisif

¹⁴⁴ Contrairement à l'azote et au phosphore, nous avons ici intégré la teneur en potassium de l'eau potable dans les calculs car elle représente un flux non négligeable de 10 % par rapport aux flux provenant des excréments. Pour l'azote, les nitrates de l'eau potable ne sont pas négligeables mais ils sont intégralement dénitrifiés à l'arrivée des égouts en station d'épuration. Les injections volontaires en égouts de nitrate par le SIAAP, afin d'éviter les émanations de sulfure d'hydrogène, sont d'ailleurs du même ordre de grandeur et ces deux flux représentent chacun 8 % du flux alimentaire. Les flux de phosphore de l'eau potable sont estimés à 4 % des flux alimentaires d'après les données de Billen *et al.* (2007).

de l'augmentation de la salubrité de l'agglomération parisienne. Cutler & Miller (2005) mettent en avant une contribution majeure de l'approvisionnement en eau potable de bonne qualité, qui expliquerait à elle seule la moitié de la baisse de mortalité dans les villes étatsuniennes au début du XX^e siècle. Quand l'approvisionnement en eau de bonne qualité se fait en grandes quantités par un réseau d'adduction d'eau potable, il faut bien sûr prévoir l'évacuation de cette eau et l'égout peut être une solution. Mais la part spécifique jouée par le tout-à-l'égout, c'est-à-dire l'ajout des urines et matières fécales dans l'égout, nécessiterait d'être plus finement analysée.

En outre, le couplage très fort du système alimentation/excrétion avec les milieux aquatiques superficiels induit leur contamination majeure. La salubrité est donc acquise en interdisant un certain nombre d'usages de l'eau en aval des agglomérations (usage baignade, usage production d'eau potable) et en traitant davantage les eaux de surface destinées à la consommation humaine pour éviter qu'elles ne constituent un vecteur de transmission de maladies féco-orales. Il nous paraîtrait donc intéressant de développer l'analyse historique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne réalisée à la section 3.1.4 en y intégrant une évaluation fine de la salubrité à l'aune de ces commentaires.

En conclusion, le système alimentation/excrétion de Paris est aujourd'hui, dans sa partie urbaine :

- linéaire sur l'azote (98 %) et le potassium (98 %) et faiblement circulaire, de façon semi-extractive, sur le phosphore (28 %). *A fortiori*, il n'est pas non plus autonome ;
- peu sobre quant au régime alimentaire, tant sur la quantité de protéines ingérées (4,9 kgN/pers/an) que par la proportion de protéines d'origine animale (71 %) ;
- inefficace par la grande proportion d'aliments non ingérés (33 %) ;
- polluant de façon inégale. Au niveau local, relativement polluant par les rejets d'eaux usées ; au niveau global, peu polluant par les rejets d'eaux usées mais polluant par les émissions de N₂O ;
- relativement salubre mais de façon très inégale selon les vecteurs ;
- fortement couplé au système eau et assez couplé au système énergie.

Nous essaierons d'analyser dans le chapitre suivant en quoi le cas de l'agglomération parisienne reflète la situation actuelle du monde occidental.

3.3. Linéarité généralisée du monde occidental

L'étude de la circularité des systèmes alimentation/excrétion nécessite d'analyser en détail les systèmes de gestion des urines et matières fécales. Tilley *et al.* (2014) en ont proposé une représentation générique. Selon cette représentation, tout système peut être décrit comme une succession de groupes fonctionnels. Ces groupes fonctionnels correspondent à des panels de technologies ayant des fonctions similaires et qui, mis bout à bout, permettent de décrire toute chaîne de gestion des urines et matières fécales. Les urines et les matières fécales sont le produit d'entrée du premier groupe fonctionnel, à savoir l'interface usager, usuellement nommée toilette, et, à chaque traversée d'un groupe fonctionnel, ils subissent une transformation pour devenir un nouveau produit. En reprenant la démarche de Tilley *et al.*, nous proposons de subdiviser cette chaîne de gestion en cinq groupes fonctionnels ou maillons qui sont : la collecte, le stockage, le transport, le traitement et l'usage final. Nous le représentons sur la figure suivante (Figure 3.24).

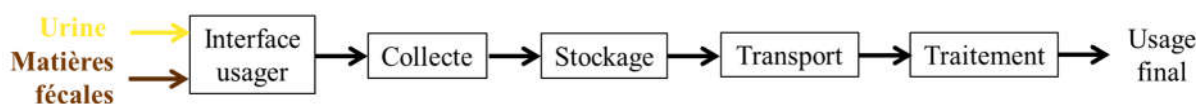


Figure 3.24 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales.

Adapté de Tilley *et al.* (2014).

Ce schéma générique nécessitera d'être adapté aux différents cas concrets. Ainsi, l'ordre des maillons pourra varier ou certains maillons peuvent être absents, tel que le maillon stockage dans le cas du tout-à-l'égout. Dans ce cas, la frontière entre les maillons collecte et transport peut être plus difficile à définir. Contrairement aux usages en vigueur dans l'agglomération parisienne, nous limiterons usuellement la collecte à la frontière entre le domaine privé et le domaine public. Ainsi, les égouts sous responsabilité publique (municipale, départementale ou interdépartementale) seront considérées comme relevant du transport, de même que les déchets transportés depuis les immeubles jusqu'aux usines d'incinération dans les cas d'application de cette chaîne à des déchets.

Sur la grande variété de systèmes décrits par Tilley *et al.* (2014), les villes occidentales présentent une très faible diversité dans les choix de technologies. Seuls deux types d'interface usager et un type de collecte et transport dominant quand ces auteurs recensent respectivement six types d'interface usager, douze types de collecte & stockage et sept types de transport différents possibles. Ces technologies dominantes sont :

- la toilette à chasse d'eau mécanique ;
- l'urinoir masculin (usuellement avec chasse d'eau mais également sans) ;

- l'égout gravitaire (éventuellement doté de stations de relevage) dans lequel les eaux-vannes sont mélangées avec les eaux ménagères et industrielles (voire avec les eaux pluviales)¹⁴⁵.

Ces trois technologies présentent de grandes variétés dans leurs formes mais tous les modèles existants restent similaires d'un point de vue fonctionnel. Leur quasi-monopole contraint très fortement les systèmes d'assainissement actuels puisque leur combinaison crée un produit nommé « eaux usées », dans lequel les urines et matières fécales sont diluées d'un facteur variant habituellement entre 100 et 500¹⁴⁶. Cette combinaison correspond à ce qui est nommé « tout-à-l'égout » dans la loi éponyme de 1894, c'est-à-dire précisément le mélange des urines et matières fécales dans les eaux d'égout¹⁴⁷. Elle représente une caractéristique fondamentale du régime socio-écologique du monde occidental et elle entraîne un très fort couplage entre le système alimentation/excrétion des villes du monde occidental et leur système de gestion de l'eau.

Le quasi-monopole du tout-à-l'égout implique que les variations dans les méthodes de gestion des urines et matières fécales n'apparaissent qu'à partir de l'étape du groupe fonctionnel « traitement ». Les eaux usées brutes ont pu ou peuvent encore être gérées dans une logique circulaire de valorisation de produit : c'est le cas de l'irrigation agricole avec des eaux usées brutes (comme à Paris au XX^e siècle – cf. section 3.1.4) ou encore de l'aquaculture sur eaux usées brutes (comme en Asie, cf. sous-section 3.1.2.1). La fin de ces pratiques est désormais généralisée dans le monde occidental et la logique mise en œuvre à Paris s'extrapole bien au reste du monde occidental, à savoir la logique de traitement des eaux usées dans une perspective de rejeter une eau traitée de qualité compatible avec le bon état du milieu récepteur¹⁴⁸.

¹⁴⁵ On constate usuellement la présence supplémentaire d'eaux dites claires parasites qui comprennent en particulier les eaux de nappe infiltrées dans l'égout.

Les eaux-vannes désignent le mélange des urines, des matières fécales et des eaux de chasse (ainsi que du papier toilette). Les eaux ménagères désignent les autres eaux domestiques.

¹⁴⁶ Outre les 120 à 180 L/pers/j d'eau potable consommée par les ménages (cf. Tableau 2.1 dans le cas de la France), il convient d'ajouter selon les situations les eaux industrielles et les eaux pluviales. Ainsi, d'après les données du SIAAP, son système d'assainissement a rejeté 286 L/pers/j en 2013.

¹⁴⁷ La loi du 10 juillet 1894 « Assainissement de Paris et du département de la Seine : tout à l'égout » stipule entre autres que « les propriétaires des immeubles situés dans les rues pourvues d'un égout public seront tenus d'écouler souterrainement et directement à l'égout les matières solides et liquides des cabinets d'aisances de ces immeubles. »

¹⁴⁸ Le cas de la ville de Braunschweig (Allemagne) et des villes voisines mériterait d'être analysé plus en détails. D'après les témoignages que nous avons recueillis auprès de la DWA, ces villes sont situées dans une zone de

En Europe, cette logique se retrouve aujourd'hui consacrée dans la réglementation avec les deux directives principales qui encadrent la gestion des eaux usées : la DERU (Directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires) et la DCE (Directive n° 2000/60/EC du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau). La DERU pose ce principe de traitement dans une logique de préservation du milieu récepteur dès son premier article : « La présente directive a pour objet de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires [...] ». Elle prescrit ensuite des traitements minimaux à mettre en œuvre en fonction de la sensibilité du milieu récepteur et de la taille des agglomérations. Ces dispositions réglementaires sont complétées par la DCE qui doit garantir « [la préservation et l'amélioration de] l'état des écosystèmes aquatiques » (premier article) et qui complète *de facto* les prescriptions en termes de moyens et de résultats sur la gestion des eaux usées imposées par la DERU par une ambition d'objectif de qualité du milieu récepteur.

Les objectifs de ces deux directives sont encore loin d'être atteints partout en Europe¹⁴⁹. Le reste du monde occidental ne possède pas non plus nécessairement un encadrement aussi poussé de la gestion des eaux usées. Les principales variations que l'on peut trouver dans le monde occidental par rapport au modèle parisien sont ainsi présentées dans les paragraphes suivants.

3.3.1. Linéarité et pollution des rejets directs

Les rejets directs d'eaux usées brutes au milieu naturel, sans usage volontaire agricole mis en œuvre, caractérisent systématiquement une linéarité. L'analyse de la pollution induite est plus subtile. Nous l'analyserons ici dans le cas d'un rejet en rivière.

3.3.1.1. Échelles d'analyse du caractère polluant des rejets d'eaux usées

Le rejet direct d'eaux usées brutes au milieu naturel entraînera toujours une pollution locale au droit du rejet. Dans une perspective de préservation poussée des écosystèmes aquatiques à l'échelle locale,

grande infiltration où les eaux de surface sont rares. L'épandage agricole des eaux usées se pratique depuis très longtemps et Braunschweig différencie semble-t-il son traitement en hiver (dénitrification) de celui de l'été (nitrification) afin de maximiser le taux de retour au sol des nutriments et de minimiser la pollution des nappes. Ces villes sont peut-être les seules d'Europe occidentale à avoir un système alimentation/excrétion circulaire aujourd'hui.

¹⁴⁹ Cf. site internet de l'Agence Européenne de l'Environnement pour la DERU (<https://www.eea.europa.eu/themes/water/water-pollution/uwwtd/interactive-maps/urban-waste-water-treatment-maps>) et Carré *et al.* (2017) pour la DCE.

on pourrait donc systématiquement considérer comme polluant le rejet direct d'eaux usées. À l'échelle globale, c'est-à-dire aux échelles du bassin versant, du milieu côtier exutoire des cours d'eau et *in fine*, de la mer exutoire et de la planète, ce rejet constitue une pollution que nous avons qualifiée de globale. La mise en lumière du caractère polluant des rejets d'azote réactif en rivière, indépendamment de la forme de cet azote réactif et de la sensibilité locale du milieu récepteur, nous paraît relativement récente et permise par une vision planétaire des perturbations des cycles biogéochimiques. Elle prend également le contre-pied de l'appréhension traditionnelle des rivières, dans le domaine de l'assainissement, comme des milieux capables d'« auto-épuration » (Edeline, 2001). Dans la mesure où le concept d'auto-épuration justifierait la possibilité de rejet d'azote réactif dans le milieu sans prendre en compte la pollution globale induite, ni même éventuellement la pollution locale, ce concept nous paraît dépassé aujourd'hui.

Entre ces deux échelles locales et globales, le degré de cette pollution peut toutefois être nuancé à l'échelle intermédiaire. Ainsi, dans le cas de la DCE, l'état des cours d'eau est évalué à l'échelle de la masse d'eau¹⁵⁰ et, si le débit du cours d'eau permet une forte dilution des eaux usées, le caractère polluant de ces eaux usées brutes au droit du rejet pourra être considéré comme ne remettant pas en cause l'atteinte du bon état à l'échelle de la masse d'eau et donc comme non polluant au sens de la DCE¹⁵¹.

3.3.1.2. Ratio population sur débit dans le régime du tout-à-l'égout

La pollution des cours d'eau par les eaux usées au sens de la DCE sera donc fondamentalement dépendante de la taille des masses d'eau exutoires et donc, pour les masses d'eau cours d'eau, du débit de ce cours d'eau. On peut ainsi caractériser une ville qui rejette ses eaux usées dans un cours d'eau par le ratio entre la population de cette ville et le débit de ce cours d'eau. Ce ratio se nomme usuellement « P sur Q » et se calcule comme le ratio des équivalents-habitants¹⁵² collectés d'une agglomération par le QMNA5 du cours d'eau récepteur. Il s'exprime donc en EH/(L/s) (Esculier & Andriamahéfa, 2014). Si l'on se restreint aux paramètres physico-chimiques de l'évaluation du bon état des cours d'eau, on peut considérer la concentration en ammonium comme étant un bon indicateur

¹⁵⁰ La DCE définit une masse d'eau de surface comme « une partie distincte et significative des eaux de surface » et propose par exemple de classer les masses d'eau selon leur taille allant de petite (10 à 100 km² de bassin versant capté) à très grande (> 10 000 km² de bassin versant capté).

¹⁵¹ Cf. les travaux du projet ANR MAKARA pour une critique générale des indicateurs de bon état au sens de la DCE.

¹⁵² L'équivalent-habitant est une unité couramment utilisée en assainissement qui correspond à 60 gDBO₅/j.

du niveau de pollution par les eaux usées. En France, avec le choix actuel de $0,5 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$ comme valeur-seuil du bon état des cours d'eau¹⁵³, et en prenant comme valeur moyenne de contenu azoté des eaux usées la valeur trouvée pour l'agglomération parisienne ($5,4 \text{ kg/pers/an}$ qu'on supposera intégralement sous la forme NH_4^+), cela donne un seuil limite de $2,3 \text{ EH}/(\text{L/s})$.

Ce résultat pourrait être affiné pour prendre en compte l'effectivité du mélange des eaux usées dans le milieu récepteur, la forme réelle prise par l'azote et les transformations associées dans le milieu récepteur, les pollutions induites par les autres éléments, etc. En première approche, il nous paraît toutefois constituer un ordre de grandeur valable que nous proposons de diviser par deux, comme il est de coutume, en considérant qu'il convient de ne pas se situer en limite du seuil de bon état pour tenir compte des autres rejets potentiels. On obtient alors en arrondissant :

$$[\text{P}/\text{Q}]_{\text{seuil pollution}} = 1 \text{ EH}/(\text{L/s})$$

On peut donc estimer qu'en-dessous d'une valeur de P/Q égale à $1 \text{ EH}/(\text{L/s})$, ce qui correspond à peu près à un taux de dilution des eaux usées de 3% ¹⁵⁴, un rejet direct d'eaux usées au milieu récepteur n'est pas polluant au sens de la DCE.

Dans cette acception restrictive de la notion de pollution par les eaux usées, l'évaluation du caractère polluant des rejets d'une ville est donc fondamentalement liée au débit de la rivière qui lui sert d'exutoire. A l'extrême, on pourrait donc considérer comme non polluant le régime socio-écologique du rejet direct des eaux usées pour les villes dont le P/Q est nettement inférieur à $1 \text{ EH}/(\text{L/s})$. Les agglomérations de moins de $10\,000$ habitants situées à l'aval de la Seine ont ainsi un P/Q inférieur à $0,1 \text{ EH}/(\text{L/s})$, de même que les agglomérations de moins d'un million d'habitants situées à l'aval du fleuve Saint-Laurent au Canada.

3.3.1.3. Ratio population sur débit et salubrité

La salubrité, regardée ici exclusivement sous l'angle de la contamination des eaux de surface, peut être évaluée suivant une méthodologie similaire. Deux seuils de salubrité pourraient être définis en première approche :

- le seuil de salubrité correspondant à l'usage de baignade dans les eaux de surface ;

¹⁵³ Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. NOR: DEVL1513989A.

¹⁵⁴ En prenant la valeur de 286 L/pers/j de l'agglomération parisienne.

- le seuil de salubrité correspondant à l'usage de boisson des eaux de surface.

Pour le premier seuil, nous proposons ainsi de calculer le P/Q seuil pour lequel la dilution des eaux usées dans une eau de surface permet de respecter le seuil de la directive baignade (900 UFC/100mL pour *E. Coli*). De même que pour le seuil précédent basé sur l'ammonium, nous effectuons ici un calcul très approximatif dont l'objectif n'est pas de donner une valeur fine qui prendrait en compte l'ensemble des agents pathogènes ou la dynamique d'évolution de ces agents dans l'eau mais de fournir un premier ordre de grandeur. Sur la base des données de qualité d'eau en entrée d'Achères fournies par Rocher & Azimi (2016) et estimées à $10^{6,9}$ UFC/100mL¹⁵⁵ et d'une collecte d'eaux usées par habitant de 286 L/pers/jour, nous trouvons donc un seuil de :

$$[P/Q]_{\text{seuil baignade}} = 0,03 \text{ EH/(L/s)}$$

Le seuil de salubrité baignade est donc environ 30 fois plus restrictif que le seuil de pollution au sens de la DCE et le rejet direct d'eaux usées consistera presque partout un motif d'insalubrité pour la baignade dans les eaux de surface. Le seuil boisson serait *a fortiori* encore plus restrictif.

On constate ainsi que tout effort porté sur la salubrité des eaux de surface relative à la baignade agira *a priori* de façon favorable sur l'état écologique des rivières dont le seuil limite P/Q est comparativement moins sévère.

3.3.1.4. Variété des conditions de rejet direct d'eaux usées

Le rejet direct d'eaux usées brutes peut intervenir de multiples manières et présenter un caractère plus ou moins ponctuel dans le temps et plus ou moins marqué en proportion : inexistence d'une unité de traitement des eaux usées, existence d'une unité de traitement mais non raccordement de tout ou partie des eaux usées à cette unité, non-conformité des branchements d'eaux usées domestiques entre les égouts d'eaux usées et les égouts pluviaux et rejet direct des eaux pluviales au milieu naturel, dysfonctionnement de l'unité de traitement, surverse des égouts en temps de pluie, fuite des égouts dans le sol, etc.

On peut trouver de nombreuses illustrations de ces voies de rejet direct des eaux usées au milieu naturel. Dans l'agglomération parisienne, nous avons ainsi estimé à la sous-section 3.2.2.3 que les rejets permanents de temps sec représentaient au moins 0,3 % des eaux usées collectées. La bonne concordance trouvée entre les eaux usées produites par les ménages et les eaux usées arrivant en

¹⁵⁵ En toute rigueur, les données fournies par Rocher & Azimi (2016) sont exprimées en NPP et non en UFC mais nous négligerons cette distinction dans notre approche.

stations d'épuration confirme l'ordre de grandeur mais la précision sur les données n'est pas suffisante pour conclure sur des valeurs inférieures à quelques pourcents. Cette valeur est bien sûr excellente au regard du maximum de 100 % atteint par les agglomérations ne possédant pas de station d'épuration. Toujours sur l'agglomération parisienne, les déversements de temps de pluie présentent un caractère temporel épisodique et nous avons estimé qu'ils représentaient environ 2 % à 3 % des eaux usées collectées dans l'agglomération.

Ces cas de régimes linéaires, polluants et insalubres par rejet direct des eaux usées au milieu naturel sont tendanciellement à la baisse en Europe. Le taux de conformité en équipement en station d'épuration en France est estimé à 97 % et la conformité en performances à 90 % en 2014 (données MTES), ce qui constitue un progrès indéniable sur les dernières décennies¹⁵⁶. Les règles d'application de la DERU utilisées en France pour évaluer la conformité collective d'une agglomération exigent la collecte d'au moins 95 % des eaux usées de l'agglomération. Une fois ces eaux arrivées à la station d'épuration, il est à nouveau exigé que les débits entrants en station d'épuration soient traités 95 % du temps¹⁵⁷. On peut donc raisonnablement estimer que les agglomérations françaises, et possiblement européennes, tendent vers un régime dans lequel moins de 10 % des eaux usées sont rejetées directement au milieu naturel sans traitement. Vu la sensibilité du seuil de salubrité-baignade, les agglomérations conformes à la DERU peuvent donc toujours présenter un caractère insalubre. Pour ce qui est de leur circularité et de leur degré de pollution, ceux-ci peuvent être obérés d'environ 10 % de rejets directs. Nous allons désormais analyser le traitement qui est réservé aux 90 % restants.

3.3.2. Linéarité et pollution du traitement primaire et secondaire

Le quasi-monopole du tout-à-l'égout dans le monde occidental ne laisse de variétés de choix technologiques dans la chaîne de gestion des urines et matières fécales que pour les deux derniers groupes fonctionnels à savoir le traitement et l'usage final. La transition d'une logique de traitement qui permette de valoriser les urines et matières fécales vers une logique de traitement de l'eau pour destinée, presque exclusivement, à protéger les écosystèmes aquatiques récepteurs, est désormais totalement consommée – cf. Barles (2005) et section 3.1.4. Il y a donc un glissement qui s'opère dans

¹⁵⁶ En 1994, l'IFEN estime que 48 % de la « pollution » des eaux usées françaises (probablement estimée par la DBO5) est éliminée avant rejet.

¹⁵⁷ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.

la chaîne de gestion quant à la nature du produit qui traverse les groupes fonctionnels de l'assainissement. À l'interface usager (les toilettes), les urines et matières fécales sont le produit d'entrée et l'eau y est ajoutée par la chasse d'eau pour permettre leur évacuation puis leur transport en égout. En revanche, à la station d'épuration, les rôles sont inversés : l'eau (traitée) est le produit de sortie de la station d'épuration et les urines et matières fécales sont transformées en différents éléments qui en constituent les sous-produits ou les déchets, sous forme de boues (résidus solides) et de gaz. L'eau supplante ainsi les urines et matières fécales comme produit de la chaîne de l'assainissement entre les toilettes et la station d'épuration.

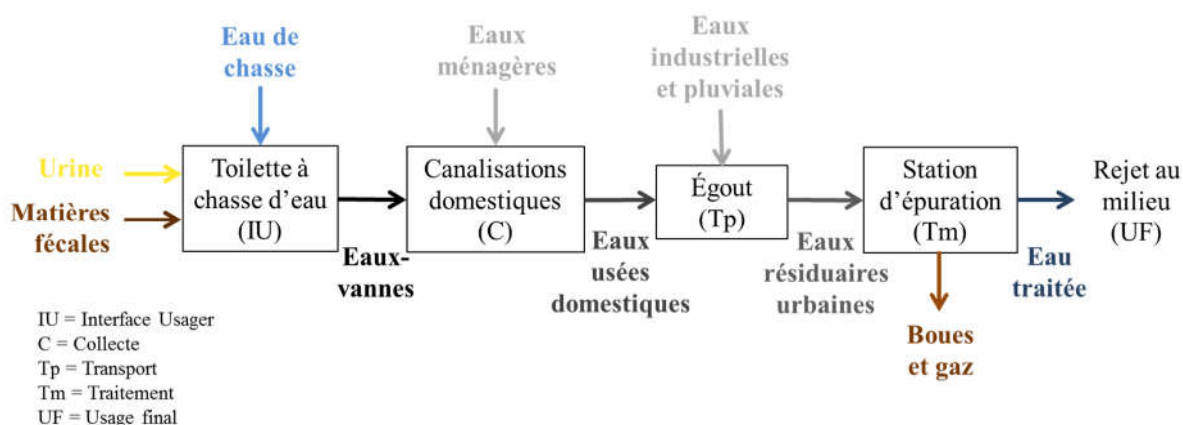


Figure 3.25 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales dans le modèle dominant du monde occidental.

Cette logique fut même poussée à son paroxysme, d'après Lesavre, par le concept proposé par Suez dans les années deux mille de la station d'épuration sans boues, niant ainsi totalement la présence de matières à valoriser dans la fraction solide des effluents arrivant en station d'épuration (communication personnelle).

3.3.2.1. Eaux souillées et excréments dilués

Cette dévalorisation des urines et matières fécales par rapport à l'eau se perçoit très nettement dans les terminologies employées. Ainsi le traitement est réalisé dans une « station d'épuration »¹⁵⁸. Les eaux usées sont ainsi des eaux impures que l'unité de traitement va permettre de purifier pour produire une eau (plus ou moins) pure. Dans le même registre, la norme « Glossaire de termes techniques des eaux résiduaires » NF EN 16323 de mai 2014, citée par l'ANSES (2015), définit les eaux usées domestiques comme les « eaux souillées par la vie humaine ». La vision inverse que suggère la Figure

¹⁵⁸ Les usages varient pour nommer ce maillon. Le MTES recommande actuellement le terme de « station de traitement des eaux usées », ce qui ne modifie pas notre propos.

3.25, à savoir de définir les eaux usées domestiques comme étant des urines et matières fécales diluées dans une eau de chasse puis mélangées aux eaux ménagères, semble pratiquement inexistante. L'analyse de la composition chimique des eaux usées domestiques tend pourtant plutôt à montrer que celles-ci sont principalement constituées d'urines et de matières fécales.

Le graphique suivant (Figure 3.26), issu d'une synthèse bibliographique menée par CréaPure, l'IRSTEA et l'ONEMA, montre ainsi la provenance des différents éléments présents dans les eaux usées domestiques dans le contexte de la zone occidentale européenne (Eme & Boutin, 2015)¹⁵⁹.

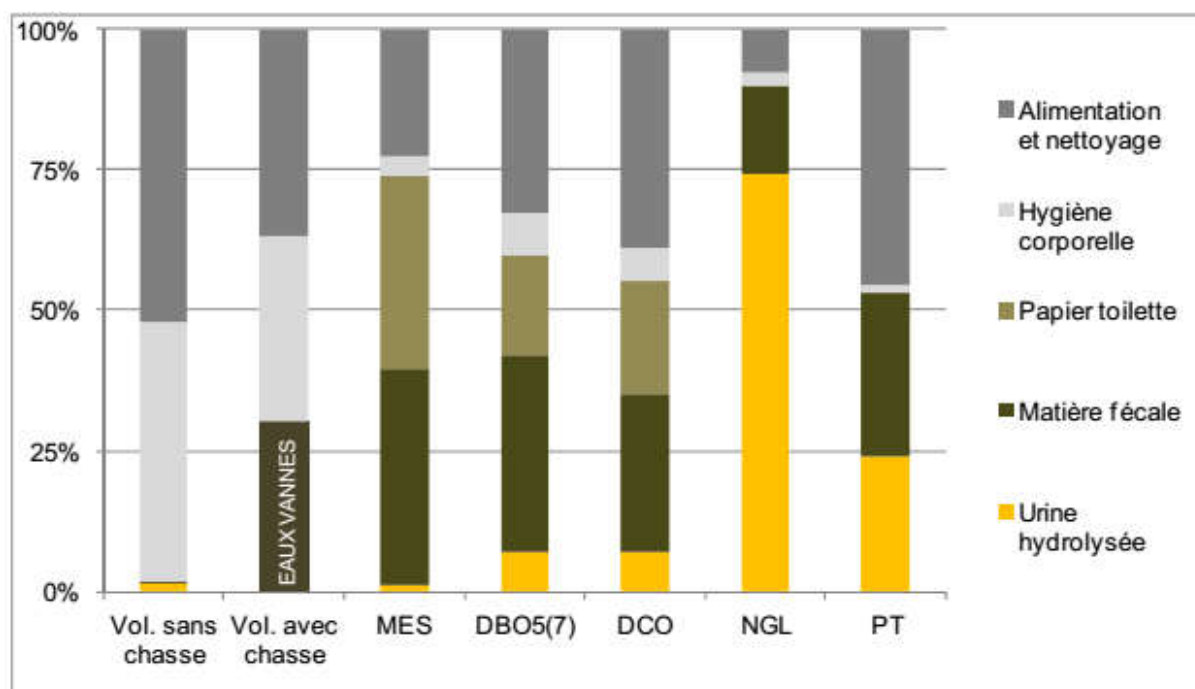


Figure 3.26 : Répartition des charges émises dans les eaux usées domestiques par source.

Source : Eme & Boutin (2015).

L'urine représente 1 % du volume des eaux usées domestiques (en cohérence avec le Tableau 2.1) et les matières fécales environ 1 %. *A contrario*, urines et matières fécales représentent 35 % à 42 % des MES, DBO5(7) et DCO de ces eaux, avec une contribution principale des matières fécales. On y voit aussi la contribution non négligeable du papier toilette (34 % du total des MES) qui situe ainsi la contribution de urines, matières fécales et papier toilette à 74 % pour les MES et 55-60 % pour la DBO5(7) et la DCO. Pour l'azote, la contribution dominante est bien sûr celle de l'urine, à 74 %, amenant à 90 % l'apport des urines et matières fécales.

¹⁵⁹ Cf. également la section 4.1.5 pour une présentation de l'importance de ce graphique en termes de reconsidération des eaux usées comme une ressource.

Ces données sont cohérentes avec une autre synthèse bibliographique qui aboutit à une contribution de 69 % des urines, matières fécales et papier toilette pour les MES et de 48-51 % pour la DBO5 et la DCO (Friedler *et al.*, 2013). Pour l'azote, cette synthèse donne 79% de contribution pour l'urine et 92 % pour urines et matières fécales.

Cette répartition est également cohérente avec celle estimée pour l'agglomération parisienne (cf. sous-section 3.2.2.3), avec une contribution des excréments dans les eaux résiduaires urbaines à 87 % pour l'azote (soit légèrement plus bas que dans les eaux usées domestiques du fait des apports complémentaires des eaux industrielles et pluviales).

Pour le potassium, les contributions des urines et matières fécales données par Eme & Boutin (2015) sont sensiblement inférieures à celles de Friedler *et al.* (2013) : 68 % versus 93 %. Il serait intéressant de connaître la concentration en potassium en entrée des stations d'épuration du SIAAP afin d'affiner, dans notre cas d'étude, la contribution spécifique des urines et matières fécales. La contribution des ions potassium dissous dans l'eau potable peut probablement faire varier les résultats selon les caractéristiques de l'eau potable locale.

Enfin, pour le phosphore, Eme & Boutin (2015) et Friedler *et al.* (2013) donnent respectivement une contribution de 53 % et 71 % des urines et matières fécales à la charge totale des eaux usées domestiques quand nous trouvons 68 % pour Paris dans les eaux résiduaires urbaines. La charge en phosphore des eaux ménagères est toutefois fortement dépendante de l'année où sont réalisées les mesures car on constate, en France, une baisse graduelle de la teneur en phosphore des eaux ménagères du fait de l'abandon progressif du phosphore dans les produits détergents. Amorcée au moins dans les années quatre-vingt-dix, cette baisse est désormais consacrée par la réglementation française qui interdit l'usage des phosphates dans les lessives textiles depuis le 1^{er} juillet 2007¹⁶⁰. Un règlement européen prévoit de restreindre leur utilisation pour les lave-vaisselle à 0,3 gP par dose normale depuis le 1^{er} janvier 2017 (règlement n°259/2012 du parlement européen). On voit bien cette baisse relative du phosphore par rapport à l'azote dans les eaux résiduaires urbaines à l'entrée de la station d'épuration d'Achères (Figure 3.27). Cette tendance à la baisse se confirme ces dernières années mais devrait bientôt se stabiliser du fait de la proximité du niveau des excréments physiologiques de phosphore.

¹⁶⁰ Décret n° 2007- 491 du 29 mars 2007 relatif à l'interdiction des phosphates dans certains détergents. NOR: DEVO0710002D.

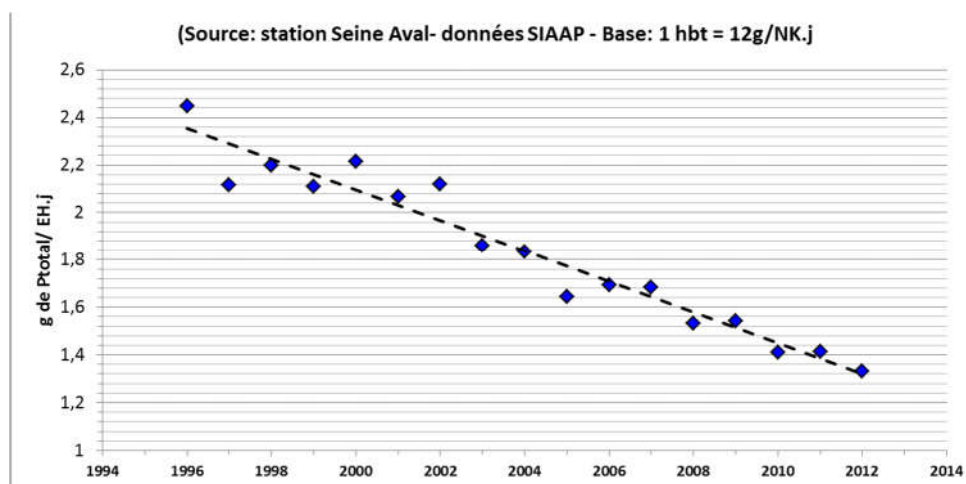


Figure 3.27 : Charge en phosphore total des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Seine-Aval.

La charge en phosphore total est exprimée en proportion d'une charge d'équivalent habitant de 12 g/j de NTK. Pour mémoire, avec cette définition de l'EH, nous avons estimé à 1,04 gP/EH les excréments humains sur Paris (cf. sous-section 3.2.2.3). Cette valeur devrait logiquement être l'asymptote de l'évolution future de cette courbe.

Source : AESN (2013)

Cette analyse de la composition des eaux résiduaires urbaines par source confirme donc que celles-ci peuvent bien être analysées comme des urines et matières fécales (et du papier toilette¹⁶¹) diluées dans l'eau de chasse puis les eaux ménagères, industrielles et pluviales. On retiendra :

- que les matières fécales et le papier toilette représentent les trois quarts de la contribution en MES et la moitié de la contribution en DBO et DCO des eaux usées domestiques ;
- que l'urine représente les trois quarts de la contribution en azote et en potassium, qui passe à 90 % en incluant les matières fécales ;
- que la contribution en phosphore des urines et matières fécales s'inscrit sur une trajectoire tendancielle de contribution à hauteur des trois quarts, voire plus, dont les deux tiers proviennent de l'urine.

¹⁶¹ L'usage du papier toilette mériterait d'être analysé en détail. L'évacuation du papier toilette par le tout-à-l'égout ne constitue pas nécessairement la méthode de gestion la plus judicieuse et, dans certains pays, il est coutumier de mettre le papier toilette dans une poubelle. Muñoz *et al.* (2007) évaluent que le papier toilette est la principale source de consommation d'énergie liée à l'excrétion, devant celle de la station d'épuration. On notera l'existence, encore très anecdotique semble-t-il, d'initiatives visant à utiliser des tissus lavables en lieu de place du papier toilette, en particulier pour l'hygiène féminine après la miction urinaire. Plus largement, rappelons que le monde peut se diviser en deux catégories : celle où on s'essuie les fesses et celle où on se lave les fesses à l'eau (et se les sèche ensuite), ce qui change notablement l'empreinte environnementale associée (Rosemarin *et al.*, 2007).

L'épuration des eaux résiduaires urbaines consiste donc bien principalement à extraire les éléments provenant des urines, des matières fécales et du papier toilette de ces eaux dans le but de préserver les milieux récepteurs et avec une logique de valorisation de ces éléments secondaire, voire inexistante.

3.3.2.2. Caractéristiques des principaux traitements des eaux mis en œuvre

Le traitement industriel des « eaux souillées par la vie humaine » bénéficie de plus de cent ans de développement. Les bases de son fonctionnement consistent à intensifier dans des bassins contrôlés les mécanismes qui se développent spontanément dans le milieu récepteur en cas de rejet d'eaux usées. On transfère ainsi ces processus de transformation dans une enceinte industrielle de l'anthroposphère plutôt que dans la biosphère.

Le traitement le plus simple qui soit opéré est nommé traitement primaire et consiste en une simple décantation des eaux. Il permet un abattement d'environ 30 % de la DBO et 10 % de l'azote. Dans notre acception du degré de pollution des systèmes alimentation/excrétion, il n'apparaît donc pas si différent de l'absence totale de traitement et, s'il tend probablement à devenir anecdotique, on le retrouve pourtant encore dans le monde occidental, avec l'adjonction de réactifs chimiques qui permettent d'améliorer ses rendements, principalement sur MES, DBO et DCO (cf. par exemple la station d'épuration Marcotte de Montréal).

Dans la majorité des cas, le traitement primaire constitue la première étape d'un traitement des eaux plus complexe. La complexité et l'intensité des traitements mis en œuvre en stations d'épuration se sont étoffées au fil des décennies et peuvent être représentées comme l'adjonction, décennie après décennie, de nouvelles étapes de traitement visant à améliorer les performances de l'épuration vis-à-vis du milieu récepteur. À partir d'un simple rejet direct dans le milieu naturel, la gestion des eaux résiduaires urbaines s'est donc muée en une industrie de plus en plus sophistiquée et coûteuse, guidée par des objectifs de préservation du milieu récepteur de plus en plus exigeants. Cette évolution peut être illustrée par le schéma suivant (Figure 3.28).

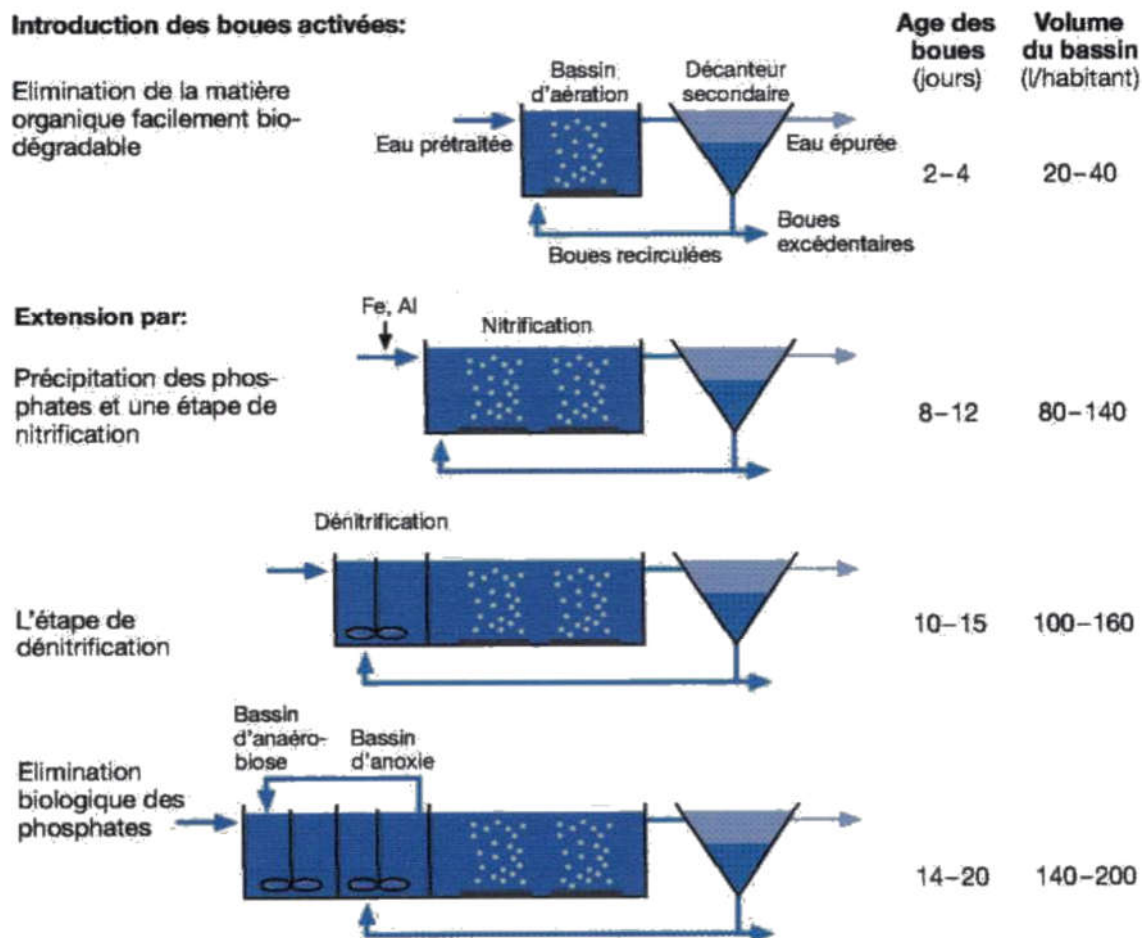


Figure 3.28 : Représentation schématique de l'évolution des traitements mis en œuvre dans les stations d'épuration des grandes agglomérations du monde occidental.

Source : Lesavre (2014).

Le procédé de base utilisé en épuration est la boue activée, qui a fêté ses 100 ans en 2014. En cultivant des bactéries dans un bassin par insufflation d'oxygène, la boue activée à court temps de séjour permet principalement de faire respirer le carbone réduit présent dans les eaux usées par les bactéries et d'en convertir une autre partie en biomasse bactérienne qui se retrouve dans les boues. Performant pour permettre un bon abattement de la DBO des eaux usées, ce procédé est en revanche contre-performant dans une logique de valorisation de cette DBO.

3.3.2.3. Contre-productivité énergétique de la boue activée

L'unité même employée dans le domaine de l'assainissement pour évaluer la teneur en carbone réduit, DBO, Demande Biologique en Oxygène, montre le glissement qui s'est opéré entre le carbone réduit de la nourriture, perçu comme une source d'énergie pour le métabolisme humain et usuellement évalué en unités énergétiques (Joules ou calories) et le résidu de cette nourriture digérée, les matières fécales, dont le même carbone réduit est cette fois-ci évalué par rapport aux méfaits qu'il causerait s'il était

rejeté dans un milieu aquatique, à savoir la consommation d'oxygène évaluée par la DBO. D'après Svardall & Kroiss (2011), les valeurs calorifiques de presque toutes les matières organiques contenues dans les eaux usées oscillent entre 13 et 15 MJ/kgDCO. On peut donc retenir cette conversion entre unités de pollution et unités énergétiques, valable pour les matières organiques des eaux usées à ± 1 MJ près (Maxime 5) :

Maxime 5 : « 1 kg DCO = 14 MJ »

Dans la boue activée, on va donc construire un bassin d'aération et y dépenser de l'énergie d'aération pour convertir du carbone réduit riche en énergie en CO_2 . Dans une station d'épuration standard, seule 40 % de l'énergie contenue dans les eaux usées se retrouve dans les boues, les 60 % restants étant métabolisés par la boue activée ou rejetés au milieu naturel avec l'eau épurée (Rittmann, 2013). Si elle est performante pour protéger les milieux aquatiques, la boue activée paraît ainsi contre-productive pour l'énergéticien dans une logique de valorisation du carbone réduit. Le devenir du carbone réduit résiduel contenu dans les boues dépendra de la filière choisie pour le traitement des boues. Outre le caractère secondaire à notre sens du devenir du carbone des matières fécales dans le système alimentation/excrétion (cf. section 2.1.3), les objectifs de stations d'épuration « neutres en énergie » paraissent relever d'une définition peu pertinente du système étudié – cf. pour les gaz à effet de serre Larsen (2015).

3.3.2.4. Transparence de la nitrification sur la pollution en azote réactif

Après le traitement du carbone, les stations d'épuration ont inclus une nouvelle étape de traitement des eaux usées : la nitrification. La boue activée à faible temps de séjour ayant un très faible abattement de l'azote réduit, il est également apparu nécessaire de limiter les pollutions azotées des milieux récepteurs. La nitrification se réalise en augmentant le temps de séjour de la boue activée pour permettre le développement de bactéries nitrifiantes. Nous regroupons sous le terme de traitement secondaire le traitement du carbone par boue activée et la nitrification.

La nitrification impose un agrandissement de la station d'épuration et permet une meilleure préservation du milieu récepteur (baisse de toxicité liée à l'ammoniac et non désoxygénation du milieu récepteur par nitrification). La simple nitrification ne change toutefois pas significativement la quantité d'azote réactif rejeté dans l'environnement, celui-ci étant désormais majoritairement sous la forme de nitrates. Dans notre acception du degré de pollution des systèmes alimentation/excrétion, la nitrification est donc également linéaire et polluante.

Cette pollution aux nitrates a été mise en exergue par la DERU qui a imposé aux pays membres de l'Union Européenne de définir des zones sensibles à l'eutrophisation, c'est-à-dire des masses d'eau eutrophes ou risquant de l'être prochainement. L'eutrophisation est elle-même définie comme un

« enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question ». Ainsi, la DERU impose le traitement de l'azote et/ou du phosphore, pour les agglomérations de plus de 10 000 équivalents-habitants, uniquement si leur rejet au milieu naturel perturbe de façon indésirable l'équilibre des organismes présents dans les milieux aquatiques récepteurs depuis le point de rejet jusqu'à la mer. La notion de pollution azotée de la DERU est donc beaucoup plus limitée que celle de pollution globale que nous avons proposée pour analyser les systèmes alimentation/excrétion. Nous avons en effet considéré le rejet d'azote réactif dans l'environnement comme une contribution à la perturbation mondiale du cycle biogéochimique de l'azote et donc comme constituant nécessairement une pollution (cf. section 1.1.2). L'application des règles de la DERU entraîne ainsi que les villes situées en dehors des zones touchées par une eutrophisation indésirable n'auront pas à retirer les nitrates (ni éventuellement le phosphore) de leurs eaux usées avant rejet et leur régime sera donc, dans notre acception, toujours polluant et linéaire.

3.3.3. Linéarité et pollution variable du traitement tertiaire

3.3.3.1. Temporalités de mise en œuvre de la dénitrification

Dans les zones sensibles à l'eutrophisation pour le paramètre azote, les stations d'épuration sont toutefois tenues de réduire leurs rejets en nitrates. Comme présenté Figure 3.28, elles subissent alors un nouvel agrandissement par un bassin anaérobie dans lequel la biomasse bactérienne s'enrichit de bactéries dénitrifiantes qui vont convertir les nitrates en diazote gazeux. Nous qualifions alors ce traitement de tertiaire. Cette évolution des stations d'épuration s'est effectuée à des degrés et à des vitesses différentes selon les agglomérations considérées. Nous venons de voir que ce traitement de l'azote n'était parfois pas du tout mis en œuvre. S'il l'est, son déploiement a pu intervenir à des époques bien différentes. Nous avons ainsi comparé les données de concentrations en nitrates dans la Seine et dans le Rhin de 1900 à 2005. Pour la Seine, nous avons pris les données de teneurs en nitrates mesurées à Ivry et compilées par Billen *et al.* (2011). Pour le Rhin, nous avons pris les valeurs mesurées à Lobith et mises à disposition par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (<http://iksr.bafg.de/iksr>).

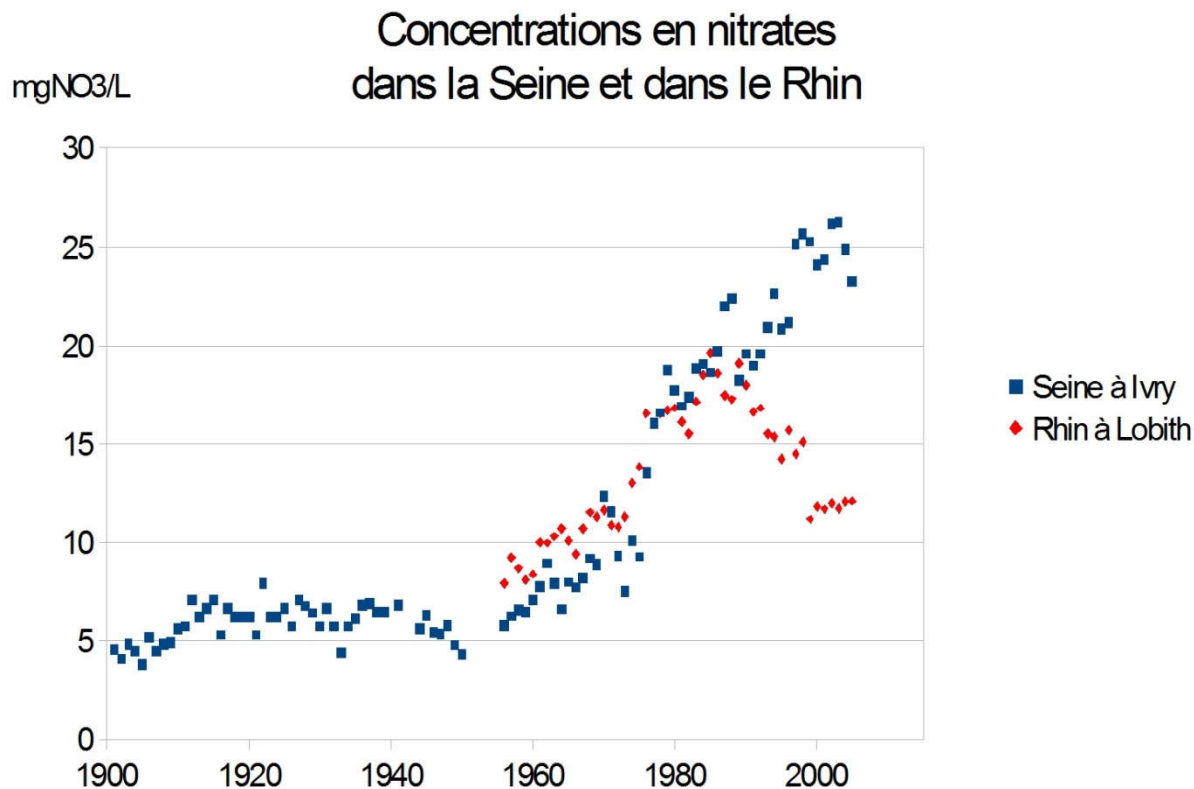


Figure 3.29 : Concentrations en nitrates dans la Seine et dans le Rhin, 1900-2005

On voit que, durant la première moitié du XX^e siècle, les concentrations en nitrates en Seine sont aux alentours de 5 mg/L de nitrates (NO₃⁻). A partir des années cinquante, la Seine et le Rhin connaissent tous les deux une augmentation sensible de leur concentration en nitrates, due à la combinaison des rejets azotés agricoles et urbains. Dans les années quatre-vingts à quatre-vingt-dix, les concentrations en nitrates du Rhin s'infléchissent jusqu'à revenir, dans les années deux mille, aux valeurs des années soixante-dix. Dans le même temps, les concentrations en nitrates continuent d'augmenter en Seine.

La comparaison entre les valeurs mesurées dans la Seine à Ivry et dans le Rhin à Lobith est délicate à interpréter du fait des différences typologiques entre les deux bassins, des activités agricoles et urbaines et de leurs impacts respectifs, et de la localisation différente du point de mesure entre Ivry (au cœur du bassin) et Lobith (à l'aval). D'après la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR, 2013), la baisse des nitrates dans le Rhin peut toutefois être interprétée comme le résultat de la politique de mise en œuvre de la dénitrification dans les stations d'épuration du bassin, qui prend donc son essor dès les années quatre-vingts. La mise en place de la dénitrification a été beaucoup plus tardive en France. La DERU imposait le traitement de l'azote en zone sensible en 1998 pour les agglomérations de plus de 10 000 EH mais ce n'est qu'en 2012, principalement avec la mise en œuvre

de la dénitrification à Achères, que la France a effectivement généralisé la dénitrification en zone sensible et éteint le contentieux européen sur ce point.

3.3.3.2. Ampleur de la dénitrification mise en œuvre

Quand elle est mise en œuvre, la dénitrification évite donc le rejet d'une partie de l'azote réactif des excréments dans les écosystèmes aquatiques. On notera que les exigences concernant le rendement de dénitrification sont rédigées de façon peu claire dans la DERU. En effet, dans l'annexe I, Tableau 2, les conditions imposées aux stations d'épuration sont exprimées soit en concentration, soit en rendement et les stations d'épuration doivent respecter l'une ou l'autre, c'est-à-dire que c'est finalement la valeur la moins contraignante qui sera limitante. Or les valeurs en concentrations sont de 15 mg/L d'azote total en sortie pour les agglomérations de 10 000 à 100 000 EH et de 10 mg/L pour les agglomérations de plus de 100 000 EH, ce qui laisse supposer une logique d'exigence plus forte pour les plus grandes agglomérations dont l'effet sur les milieux récepteurs sera nécessairement plus important du fait de la plus grande population. Or l'exigence en rendement est indiquée en % comme « 70-80 », sans préciser que le 70 % s'applique aux agglomérations de 10 000 à 100 000 EH et le 80 % aux agglomérations de plus de 100 000 EH. Pourtant, les concentrations standard d'eaux usées en entrée de station d'épuration sont d'environ 50 mg/L d'azote et il y a donc une parfaite correspondance entre 15 mg/L en sortie et 70 % de rendement d'une part, et 10 mg/L et 80 % de rendement d'autre part.

Ainsi, en France, la DERU a été déclinée dans l'arrêté du 22 décembre 1994 en exigeant simplement un rendement minimal de 70 % pour les agglomérations de plus de 10 000 EH¹⁶². Cette exigence *a minima* est reprise telle quelle dans les arrêtés suivants du 22 juin 2007 et du 21 juillet 2015. En prenant en compte les situations réelles sur une agglomération, on trouve donc des rendements totaux annuels sur l'azote plutôt inférieurs à 70 %, comme nous l'avons vu dans le cas de l'agglomération parisienne où nous estimons ce rendement réel à 62 % en 2013. Or l'esprit de gradation des exigences de traitement de l'azote en fonction de la taille de l'agglomération qui transparaît dans la DERU semble pouvoir être prolongé pour les très grandes agglomérations et on pourrait imaginer une exigence de 90 % de rendement pour les agglomérations de plus d'un million d'équivalents-habitants par exemple. Avec sa population supérieure à 10 millions d'habitants, le rendement réel de 62 % sur l'azote de l'agglomération parisienne paraît faible au regard des rendements imposés aux plus petites agglomérations. Sur le périmètre du SIAAP, 62 % de rendement sur l'azote réactif équivaut encore à

¹⁶² L'exigence de 10 mg/L en sortie est également indiquée mais comme il s'agit d'un « ou », c'est finalement uniquement l'exigence de 70 % de rendement qui s'applique en moyenne annuelle.

rejeter en rivière l'azote réactif de plus de 4 millions de personnes (principalement sous la forme de nitrates).

3.3.3.3. Introduction de carbone fossile dans des flux de carbone renouvelable

Pour réaliser la dénitrification, les stations d'épuration cultivent des bactéries dénitrifiantes hétérotrophes. Il leur faut donc une source de carbone réduit à oxyder pour se développer ce qui va, comme dans le cas de la contre-productivité énergétique de la boue activée à faible temps de séjour, grever les possibilités de valorisation de ce carbone réduit. Très souvent, le carbone réduit présent dans les eaux usées est en outre insuffisant pour atteindre le taux de dénitrification voulu et on injecte alors dans les bassins d'épuration du carbone réduit facilement assimilable par la biomasse, usuellement du méthanol. La synthèse de méthanol est majoritairement réalisée à partir de méthane fossile (www.methanol.org¹⁶³). On injecte donc en stations d'épuration du carbone réduit fossile, dont l'oxydation en CO₂ contribuera aux émissions de gaz à effet de serre, dans le but de transformer la ressource que constitue l'azote réactif des eaux usées en diazote gazeux. Si cet état de fait s'explique historiquement par la logique de traitements successifs de l'eau mis en place pour protéger de mieux en mieux les milieux aquatiques, il nous semble toutefois constituer une rupture conceptuelle en termes de régime socio-écologique des systèmes alimentation/excrétion. En effet, alors que tous les flux de carbone du système alimentation/excrétion décrits à la Figure 2.1 reposent sur la photosynthèse des plantes cultivées dans l'hinterland agricole nourricier, l'adjonction de méthanol introduit dans le système alimentation/excrétion une fraction de carbone fossile dans un cycle essentiellement non-fossile par ailleurs et remet en cause sa soutenabilité.

Nous avons insisté dans la deuxième partie sur la distinction nécessaire entre les impacts environnementaux directement imputables au système alimentation/excrétion et ceux qui sont plutôt liés à d'autres aspects du système socio-écologique dans lequel il s'inscrit. Ainsi, le secteur de l'assainissement français est fortement consommateur de ressources fossiles pour sa fourniture énergétique (uranium, hydrocarbures fossiles, etc.) mais le problème causé par la non-soutenabilité de l'utilisation de ces ressources fossiles ne relève pas directement du système alimentation/excrétion mais, de façon beaucoup plus globale, des caractéristiques du système d'alimentation énergétique de ce système socio-écologique. En revanche, l'utilisation de carbone fossile pour alimenter la biomasse dénitrifiante relève fondamentalement des flux caractéristiques du système alimentation/excrétion et constitue un élément supplémentaire de non-soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion du monde occidental, et en particulier de l'agglomération parisienne. Ce fait est d'autant plus regrettable

¹⁶³ Consulté le 22 février 2016.

que l'utilisation de méthanol non fossile, par exemple issu de la culture de plantes, pourrait constituer une opportunité supplémentaire de connexion entre les acteurs aval du système alimentation/excrétion (secteur de l'assainissement) et les acteurs du secteur amont (secteur de l'agriculture). Nous développerons cette notion de connexion des acteurs dans les parties suivantes, en particulier par l'étude des possibilités d'introduction de circularité dans les systèmes alimentation/excrétion. En attendant, nous retiendrons que, si la dénitrification en station d'épuration est regrettable d'un point de vue de la linéarité qu'elle induit, il semble toutefois possible de limiter la non-soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion en recourant à des sources de carbone non-fossiles.

Pour aller plus loin sur ce sujet, il conviendra toutefois de connaître la quantité d'énergie fossile utilisée par une filière agricole pour produire du méthanol (ou une autre forme de carbone assimilable) issu de plantes cultivées. Il faudra en particulier exclure le recours à une filière dont les besoins unitaires en énergies rares (BUER, énergie fossile ou fossile consommée par unité d'énergie produite) seraient supérieurs à 1 car on consommerait alors encore plus d'énergie fossile par là même. D'après Billen *et al.* (2017b), le taux de retour énergétique des grandes cultures intensives françaises se situe aujourd'hui aux alentours de 0,3 et pourrait même descendre à 0,13 dans un scénario Bio-Autonome-Demitarrien. Si la culture d'agrocarburants soulève par ailleurs de multiples questions, on notera tout de même la possibilité de recourir à des cultures agricoles pour remplacer le méthanol fossile dans les procédés de dénitrification. En utilisant les caractéristiques des cultures énergétiques du bassin de la Seine données par Billen (2013 – 4,2 tep/ha pour la filière betterave et 1,35 tep/ha pour la filière colza) et la consommation actuelle de méthanol des stations d'épuration de l'agglomération parisienne (données SIAAP, 3,6 kg/hab/an de méthanol consommé en 2014), il conviendrait donc de prévoir entre 5 m² (betterave) et 15 m² (colza) par habitant de cultures dédiées à la production de carbone de dénitrification. En retenant une valeur de 10 m²/hab, cela correspond donc à 7 % des surfaces qui servent aujourd'hui à l'alimentation végétale des habitants de l'agglomération parisienne (cf. sous-section 3.2.2.4) ou encore environ 10 000 ha pour toute l'agglomération parisienne. Le couplage avec l'assainissement de l'agglomération parisienne pourrait d'ailleurs être encore plus fort en cas de fourniture, par le système d'assainissement, des nutriments agricoles nécessaires à la culture de ces plantes.

Sans recours à du carbone renouvelable pour la dénitrification, il paraît nécessaire de soustraire les quantités de carbone fossile injectées en station d'épuration aux quantités de biogaz produit pour obtenir une valeur de production nette d'hydrocarbures renouvelables par une station d'épuration. Dans le cas de l'agglomération parisienne, l'exploitation des données du SIAAP conduit à estimer que le méthanol injecté est loin d'être négligeable puisqu'il équivaut, en nombre de moles de carbone, à environ 50 % du biogaz produit.

3.3.3.4. Gestion cyclique ou linéaire de l'azote ? Deux façons d'analyser la dénitrification

La dénitrification des eaux usées peut s'analyser de deux façons totalement opposées en termes de fermeture des cycles. En assainissement, l'émission de diazote gazeux dans l'atmosphère par la dénitrification est souvent considérée comme la fermeture d'un cycle de l'azote. La Figure 3.22 montre effectivement la fermeture d'un cycle industriel de l'azote dans le cas de l'agglomération parisienne : les usines de synthèse d'engrais fixent 21 kg de diazote atmosphérique par personne et par an pour l'alimentation des parisiens¹⁶⁴ ; sur les 4,7 kg résiduels arrivant en station d'épuration, 2,7 kg sont réemis dans l'atmosphère sous forme de diazote. Cette fermeture est donc d'une part très partielle, d'autre part elle repose sur des procédés intensifs de fixation et d'émission de diazote à l'amont et à l'aval du système alimentation/excrétion.

A contrario, en considérant le cycle de l'azote réactif, la dénitrification apparaît comme une ouverture de ce cycle. La gestion de l'azote réactif par la biosphère montre que l'ouverture de ce cycle est un phénomène totalement minoritaire (cf. Figure 1.1 et Gruber & Galloway, 2008). La dénitrification constitue certes un progrès en termes de pollution azotée par rapport au rejet de l'azote réactif en rivière. Mais la sophistication des moyens mis en œuvre sert finalement à neutraliser une ressource plutôt qu'à la recycler. Le recyclage de l'azote réactif des eaux usées est une alternative qui n'est pratiquement pas envisagée et, suivant ce paradigme, la dénitrification apparaît alors effectivement comme la moins pire des solutions (cf. plus loin la sous-section 4.3.3.2 pour une discussion plus détaillée de ce point).

La nitrification-dénitrification induit toutefois une pollution en azote réactif sous forme de N_2O qui est systématiquement émis dans le processus. Cette émission est considérée comme une sorte de « mal nécessaire » : il vaut mieux émettre du N_2O en station d'épuration plutôt que de rejeter de l'azote réactif, même oxydé, en rivière (Tallec *et al.*, 2007). Il est même recommandé de ne pas « stigmatiser » cette émission de N_2O en la rapportant aux émissions « naturelles » en rivière, sous-entendant que la rivière est le récepteur naturel de l'azote des excréctions humaines (ADEME & ASTEE, 2013). Cette vision ne nous paraît pas correspondre au fonctionnement des écosystèmes terrestres où le récepteur naturel de l'azote des excréctions est le sol¹⁶⁵. La troisième option presque jamais mentionnée, qui consiste à recycler cet azote réactif aux champs, offre pourtant la possibilité de

¹⁶⁴ La fixation symbiotique est la seconde source d'introduction d'azote réactif avec 16,2 kg/pers/an.

¹⁶⁵ Il y aura bien sûr des émissions de N_2O par l'activité biologique du sol si des excréctions sont épandues mais il convient alors de mettre en regard ces émissions par rapport à celles produites par les autres types d'engrais azotés utilisés. Cette évaluation nécessite une analyse complète du système alimentation/excrétion.

n'avoir ni l'eutrophisation des milieux aquatiques, ni l'émission de N_2O par la nitrification-dénitrification. Cet enjeu est particulièrement saillant dans le cas de l'agglomération parisienne où le choix des biofiltres induit une émission de N_2O très largement supérieure au taux d'émission communément admis en station d'épuration. L'ADEME & l'ASTEE (2013) recommandent en effet une valeur par défaut de 0,073 % de masse de N_2O émis par masse de NTK abattu soit 0,042 % en masse de $N-N_2O$ émis par masse d'azote entrant en station d'épuration¹⁶⁶. Sur Paris, ce chiffre est aujourd'hui estimé 50 fois supérieur à 2,1 % (cf. sous-section 3.2.2.3).

Les principales émissions directes de gaz à effet de l'assainissement, à savoir les émissions de N_2O , de CH_4 (dont fuite de digesteurs) et celles de CO_2 liée à l'injection de méthanol issu de carbone fossile nous paraissent seules refléter réellement la part d'émissions de gaz à effet de serre relevant du système alimentation/excrétion. Elles mériteraient à notre sens d'être mieux mis en exergue, dans les bilans d'émissions de gaz à effet de serre de l'assainissement, comme les émissions sur lesquelles le secteur de l'assainissement a une prise directe (cf. également plus loin la sous-section 4.2.4.3).

La dénitrification en station d'épuration induit donc une linéarité sur l'azote (réactif) et une pollution potentiellement conséquente selon le taux de dénitrification et le taux d'émission de N_2O . Hormis l'aquaculture mentionnée à la section 3.1.2.1, les techniques extensives de traitement des eaux usées ne diffèrent pas notablement des techniques intensives en termes de circularité. Ainsi, le devenir principal de l'azote dans un filtre planté de roseaux est usuellement le rejet de nitrates (Molle *et al.*, 2004), voire l'émission de diazote par la dénitrification dans les filtres avec anaérobiose. Kuschik *et al.* (2003)¹⁶⁷ indiquent que la part d'azote capté par les roseaux est d'environ 5 à 10 % et la part stockée dans le sol inférieure à 10 %. En cas de dénitrification, l'efficacité globale d'extraction d'azote des effluents est comprise usuellement entre 40 et 55 % (Vymazal, 2007). Les procédés dans lesquels des plantes horticoles sont cultivées sous serre au-dessus du bassin de boues activées ne semblent pas non plus modifier le bilan azoté de l'assainissement qui reste essentiellement linéaire (Perret *et al.*, 2016). Le rôle direct des plantes dans le bilan azoté des procédés de traitement des eaux usées est toujours mineur au regard des processus microbiologiques (GT EPNAC, 2014).

3.3.3.5. Gestion des boues de station d'épuration

Aujourd'hui, dans presque tous les cas, la seule circularité mise en œuvre dans le régime du tout-à-l'égout relié à une station d'épuration est liée au devenir des boues et de leur éventuel usage en tant

¹⁶⁶ Hypothèse d'abattement de NTK en station d'épuration de 90 %.

¹⁶⁷ Ils se réfèrent à Thable TS. 1984. *Turnover of nitrogen compounds in the constructed wetland Othfresen*. University Kassel, 1984 [en allemand] que nous n'avons pas consulté.

qu'intrant agricole. En cas d'incinération et enfouissement de ces boues, la chaîne de gestion des urines et matières fécales sera totalement linéaire. La consultation des données 2008-2015 du MTES (<http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>) montre que c'est le cas par exemple pour Lyon, Marseille, Rouen, Strasbourg, Grenoble¹⁶⁸ (grandes villes avec incinération de plus de 98% des boues, sauf Lyon 87%). Certains pays, comme la Suisse, interdisent l'épandage des boues de station d'épuration, principalement du fait du risque lié aux micropolluants présents, et présentent ainsi un régime totalement linéaire à l'échelle nationale¹⁶⁹.

En cas d'épandage, la circularité azotée sera toujours faible. Le taux de captation dans les boues peut difficilement dépasser les 25 %, *a fortiori* en cas de nitrification (Kroiss & Zessner, 2011 ; Gustavsson, 2017). La circularité semble encore plus faible sur le potassium. Sur le phosphore, dans les zones considérées comme sensibles à l'eutrophisation (cf. sous-section 3.3.2.4), l'obligation de traiter le phosphore induit un taux de captation élevé dans les boues. Sur les quinze plus grandes agglomérations françaises, Lille¹⁷⁰ et Nantes sont ainsi les deux seules à être circulaires sur le phosphore. Senthilkumar *et al.* (2012) estiment que le bilan global français de circularité du phosphore des excréments humains se situait ainsi à 28 % en 2002-2006.

Les incitations réglementaires au recyclage des boues d'épuration sont relativement faibles. La DERU indique que « le recyclage des boues provenant du traitement des eaux résiduaires devrait être encouragé » et demande que « les boues d'épuration [soient] réutilisées lorsque cela s'avère approprié ». En pratique, l'effectivité de la valorisation agricole des boues est très variable même si la France est caractérisée, en particulier pour les petites agglomérations, par un taux élevé d'épandage des boues d'épuration aux alentours de 60-70 % (MAAP & MEDDE, 2009). Les systèmes d'assainissement non collectif sont eux aussi, dans leur grande majorité, linéaires.

En conclusion, le régime socio-écologique occidental de gestion des urines et matières fécales est linéaire et majoritairement polluant. Dans les zones évaluées comme sensibles à l'eutrophisation, cette pollution est usuellement limitée mais, au sens de la DCE, elle dépendra également du ratio P/Q des agglomérations. Sur le bassin Seine-Normandie, on compte par exemple 48 agglomérations de plus de 5 000 habitants dont le P/Q est supérieur à 200, ce qui correspond quasiment à une impossibilité

¹⁶⁸ Ville à régime circulaire au XIX^e siècle, Grenoble a donc connu une linéarisation qui serait intéressante à analyser plus en détails.

¹⁶⁹ Cf. sous-section 4.3.3.1 sur les mesures mises en œuvre par certains pays totalement linéaires pour recycler le phosphore.

¹⁷⁰ Il serait également intéressant d'analyser si Lille a connu une période linéaire ou si sa circularité historique du XIX^e siècle s'est prolongée, pour le phosphore, jusqu'à aujourd'hui.

technique d'atteinte du bon état (rendement théorique à atteindre de 99,5 % sur l'azote réduit) (Esculier & Andriamahéfa, 2014). Ces 48 agglomérations totalisent 2 millions d'habitants soit plus de 10 % des habitants du bassin de la Seine. Le tout-à-l'égout apparaît donc souvent incompatible avec les objectifs de la DCE et la principale réponse aujourd'hui apportée consiste à solliciter une dérogation pour impossibilité technico-économique d'atteinte des objectifs de la DCE.

On notera également la similitude entre la très faible circularité azotée du tout-à-l'égout – 4 % dans le cas de Paris (cf. sous-section 3.2.3.1) – et celle de la poudrette au XIX^e siècle – 10 % d'après Paulet (1853). Le procédé était alors jugé « barbare » par Paulet qui préconisait de valoriser la ressource constituée par cet azote réactif. Nous concluons à la non soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion occidentaux.

Conclusion de la troisième partie

L'application de la grille méthodologique de caractérisation socio-écologique des systèmes alimentation/excrétion, développée dans la seconde partie, permet donc de mettre au jour la grande variété des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité. Une distinction assez nette apparaît entre l'Extrême-Orient et l'Occident : les systèmes alimentation/excrétion urbains ont traditionnellement été plutôt circulaires en Asie et plutôt linéaires en Europe. Au XIX^e siècle, le « mutualisme fécond » ville-agriculture-industrie induit un intérêt pour la circularité en France et en Europe. Les modalités de gestion des urines et matières fécales ont toutefois très notablement varié selon les villes. La facilité avec laquelle l'azote réactif se volatilise ou s'infiltré induit que de nombreux procédés, tout en cherchant une certaine circularité, ont finalement conduit à des systèmes linéaires. Au milieu du XIX^e siècle, seules quelques villes et régions françaises, pratiquant la méthode flamande d'épandage des urines et matières fécales après stockage, ont probablement pu constituer un exemple de régime socio-écologique circulaire. Ce régime était soutenu par un modèle économique dont les producteurs d'urines et de matières fécales – c'est-à-dire les habitants des villes – tiraient un bénéfice.

L'analyse de la trajectoire socio-écologique de Paris montre que des changements très importants interviennent au cours des XIX^e et XX^e siècles. Son système alimentation/excrétion est devenu de plus en plus circulaire au cours du XIX^e siècle et la combinaison du tout-à-l'égout et de l'irrigation agricole des eaux usées a conduit à un pic historique de circularité à la Belle Époque, au début du XX^e siècle. Ce pic aura été de faible durée. Comme presque toutes les villes d'Occident, le système alimentation/excrétion de Paris s'est installé dans un régime essentiellement linéaire. Il est aussi caractérisé par un régime alimentaire de ses habitants peu sobre. Enfin, il est également inefficace et encore relativement polluant malgré les progrès accomplis sur les dernières décennies (cf. définitions données à la section 2.2.1).

L'analyse du système alimentation/excrétion dans son ensemble montre que la majorité de son empreinte biogéochimique se situe au niveau agricole, du fait des modalités de l'agriculture et de la richesse de régime alimentaire. L'alimentation et l'excrétion sont presque totalement découplées : les intrants agricoles sont des engrais issus de l'exploitation minière et de l'extraction d'hydrocarbures fossiles ; les excréments urbains sont des pollutions que l'on cherche à éliminer au plus bas coût. Le tout-à-l'égout a intimement couplé l'excrétion avec le système eau des villes et l'appréhension de l'alimentation et de l'excrétion comme faisant système a largement disparu de la société depuis la ferveur circulaire du XIX^e siècle.

Cette analyse conduit à caractériser les systèmes alimentation/excrétion occidentaux comme non soutenables. Nous chercherons dans les parties suivantes à analyser les leviers possibles de leur transition vers des régimes socio-écologiques soutenables.

4. Émergence de régimes circulaires dans le monde occidental

Au début du XXI^e siècle, le tout-à-l'égout centralisé est la modalité dominante de gestion des urines et matières fécales dans les villes occidentales. Il induit un système alimentation/excrétion linéaire généralisé à tout l'Occident. Or, depuis quelques années, de nombreuses initiatives sont apparues en Europe qui explorent les possibilités de remise en cause de certaines caractéristiques de ce système, à savoir la linéarité et/ou le tout-à-l'égout et/ou la centralisation.

Parmi ces initiatives, certaines mettent en œuvre une séparation à la source de l'urine. Dans cette thèse, la séparation à la source de l'urine désigne une chaîne de gestion (cf. Figure 3.24) dans laquelle l'interface usager dispose d'un réceptacle spécifiquement dédié à recevoir les urines. La séparation étant rarement absolue dans la pratique, on conservera l'appellation séparation à la source de l'urine pour toute interface usager dont l'effectivité de la séparation des urines permet de maintenir un volume et une composition physico-chimique du produit sortant de l'interface usager encore proche des urines brutes. Les récentes initiatives qui mettent en œuvre une séparation à la source de l'urine sont très souvent associées à des régimes socio-écologiques circulaires. En effet, après avoir isolé les urines, ces initiatives y dédient usuellement une nouvelle chaîne de gestion spécifique, qui permet ou prévoit la possibilité de valorisation agricole des nutriments de ces urines, entraînant alors par définition la mise en place d'un régime circulaire. Nous montrerons dans cette partie comment émerge une prise de conscience de l'importance de l'urine en termes des nutriments qu'elle contient (chapitre 4.1) et nous évaluerons les caractéristiques des régimes socio-écologiques qui peuvent être associés à la mise en place d'une séparation à la source de l'urine (chapitre 4.2).

Les initiatives ne mettant pas en œuvre une séparation à la source de l'urine sont également très nombreuses. Les modifications qu'elles peuvent entraîner en termes de régime socio-écologique sont moins évidentes. Nous analyserons ainsi les enjeux associés à leur émergence et les potentialités qu'elles semblent pouvoir offrir, en particulier par rapport à la circularité (chapitre 4.3).

Le travail présenté dans cette partie s'appuie sur la démarche générale de recherche-action menée dans cette thèse. Pour enquêter sur l'émergence de ces alternatives, nous avons en effet cherché à intégrer nous-mêmes les différentes communautés correspondantes (EcoSanRes, RAE, DWA, etc.) ce qui nous a permis de dépasser la simple enquête du fait de notre engagement simultané dans l'œuvre réalisée par ces communautés. Nous avons interrogé différentes parties prenantes liées à ces initiatives appartenant à des typologies d'acteurs assez variées telles que chercheurs, entrepreneurs, associations, institutions régulatrices, usagers, etc. Cette recherche s'est entre autres appuyée sur de nombreux

voyages d'études spécifiques dont les principaux comptes rendus sont disponibles en annexes 1, 2 et 3 : quatre voyages en Suède, deux voyages en Allemagne, un voyage aux Pays-Bas, un voyage en Suisse, un voyage en Drôme/Ardèche, un voyage dans le Sud-Ouest de la France, la participation au Forum Mondial de l'Eau de 2015 à Daegu en Corée du Sud et à quelques-uns de ses ateliers préparatifs. Cette démarche de recherche-action a été complétée par l'organisation de deux colloques en France sur la séparation à la source et une cinquantaine d'interventions relatives aux enjeux de la séparation à la source à diverses conférences.

4.1. La prise de conscience relative à l'urine

Comme nous l'avons vu précédemment (cf. en particulier la sous-section 1.2.3.1), l'urine présente trois caractéristiques fondamentales qui conditionnent l'importance qu'on peut lui attribuer et les modalités de sa gestion :

- l'urine est liquide. Elle est avant tout constituée d'eau, les autres éléments n'y sont que très minoritaires en proportion. Elle est donc aussi relativement pondéreuse et elle peut se prêter au transport gravitaire en tuyaux ;
- l'urine est salubre. Elle ne présente pas de risque lié à la présence d'éléments pathogènes transmissibles en climat tempéré (cf. section 2.2.2) ;
- l'urine contient la majorité des nutriments excrétés par les êtres humains, et en particulier l'azote, majoritairement sous forme d'urée à l'excrétion et rapidement hydrolysé en ammoniacque dans la plupart des conditions.

Ces trois caractéristiques sont résumées par la maxime suivante (Maxime 6).

Maxime 6 : « L'urine est liquide, salubre et riche en nutriments »

Ces propriétés ont été diversement exploitées selon les contextes et les enjeux auxquels les sociétés ont été confrontées. Nous avons vu au chapitre 3.1 la grande diversité spatio-temporelle des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité et les modalités très variables de gestion de l'urine associées. La séparation à la source de l'urine a ainsi pu être pratiquée pour tirer parti de sa composition chimique, tantôt comme source d'ammoniacque pour des usages non agricoles, tantôt comme engrais complet agricole. Dans les contextes où l'urine n'a pas ou peu été valorisée, il a plutôt été tiré parti exclusivement de son caractère liquide, pour permettre son évacuation par des canalisations ou son infiltration dans le sol. Ainsi, les toilettes à séparation d'urine dites Marino, répandues au XIX^e siècle dans de nombreuses villes danoises et suédoises, se développent-elles en particulier dans les immeubles à plusieurs étages, dotés de canalisation d'évacuation des eaux ménagères, pour évacuer les urines avec les eaux ménagères (Drangert, 2017) On recensait ainsi 20 000 toilettes Marino à Stockholm à la fin du XIX^e siècle pour une population totale de 300 000 habitants (Kvarnström *et al.*, 2006).



Figure 4.1 : Toilette Marino.

Source : Drangert (2017)

Cette séparation à la source de l'urine facilite ainsi la gestion des excréments dont il ne reste alors plus qu'une très faible fraction, celle des matières fécales, à sortir des appartements en transportant le réceptacle dédié (6 kg de matières brutes par personne et par mois – cf. sous-section 1.2.3.2). Mais la circularité du système alimentation/excrétion dans lequel s'inscrivent les toilettes scandinaves Marino dépend alors étroitement des modalités de gestion des eaux ménagères et urines collectées par canalisations. Dans le cas fréquent où ces eaux sont rejetées vers l'environnement – comme à Linköping d'après Neset (2005) –, la séparation à la source de l'urine participe alors d'un régime linéaire et polluant.

Dans ce contexte historique où la séparation à la source de l'urine a connu des modalités et des contextes d'application très variés selon les lieux et les époques, une certaine « prise de conscience relative à l'urine » apparaît en Europe dans les années 1990. Nous employons cette expression en

référence implicite à l'expression « urine blindness »¹⁷¹ utilisée par Drangert dans son article éponyme (Drangert, 1998) et dont nous proposons comme antonyme « urine awareness » ou en français « prise de conscience relative à l'urine ». Cette prise de conscience va s'accompagner d'un renouveau de la séparation à la source de l'urine, privilégiant cette fois-ci majoritairement la richesse en nutriments de l'urine pour valoriser ceux-ci et participer au développement de régimes socio-écologiques circulaires.

4.1.1. Un intérêt faible avant les années quatre-vingt-dix

Après la seconde guerre mondiale, en Europe, la séparation à la source de l'urine semble très peu répandue. Le recensement général de la population de 1946 réalisé en France montre un taux de pénétration déjà avancé de la toilette à chasse d'eau et du tout-à-l'égout dans les grandes villes françaises : près des deux tiers des immeubles des villes de plus de 100 000 habitants sont connectés au tout-à-l'égout – 65,7 % d'après ce recensement cité par Goubert (1984). Le tout-à-l'égout représente alors un modèle de développement, de confort et de modernité vers lequel tend la société française et les systèmes alternatifs sont plutôt les vestiges de pratiques surannées et dénigrées, comme le système classique de la toilette au fond du jardin. Une exception (notable) est celle des urinoirs masculins, principalement utilisés en dehors des logements (espace public, lieu de travail, etc.). S'ils permettent de réaliser une séparation à la source de l'urine masculine, la collecte de cette urine est le plus souvent conjointe de celle de l'urine et des matières fécales des toilettes à chasse d'eau et leur chaîne de gestion associée reste celle du tout-à-l'égout. Nous n'avons pas trouvé de références témoignant d'une application répandue de dispositifs circulaires de séparation à la source de l'urine, en France, dans la première moitié du XX^e siècle. Les régimes circulaires français du XIX^e siècle que nous avons décrits à la section 3.1.3, ont pu perdurer au début du XX^e siècle mais ils semblent avoir majoritairement mélangé urines et matières fécales. Après la seconde guerre mondiale, les investigations relatives aux alternatives au tout-à-l'égout semblent très peu nombreuses en France, *a fortiori* pour la séparation à la source de l'urine. Sur une période allant jusqu'aux années quatre-vingt-dix, seul un témoignage de prototype de toilette à séparation d'urine a pu être trouvé (Figure 4.2).

¹⁷¹ « Cécité relative à l'urine » (trad. personnelle).



Figure 4.2 : Toilette à séparation d'urine « Séparaterre ».
Développée par le Centre Culturel du Domaine de l'Étoile à Nice (France)
dans les années cinquante (Trelaün, 1983)

Il s'agit d'une toilette développée par le Centre Culturel du Domaine de l'Étoile, à Nice, un centre travaillant sur l'« autonomie d'un habitat sans pollution » (Trelaün, 1983). D'après Trelaün, des industriels avaient alors été approchés pour développer ce modèle de façon moins rustique mais le déploiement de ce modèle a buté sur l'exigence, pour les industriels, d'une demande de 20 000 à 50 000 toilettes pour justifier l'investissement correspondant. Plus généralement, en Europe, la séparation à la source de l'urine semble avoir été très peu pratiquée à cette époque dans une logique circulaire.

4.1.2. L'engouement suédois

Pour des raisons initiales de praticité, la séparation à la source de l'urine semble se diffuser pour les toilettes sèches des maisons de campagne en Suède dans les années soixante-dix (Johansson *et al.*, 2000). Nous formulons l'hypothèse que la combinaison de trois facteurs a créé un contexte favorable pour ce développement de la séparation à la source de l'urine :

- une toilette à séparation d'urine répandue en Suède au XIX^e siècle (toilette Marino) ;
- la popularisation de la maison de campagne dans les Trente Glorieuses ;
- la typologie des maisons de campagne suédoises, isolées, sans eau courante, avec des conditions pédologiques et géologiques peu favorables à l'infiltration.

Si l'utilisation ponctuelle de l'urine en tant qu'engrais a déjà dû exister à cette époque dans certains de ces systèmes à séparation d'urine, il semble que ceux-ci étaient majoritairement linéaires et aucune valorisation d'urine à une échelle supérieure à celle de l'habitant n'est mentionnée pour cette période (Vinnerås & Jönsson, 2013).

Or ce contexte particulier se double d'une sensibilité accrue aux problèmes environnementaux depuis les années soixante-dix (cf. section 1.1.3)¹⁷², en particulier en ce qui concerne la circulation des nutriments du système alimentation/excrétion. Ainsi, la DERU est arrêtée par le conseil européen en 1991 et la convention Oslo-Paris (OSPAR), dont la réduction de l'eutrophisation de la Mer Baltique est un des objectifs, est signée en 1992. Nous formulons également l'hypothèse que la géographie de la Suède caractérisée par une constellation de lacs intérieurs et de baies, une façade maritime donnant sur une petite mer presque fermée, la Baltique, induit une sensibilité locale accrue de ce territoire aux perturbations des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore et en particulier à l'eutrophisation.

Il nous semble donc que cette combinaison de facteurs explique en grande partie le fait que la Suède connaisse, à partir de 1990, un engouement spécifique pour la séparation à la source de l'urine¹⁷³. À partir de la fin des années quatre-vingts, de nombreux éco-villages sont construits en Suède (Norbeck, 1998). Beaucoup réalisent un effort particulier sur la gestion de leur assainissement, en particulier par l'installation de toilettes sèches où urines et matières fécales sont compostées conjointement pour produire un amendement (Vinnerås & Jönsson, 2013). Deux pionniers semblent ensuite avoir particulièrement œuvré à l'introduction de la séparation à la source de l'urine dans une logique de circularité (Johansson *et al.*, 2000) :

¹⁷² La Scandinavie y joue un rôle de premier plan : le premier sommet de la Terre s'est tenu à Stockholm en 1972 et le rapport « Notre avenir à tous » (WCED, 1987) est dirigé par une norvégienne, Gro Harlem Brundtland.

¹⁷³ On notera également qu'en 1754, Carl Gustav Ekeberg, capitaine de la Compagnie Suédoise des Indes Orientales et ami de Carl von Linné, présente à l'Académie des Sciences suédoise un précis historique de l'économie rurale des Chinois dans lequel il relate la pratique de séparation à la source de l'urine dans « des vases particuliers, qu'ils tiennent dans les maisons » aux fins de fertilisation des terres. S'il nous est ici impossible d'établir un lien entre cette mention isolée du XVIII^e siècle et l'histoire de la gestion des urines et matières fécales en Suède, il nous semble en revanche à peu près certain que Victor Hugo s'est appuyé sur la traduction française de ce précis, directement ou indirectement, pour écrire les premiers paragraphes de l'Intestin de Léviathan (Hugo, 1999) où il cite Ekeberg (*sic*) (Ekeberg, 1771).

- Mats Wolgast, professeur en urologie de l'université d'Uppsala, qui présente l'idée de séparer l'urine pour l'utiliser comme engrais en 1991¹⁷⁴ et qui construit dans son garage un prototype de ce qui deviendra la toilette à séparation WostMan. La première mise en œuvre à l'échelle d'un éco-village semble avoir lieu dès l'année suivante, en 1992, à Åkesta ;
- Bibbi Söderberg, une entrepreneure, qui développe la première toilette à séparation d'urine et à chasse d'eau mécanique en porcelaine en 1993, le modèle Dubbletten produit par la société BB Innovation & Co AB (Figure 4.3).

Il s'agit à notre connaissance des premiers exemplaires au monde de toilette qui permette de séparer les urines à la source tout en conservant les caractéristiques principales du standard occidental de la toilette usuelle, à savoir l'évacuation des matières fécales par une chasse d'eau mécanique et la facture en porcelaine.



Figure 4.3 : Bibbi Söderberg et la toilette à séparation d'urine Dubbletten.

Source : www.dubbletten.nu.

La Suède va ensuite connaître un certain engouement pour la séparation à la source de l'urine et le principal élément facilitateur identifié tient au fait que la séparation à la source de l'urine reçoit l'adhésion du parti social-démocrate alors au pouvoir. Les initiatives se multiplient à différentes

¹⁷⁴ Le fait que Mats Wolgast soit professeur en urologie n'est probablement pas anodin et le croisement disciplinaire entre la physiologie humaine et l'écologie aura certainement favorisé la prise de conscience relative à l'urine. Mats Wolgast publie en 1992 l'ouvrage en suédois *Rena vatten – Om tankar i kretslopp* Uppsala: Creanom (Eaux propres – pensées sur les cycles [trad. personnelle]) que nous ne nous sommes pas procuré.

échelles allant de un à environ 500 individus (maisons, immeubles, écoles, éco-villages, etc.) avec une initiative majoritairement citoyenne et, malgré un soutien politique, un investissement encore limité des administrations. Sur la dizaine d'années qui suit la première production de la Dubbletten, plus de 15 000 toilettes à séparation d'urine en porcelaine sont installées en Suède et plus de 120 000 toilettes sèches à séparation d'urine (ou adaptateurs à séparation d'urine) en plastique (Kvarnström *et al.*, 2006)¹⁷⁵.

Pour une population actuelle avoisinant les dix millions d'habitants, cela signifie donc que la séparation d'urine a impliqué une part relativement faible de la population. Beaucoup de réalisations concernent des éco-villages où la séparation à la source de l'urine se fait dans des contextes particuliers : zones périurbaines, faible densité, implication des habitants. Mais d'autres contextes d'application ont existé et certaines réalisations ont pu toucher un large public, tel l'équipement en toilettes à séparation d'urine du musée Universeum (Göteborg), qui accueille annuellement 500 000 visiteurs. Nous représentons Figure 4.4 la répartition géographique de ces initiatives qui montre le caractère national du mouvement d'intérêt pour la séparation à la source de l'urine.

¹⁷⁵ Cf. section 4.2.1 pour les différents modèles de toilettes développés et leur interaction avec la gestion des autres flux domestiques.



Figure 4.4 : Sélection de localités suédoises où la séparation à la source de l’urine est installée pour dix ménages ou plus entre 1995 et 2006.

Source : Kvarnström *et al.* (2006)

Si toutes ces initiatives n’aboutissent pas à l’établissement d’un régime circulaire par la valorisation des urines collectées en agriculture, l’éco-village Understenshöjden, construit vers 1995 dans la banlieue de Stockholm, est un bon exemple de système pérenne depuis plus de vingt ans. Les modalités de gestion de l’urine y sont assez simples : les maisons sont équipées de toilettes à

séparation d'urine et les urines sont dirigées vers des cuves de stockage mutualisées dans l'éco-village. La cuve est vidangée par un agriculteur qui les épand directement sur ses parcelles comme du lisier animal (Annexe 1).

4.1.3. Mobilisation de la communauté scientifique suédoise

Dans le même temps, l'idée de séparer à la source les urines pour disposer d'un engrais et de proposer ainsi un paradigme circulaire alternatif au tout-à-l'égout linéaire émerge dans la communauté scientifique. Si de nombreuses initiatives scientifiques isolées ont certainement existé avant 1990 pour proposer des modèles alternatifs de gestion des urines et matières fécales, il semble que la reconnaissance de l'urine comme une source possible de nutriments agricoles n'émerge réellement dans la communauté scientifique qu'à partir du milieu des années quatre-vingt-dix¹⁷⁶.

En Suède, des scientifiques se sont clairement inscrits dans ce mouvement national avec le montage, à partir de 1995, des premiers projets de recherche visant à évaluer et accompagner le développement de cette nouvelle pratique. Håkan Jönsson en est une des figures importantes par son implication continue sur le sujet pendant plus de vingt ans. Il intègre SLU, l'université suédoise des sciences agricoles à Uppsala au début des années quatre-vingt-dix et publie par exemple un article en 1997 sur la séparation à la source de l'urine (Jönsson *et al.*, 1997).

Deux ans plus tôt, dans cette même université, un article de Kirchmann & Pettersson (1995) intitulé *Human urine – Chemical composition and fertilizer use efficiency*¹⁷⁷ avait relaté une des premières expériences suédoises d'analyse de l'efficacité agronomique de l'urine utilisée comme engrais. Notons enfin l'article de Drangert (1998), *Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture*¹⁷⁸ qui met en exergue le fait que peu de gens sont conscients que l'urine contient la majorité des nutriments excrétés par le corps humain (cf. Maxime 3) et que la fin de cette cécité peut

¹⁷⁶ Le terme « reconnaissance » est ici à prendre avec l'acception de répétition du préfixe « re- » (« connaître à nouveau ») puisque nous avons montré à la section 3.1.3 que la connaissance de l'urine comme source d'engrais est bien établie et partagée en France, et probablement en Europe, dans la seconde moitié du XIX^e siècle.

¹⁷⁷ *L'urine humaine – composition chimique et efficacité de son utilisation en tant qu'engrais* (trad. personnelle). Cet article fait d'ailleurs référence à une communication en suédois, lors d'une conférence, de Kirchmann & Witter de 1991 qui semble analyser le potentiel de recyclage agricole des excréments humains. Nous ne nous sommes pas procuré les actes de cette conférence.

¹⁷⁸ *La cécité relative à l'urine et l'utilisation des nutriments des excréments humains en agriculture urbaine* (trad. personnelle).

permettre d'ouvrir la voie à une gestion des excréments humains qui ne soit pas exclusivement orientée vers la prémunition du risque infectieux, du fait de la salubrité de l'urine.

Dans cet article, Drangert propose une représentation conceptuelle des typologies d'assainissement de l'humanité illustrée par la figure suivante (Figure 4.5).

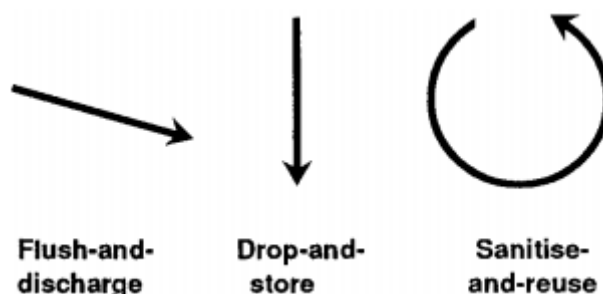


Figure 4.5 : Les trois typologies de gestion des urines et matières fécales de l'humanité.

Source : « tirer la chasse et oublier », « laisser tomber et stocker », « hygiéniser et recycler ». Winblad (1997)¹⁷⁹.

« Laisser tomber et stocker », représenté par la fosse d'aisance, est la solution la plus simple et la plus utilisée par l'humanité, qui amène fréquemment à contaminer les eaux souterraines. Son parent prestigieux, représenté par le tout-à-l'égout, est dénommé « tirer la chasse et rejeter » et entraîne la contamination des eaux superficielles. La fin de la cécité relative à l'urine peut amener, selon Drangert, à proposer une troisième voie soutenable qui, par la séparation à la source de l'urine, permet de réutiliser les nutriments des urines de façon salubre et de faciliter l'hygiénisation des matières fécales. Ce concept avait finalement assez rarement été mis en œuvre par l'humanité jusqu'à présent avec une bonne efficacité combinée de salubrité et de circularité (cf. troisième partie). Il est alors nommé *assainissement écologique* ou encore « ecological sanitation » en anglais ou « ecosan » en abrégé.

4.1.4. L'assainissement écologique dans les pays du Sud

Cette notion aura un fort rayonnement dans les pays du Sud où le système riche et prestigieux « tirer la chasse et rejeter » est hors de portée économique pour beaucoup et où l'amélioration conjointe de la salubrité et de la circularité par l'assainissement écologique peut représenter une opportunité

¹⁷⁹ Nous ne nous sommes pas procuré cette référence : Winblad U., 1997: Ecological Sanitation – A Global Overview. In: Drangert J.O., Bew J. and Winblad U. (eds.) Ecological Alternatives in Sanitation. Proceedings from Sida Sanitation Workshop, Balingsholm, Sweden 6–9 August 1997. Publications on Water Resources: No. 9, Stockholm. Le schéma est repris par Drangert (1998).

d'amélioration conséquente des conditions de vie. La communauté « ecosan » mondiale, enrichie des savoir-faire locaux, s'est ainsi fortement structurée autour de la séparation à la source de l'urine « à la suédoise », avec le soutien de l'organisme SIDA (Swedish International Development Cooperation Agency¹⁸⁰). On trouve une des premières mentions de cet assainissement écologique dans les actes du colloque organisé en 1997 par SIDA et intitulé « Alternatives écologiques en assainissement » – cf. références note 179 p. 260. Le programme de recherche et de développement international EcoSanRes se structure dans les années deux mille autour du Stockholm Environment Institute et de SIDA et tient la première « conférence internationale sur l'assainissement écologique » en 2001 à Nanning (Chine)¹⁸¹. La séparation à la source de l'urine et la circularité dans la gestion des urines et matières fécales aura dès lors un fort ancrage dans l'aide au développement des pays du Sud.

Les problèmes posés par la gestion des urines et matières fécales dans le contexte des pays du Sud sont d'une acuité extrême et témoignent souvent d'une triple peine pour les populations concernées : (i) insalubrité par la transmission des maladies féco-orales, (ii) pollution des milieux naturels et (iii) linéarité des nutriments, c'est-à-dire perte d'opportunité d'augmentation des rendements agricoles fréquemment très bas (Lassaletta *et al.*, 2014). Malgré son importance fondamentale pour permettre de garantir des conditions de vie décentes, la gestion des urines et matières fécales paraît sous-investie par l'humanité aujourd'hui. En 2010, 4,1 milliards de personnes – soit 60 % de l'humanité – vivent avec une gestion des urines et matières fécales insatisfaisante (Baum *et al.*, 2013)¹⁸². L'importance d'une bonne gestion des urines et matières fécales n'a été que très récemment prise en compte par l'Organisation des Nations Unies, en partie du fait du tabou entourant les excréments humains dans de nombreuses cultures et de la domination de sujets plus « nobles » (accès à l'eau potable, accès aux soins, etc.) qui sont pourtant très fortement corrélés. C'est d'ailleurs principalement la gestion des matières fécales, et les questions de salubrité qui y sont liées, qui est prise en compte, au détriment de la gestion des urines. Le cas des pays du Sud étant extérieur à notre cadre, nous ne développerons pas

¹⁸⁰ Agence suédoise internationale de coopération pour le développement (trad. personnelle).

¹⁸¹ http://www.ecosanres.org/pdf_files/Nanning_Conf_report_final.pdf.

¹⁸² Cette évaluation, plus sévère que celle de l'ONU, nous paraît mieux refléter l'état de l'assainissement mondial. La prise en compte de la circularité comme un critère de caractérisation d'un assainissement convenable et soutenable, proposé à l'ONU par l'auteur dans le cadre de la construction des objectifs de développement de 2015, a été jugée pertinente mais irréalisable aujourd'hui, dans un contexte où la simple mention de l'assainissement parmi les objectifs prioritaires de l'ONU n'est déjà pas évidente.

d'avantage l'analyse relative à la gestion des urines et matières fécales dans ces contextes mais son importance est fondamentale dans une perspective plus globale¹⁸³.

4.1.5. Foyers internationaux et rayonnement

Les années quatre-vingt-dix voient aussi le développement d'une prise de conscience relative à l'urine dans d'autres pays européens et son caractère postérieur à l'émergence du sujet en Suède laisse supposer une contribution suédoise non négligeable à la diffusion de ce mouvement, même si le concept de circularité dans l'assainissement, usuellement sans séparation à la source de l'urine, et plus généralement la recherche d'alternatives au tout-à-l'égout, ont existé antérieurement dans la plupart des pays. La notion de rayonnement utilisée dans cette partie n'est ainsi pas nécessairement à comprendre comme un rayonnement centrifuge émanant exclusivement de la Suède mais plus généralement la diffusion d'un concept dont la Suède aura été le premier pôle d'importance en termes d'antériorité et du nombre de réalisations en Europe.

La majorité des pays scandinaves constituent des lieux de rayonnement privilégié :

- le Danemark avec le développement de quelques éco-villages mettant en œuvre la séparation à la source de l'urine (cf. par exemple les éco-villages danois Hyldespjældet et Munksøgård construits autour des années deux mille dont le fonctionnement perdure) et les essais aux champs d'épandage d'urine humaine commencés en 2003 par Jakob Magid et l'université de Copenhague (Annexe 1) ;
- la Finlande, très active en particulier sur les toilettes sèches avec la tenue, tous les trois ans, de la conférence internationale des toilettes sèches à Tampere depuis 2003 ;
- la Norvège avec les travaux de Petter Jenssen (Jenssen & Vatn, 1991).

Il semble que la proximité géographique et culturelle ait joué un rôle non négligeable dans la diffusion de cette prise de conscience relative à l'urine puisque les trois autres pays européens concernés sont tous germaniques, à savoir la Suisse, l'Allemagne et les Pays-Bas.

En Suisse, Tove Larsen (d'origine danoise) et Willi Gujer publient en 1996 un article fondateur intitulé *Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine)*¹⁸⁴ dans lequel ils

¹⁸³ On notera également l'implication de la fondation Bill & Melinda Gates sur les solutions d'assainissement adaptées aux Pays du Sud, suscitant le développement de nouvelles techniques de traitement des urines et matières fécales.

¹⁸⁴ *Gestion séparée de solutions de nutriments anthropogéniques (urine humaine)*.

présentent les caractéristiques principales de l'urine (cf. Maxime 3 et Maxime 6) et esquissent des premières pistes d'application du principe de séparation à la source de l'urine dans le contexte des pays équipés en tout-à-l'égout (Larsen & Gujer, 1996). La périphrase acronymique (ANS pour Anthropogenic Nutrient Solution) qui sert à nommer l'urine humaine dans cet article en dit long sur l'extrême originalité de la présentation de ce concept pour la communauté scientifique d'une revue comme *Water Science & Technology* en 1996. Tove Larsen fait d'ailleurs part de nombreux dénigrement lors des premières années de présentation de ce nouveau concept (Larsen & Gujer, 2013 ; Larsen, 2017). La postérité de cet article aura été féconde puisque la séparation à la source de l'urine constitue depuis maintenant vingt ans un axe important de recherche développé par l'EAWAG avec les programmes successifs Novaquatis (2000-2007), Vuna (2010-2015), Blue Diversion Toilet (depuis 2011 – www.bluediversiontoilet.com), Wings (depuis 2016), etc. En termes de réalisations, la Suisse n'a pas connu d'engouement citoyen similaire à ce qu'a pu connaître la Suède dans les années quatre-vingt-dix mais la pérennité de son engagement sur le sujet depuis vingt ans, en contexte occidental comme dans l'aide au développement, en fait un pilier important de la prise de conscience relative à l'urine.

En Allemagne, les réflexions relatives aux alternatives au tout-à-l'égout n'ont pas été centrées sur la séparation à la source de l'urine. Ainsi, Ralph Otterpohl, un des précurseurs des techniques alternatives d'assainissement en Allemagne, indique qu'ils furent une poignée de personnes à avoir des idées similaires sur la possibilité de reconsidérer les eaux usées comme une ressource à valoriser et non comme un déchet à éliminer, au début des années quatre-vingt-dix, « avant les Suédois » (Annexe 3). Tel Petter Jenssen, en Norvège, qui dans une communication conjointe avec Arild Vatn de 1991, met en exergue les potentialités des systèmes d'assainissement décentralisés pour mettre en œuvre des régimes circulaires par une gestion conjointe des urines et des matières fécales, séparée des eaux ménagères, et des toilettes « biologiques » à traitement décentralisé (compostage, méthanisation, séchage, etc.) (Jenssen & Vatn, 1991). Otterpohl *et al.* publieront un article explicitant ces nouveaux concepts en 1997 (Otterpohl *et al.*, 1997).

Les premières réalisations allemandes sont donc assez variées dans les typologies de chaînes de gestion mises en œuvre : toilettes sèches à compost dans des éco-villages dès les années quatre-vingts, séparation à la source de l'urine par endroits et séparation à la source des eaux-vannes sous-vide dans d'autres à partir de la fin des années quatre-vingt-dix (Londong, 2013). Le groupe de travail créé en 1999 au sein de l'association DWA (association allemande pour l'eau, l'assainissement et les déchets¹⁸⁵) adopte NASS comme dénomination de ce nouveau centre d'intérêt des alternatives au tout-

¹⁸⁵ Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Cette association correspond relativement bien à l'association française ASTEE.

à-l'égout linéaire et centralisé : NASS est l'acronyme de Neuartige Sanitärsysteme, traduit en anglais par New Alternative Sanitation Systems ou encore en français « nouveaux systèmes alternatifs d'assainissement »¹⁸⁶. La dénomination de cette commission et son portage montrent déjà une différence assez nette avec le mouvement suédois. Ce dernier est centré sur l'écologie et la fermeture des cycles biogéochimiques et il est porté par des citoyens, la recherche et l'agence nationale d'aide au développement. La commission allemande qui se structure dans les années deux mille est elle portée par une fédération de professionnels et de scientifiques et se donne comme objet d'étude très large l'alternative à l'existant, sans qualification supplémentaire de cette alternative. Nous verrons dans le chapitre 4.3 comment cette différence se traduit en termes de caractéristiques des nouveaux régimes socio-écologiques associés. Le lien avec l'aide au développement est également fort en Allemagne puisque l'agence allemande de coopération internationale (GIZ) porte depuis 2007 le réseau international SuSanA (*Sustainable Sanitation Alliance* – alliance pour l'assainissement durable) et avait testé l'application à son propre bâtiment, à Eschborn, des principes de l'assainissement soutenable prôné par SuSanA.

Enfin, aux Pays-Bas, la situation s'avère assez similaire à celle de l'Allemagne puisque l'alternative au tout-à-l'égout centralisé et linéaire bénéficie dès 2000 d'un portage institutionnel de STOWA (Fondation pour la recherche appliquée dans le domaine de l'eau¹⁸⁷). STOWA a permis d'impulser, de financer et de fédérer les efforts de recherche, les développements et les réalisations d'alternatives (Swart & Palsma, 2013). Comme en Allemagne, le terme choisi pour fédérer ces alternatives est assez large, « Nieuwe Sanitatie », c'est-à-dire « nouvel assainissement »¹⁸⁸ et comprend une variété d'initiatives qui seront détaillées au chapitre 4.3.

Notons enfin, toujours dans l'espace germanique, le projet autrichien Solar City, lancé à Linz en 1998 (lotissement de 250 personnes avec toilettes à séparation d'urine – Oldenburg, 2009). C'est également en Autriche que se situe l'école de Vienne de l'écologie sociale.

Dans les autres pays européens, il ne nous semble pas y avoir de structuration autour de cette thématique ni de prise de conscience relative à l'urine partagée par un grand nombre d'acteurs avant les années deux mille dix, contrairement aux différents pays que nous venons de citer.

Nous voyons aussi que la prise de conscience ne concerne pas seulement l'urine mais plus généralement l'eau usée désormais vue comme ressource, au sein de laquelle l'urine concentre la

¹⁸⁶ Trad. personnelle.

¹⁸⁷ Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (trad. personnelle).

¹⁸⁸ Trad. personnelle.

majorité des ressources en termes de nutriments. On peut illustrer cette prise de conscience par le graphique ou le tableau, souvent présentés à partir des années quatre-vingt-dix, de la répartition de l'origine des différents composants des eaux usées. On y croise la décomposition des eaux usées en sources (urines, matières fécales, eaux de chasse et eaux ménagères) avec la décomposition en caractéristiques physico-chimiques (volumes, masses, thermies, quantités de carbone, azote, phosphore, potassium, etc.). Nous l'illustrerons ici par la version française d'un graphique réalisé par Otterpohl (2003) (Figure 4.6).

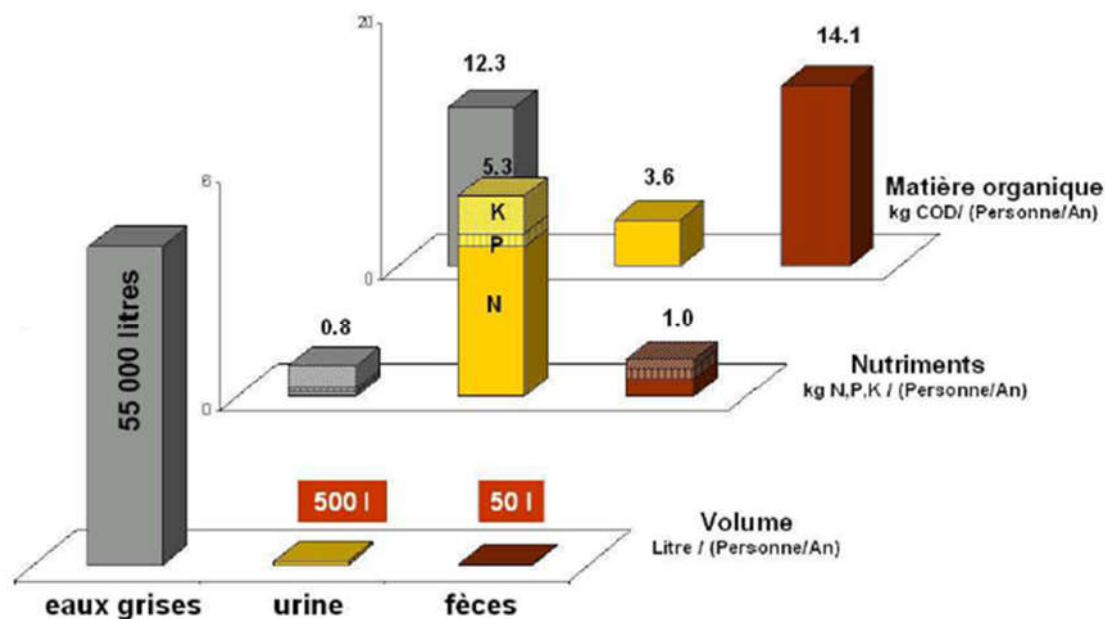


Figure 4.6 : Composition croisée des eaux usées domestiques en termes de composition chimique et de sources principales de ces éléments.

Source : Otterpohl (2003).

On trouvera de nombreuses déclinaisons de ce graphique dans la littérature (Johansson *et al.*, 2000 ; Larsen & Lienert, 2007 ; Etter *et al.*, 2015 ; Eme & Boutin, 2015 ; etc.). On le complètera utilement par une analyse en termes énergétiques, tels que présenté par exemple par Larsen (2015) dans la tableau suivant (Tableau 4.1).

Tableau 4.1 : Contenu énergétique des eaux usées domestiques typiques européennes (kWh/pers/an)

Source : Larsen (2015)

		Comments
Heat ^a contained in warm water	800	65 L/p/day, heated from 10 to 38 °C
Chemical energy contained in organic matter	150	120 g _{COD} /p/day; based on lower heating value of methane: 12.5 kJ/g _{COD}
Chemical energy 'embedded' in N and P	50	Maurer et al. (2003), Invested in the fertilizer industry, primarily for producing bioavailable N from N ₂ .

^a Please note that heat has a lower quality than chemical energy.

Dans le même esprit, et dans une perspective de mise en exergue d'un système alimentation/excrétion, le tableau suivant indique le croisement entre la composition des excréments humains et les besoins en nutriments des plantes comme proposé par Drangert (1998) (Tableau 4.2).

Tableau 4.2 : Besoin en azote, phosphore et potassium pour produire 250 kg de céréales et nutriments contenus dans les urines et matières fécales (suédoises).

Source : Drangert (1998)

Important nutrients	Urine 500 l/year	Faeces 50 l/year	Total	Nutrient needed for 250 kg cereals
Nitrogen (N)	4.0 kg, 88%	0.5 kg, 12%	4.5 kg, 100%	5.6 kg
Phosphorus (P)	0.4 kg, 67%	0.2 kg, 33%	0.6 kg, 100%	0.7 kg
Potassium (K)	0.9 kg, 71%	0.3 kg, 29%	1.2 kg, 100%	1.2 kg
Total amount of N+P+K	5.3 kg	1.0 kg	6.3 kg	7.5 kg

Cette prise de conscience relative à l'urine et aux eaux usées, trouvée dans l'Europe scandinave et germanique¹⁸⁹ à la fin du XX^e siècle, rappelle celle que Paulet mentionne en France trois siècles plus tôt (cf. section 3.1.3). L'esprit du graphique de la Figure 4.6 se retrouve d'ailleurs très souvent dans les écrits français du XIX^e siècle cités par Barles (2005).

Si le contexte d'émergence de cette prise de conscience en Europe à la fin du XX^e siècle est clairement lié à la double conjonction d'une sensibilité aux perturbations planétaires majeures de l'Anthropocène et d'une recherche de nouvelles ressources dans une Europe ayant déjà majoritairement exploité ses

¹⁸⁹ Nous employons le terme germanique au sens large des peuples dont la langue appartient au groupe germanique. Il faudrait en exclure le Royaume-Uni, l'Irlande voire l'Islande où nous n'avons pas identifié l'émergence de cette prise de conscience. On pourrait intégrer la Scandinavie dans l'espace germanique – au sens linguistique – mais pour éviter les confusions nous choisissons ici le terme d'Europe scandinave et germanique.

ressources fossiles les plus facilement disponibles, il serait intéressant d'analyser en quoi ce contexte pourrait être rapproché de la prise de conscience indiquée par Paulet et du mouvement général, lié à la révolution industrielle, de recherche de ressources mis en exergue par Barles (Barles, 2005) (cf. section 3.1.3). On notera également le rappel culturel au monde germanique dans l'emploi des urines et matières fécales au XIX^e siècle justement dénommé « à la flamande » et dont nous avons vu qu'il se pratiquait en Flandres, en Alsace, en Belgique, aux Pays-Bas et dans le Palatinat. Cela témoigne peut-être d'une disposition culturelle encore plus profonde, distinguant alors le monde germanique des autres cultures, par rapport à l'utilisation des excréments humains en agriculture, peut-être également corrélée aux différences religieuses entre le catholicisme et le protestantisme. Il serait alors intéressant d'étudier l'importance de ces différences culturelles de relation aux excréments et en quoi elles sont toujours d'actualité aujourd'hui ou susceptibles d'évoluer.

Pour la fin du XX^e siècle et le début du XXI^e siècle, nous proposons d'illustrer la diffusion de cette prise de conscience relative à l'urine, croisée avec une prise de conscience relative aux eaux usées, sur la carte suivante (Figure 4.7). Les dates ont été choisies pour illustrer les périodes où il nous paraît y avoir suffisamment de travaux universitaires ou de réalisations, indiqués préalablement, pour caractériser une prise de conscience. Elles sont arrondies à 5 ans. Pour les eaux usées, nous avons choisi un critère relativement restrictif qui est celui de la diffusion de la collecte sous-vide des urines et matières fécales : il ne correspond qu'à une certaine forme de réalisation de la prise de conscience relative aux eaux usées mais nous paraît assez caractéristique d'un mouvement général européen de cette période que nous avons ainsi voulu illustrer ici et dont nous détaillerons les tenants et aboutissants à la section 4.3.2.

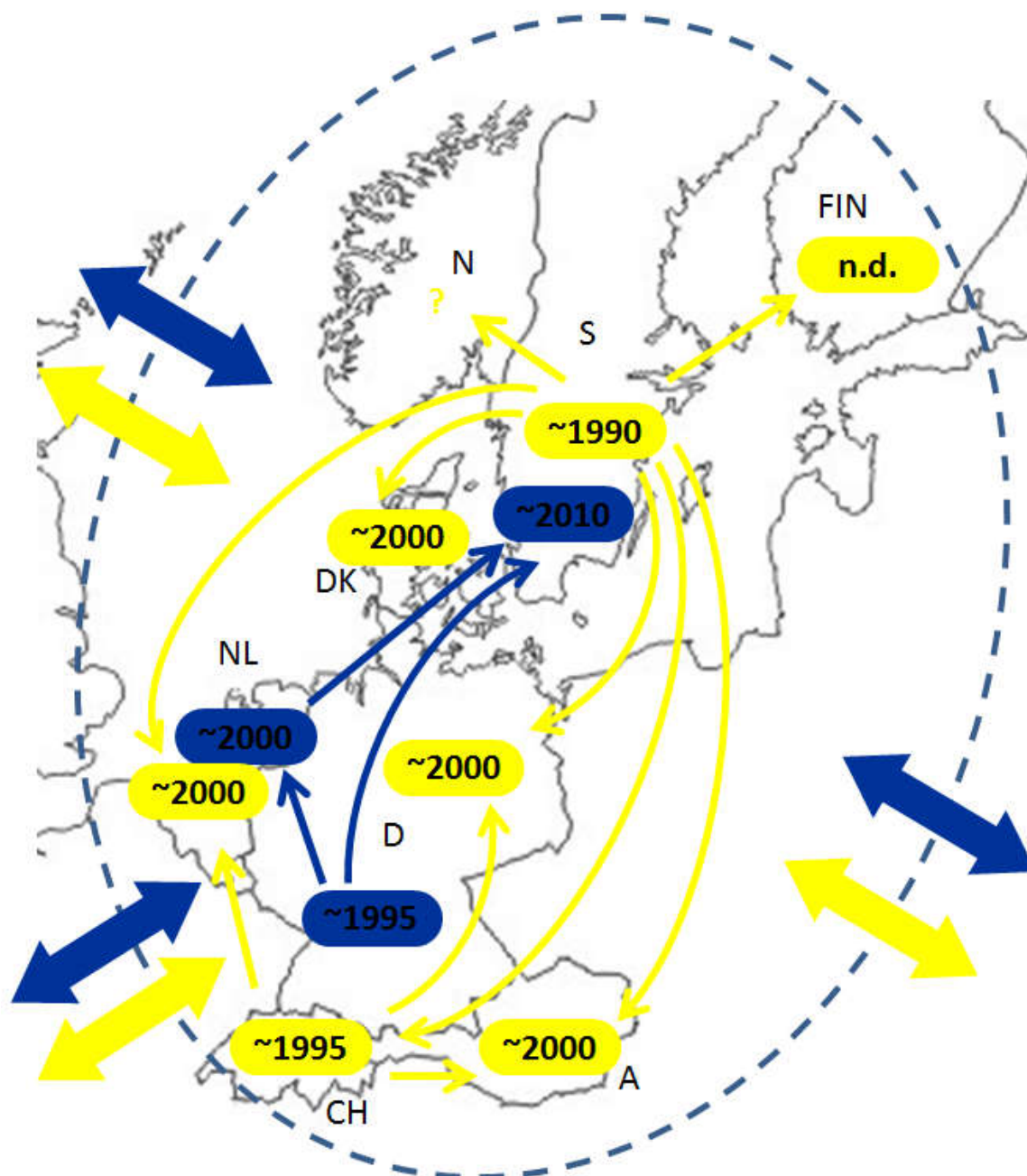


Figure 4.7 : Diffusion de la prise de conscience relative à l'urine et aux eaux usées en Europe scandinave et germanique entre 1990 et 2010.

En jaune : prise de conscience relative à l'urine. En bleu : prise de conscience relative aux eaux usées illustrée par la collecte sous-vide des urines et matières fécales. A : Autriche, CH : Suisse, D : Allemagne, DK : Danemark, FIN : Finlande, N : Norvège, NL : Pays-Bas, S : Suède.

En conclusion, nous avons ainsi montré que la Suède et l'Europe germanique voient se diffuser, à partir des années quatre-vingt-dix, une prise de conscience relative à l'urine humaine. Nous avons majoritairement cantonné notre analyse à des secteurs restreints de la société des différents pays européens, telles que les différentes associations mentionnées précédemment. Le caractère parcellaire, au sein de la société et des citoyens européens dans leur ensemble, de cette prise de conscience est

évident, en particulier du fait de l'imprégnation quasiment totale de la société dans le paradigme du tout-à-l'égout et du tabou culturel entourant les excréments et il serait intéressant d'analyser plus finement quelles relations et quel écho cette diffusion sectorielle a pu avoir avec les populations des différents pays dans leur ensemble. Pour autant qu'elle ne concerne donc qu'une fraction de la population des pays européens scandinaves et germaniques, cette prise de conscience relative à l'urine humaine met donc au jour que l'urine humaine (cf. Maxime 6) :

- ne pose pas de problème de salubrité ;
- contient la majorité des nutriments assimilés puis excrétés par les êtres humains ;
- pourrait offrir conséquemment la possibilité, par sa séparation à la source, sa collecte et sa valorisation agricole, de faire muter le régime socio-écologique linéaire des systèmes alimentation/excrétion du monde occidental basés sur le tout-à-l'égout vers des régimes socio-écologiques circulaires.

À partir des années deux mille et surtout deux mille dix, on voit essaimer de nombreuses recherches et également des développements et des réalisations autour des possibilités de gestion de l'urine humaine de manière alternative au tout-à-l'égout. Ces récentes contributions ont considérablement enrichi les connaissances autour des possibilités de mise en œuvre de la séparation à la source de l'urine et de ses chaînes de gestion associées. Dans le chapitre suivant (chapitre 4.2), nous allons ainsi passer en revue les modalités techniques envisageables aujourd'hui qui permettent de réaliser concrètement une séparation à la source de l'urine et les différents maillons de la chaîne de gestion subséquente. Nous évaluerons également leurs performances, principalement sur le plan de la circularité et plus largement environnemental.

4.2. Possibilités techniques de séparation à la source et de valorisation de l'urine

Nous nous intéressons dans ce chapitre exclusivement à la séparation à la source de l'urine et allons chercher à analyser en quoi les différentes chaînes de gestion associées, théoriques ou réalisées, peuvent correspondre à l'opportunité d'une émergence de régime circulaire dans le contexte du monde occidental. Nous effectuons donc ici une revue méthodique de l'ensemble des maillons d'une chaîne de gestion de l'urine, depuis l'interface usager jusqu'à l'usage final, et chercherons à mettre en évidence les avantages ou les inconvénients des différents moyens techniques envisageables au regard de la possibilité de réalisation d'une chaîne de gestion circulaire. Nous essaierons de mettre en lumière les points les plus critiques qui seraient à même de conduire au dysfonctionner d'une chaîne de gestion des urines.

Nous nous placerons plus spécifiquement dans le contexte des villes françaises mais chercherons autant que possible à maintenir une analyse généralisable au monde occidental en général. On pourra bien sûr toujours se référer à Tilley *et al.* (2014) pour obtenir certains compléments sur cette partie, ainsi qu'à Larsen *et al.* (2013) et quelques sites internet spécifiquement dédiés aux systèmes d'assainissement alternatifs au tout-à-l'égout¹⁹⁰. En fin de chapitre, nous ferons un bilan de cette revue afin de préciser les chaînes de gestion qui nous paraissent les plus pertinentes et d'évaluer leur efficacité dans les différentes conditions de mise en œuvre envisageables.

4.2.1. Interface usager

L'équipement actuel du monde occidental en interfaces usagers est aujourd'hui relativement peu propice à la séparation à la source universelle de l'urine. Ainsi, en France, plus de 99 % des foyers sont équipés en toilettes à chasse d'eau mécanique ne permettant pas la séparation à la source de l'urine. Cet équipement, construit progressivement depuis environ un siècle (cf. section 3.1.4), impose déjà à lui seul qu'une transition socio-écologique par la seule séparation à la source de l'urine s'inscrit nécessairement dans une échelle de temps de plusieurs décennies. Nous aurons l'occasion de préciser cet aspect dans la partie suivante (cinquième partie).

¹⁹⁰ Cf. en particulier www.sswm.info, www.susana.org, et en France www.rae-intestinale.fr.

4.2.1.1. Urinoirs masculins

Urinoirs masculins à chasse d'eau

L'urinoir masculin réalise déjà aujourd'hui une séparation à la source de l'urine dans de nombreux contextes. En France, on le trouve majoritairement dans les zones où les toilettes constituent un équipement mutualisé tels que :

- les lieux de travail ou d'études (immeubles de bureaux, écoles – cf. Figure 4.8) ;
- les lieux de passage (gares, aéroports, etc.) ;
- la voie publique (vespasiennes) ;
- les lieux d'événementiel, temporaires ou permanents (festivals, concerts, congrès, etc.).

Dans la majorité des cas, les urinoirs masculins sont reliés au tout-à-l'égout et la séparation à la source de l'urine permise par l'urinoir masculin rejoint la chaîne de gestion des matières fécales et des eaux usées dès le stade de la collecte. Dans l'optique d'une chaîne complète de gestion séparée des urines, les urinoirs masculins constituent toutefois une interface usager déjà largement répandue et appropriée. L'urinoir masculin constitue donc à ce jour l'interface usager la plus à même de permettre la réalisation d'une séparation à la source de l'urine. Nous marquons ce fait par la maxime suivante (Maxime 7).

Maxime 7 : « La population masculine française pratique déjà largement la séparation à la source de l'urine »



Figure 4.8 : Urinoir à chasse d'eau masculin

Source personnelle.

Urinoirs masculins secs

En outre, depuis quelques années sont apparus des urinoirs masculins secs, c'est-à-dire sans chasse d'eau. Les urines de ces urinoirs sont toujours collectées conjointement avec les eaux usées et leur émergence semble principalement liée à la volonté de limiter les consommations d'eau potable, s'inscrivant en cela dans un mouvement plus général de baisse des consommations d'eau potable de la société française.

L'urinoir sec masculin offre une opportunité supplémentaire de mise en œuvre de séparation à la source de l'urine, qui plus est avec une séparation quasiment parfaite puisque les urines ainsi collectées ne sont pas diluées par une chasse d'eau (contrairement aux urinoirs classiques) et sont très peu contaminées par d'autres éléments, si ce ne sont les produits d'entretien utilisés dans la cuvette de ces urinoirs.

L'élément critique de fonctionnement de l'urinoir sec masculin réside dans son siphon. En effet, tous les équipements d'évacuation d'eaux usées, y compris les urinoirs à chasse d'eau masculins, sont dotés d'un siphon hydraulique. Cette invention est décisive et liée au développement du tout-à-l'égout

puisque c'est le siphon hydraulique qui permet de bloquer les remontées de gaz et de molécules volatiles, et donc d'odeurs, voire d'animaux (insectes principalement) venant des égouts vers les lieux de vie.

S'il est relié à un équipement susceptible d'émettre des odeurs¹⁹¹, l'urinoir sec masculin doit donc permettre de maintenir cette fonction de siphon sans pouvoir maintenir l'usage d'eau de chasse pour remplir un siphon hydraulique. Le remplissage d'un siphon hydraulique par l'urine exclusivement n'est pas envisageable du fait des odeurs dégagées par l'urine stockée dans ce siphon (ammoniac d'hydrolyse de l'urée et autres composés volatils azotés et soufrés – cf. Hashemi & Han, 2017). L'urinoir sec masculin est donc usuellement doté d'un siphon sec c'est-à-dire d'une pièce qui doit permettre l'écoulement des urines dans un sens mais empêcher la remontée des odeurs de l'autre.

Plusieurs modèles de siphons secs ont été développés. Celui que nous avons le plus fréquemment rencontré est constitué d'une membrane souple, en forme de **V**, qui permet l'écoulement de l'urine dans un sens par l'ouverture du « bas du **V** » mais fermé au repos pour empêcher la remontée des odeurs. De nombreuses autres possibilités existent pour réaliser un siphon sec, tels que les siphons à film lipidique, l'utilisation d'une vanne de fermeture complète, ouverte uniquement lors de la miction urinaire ou encore de manière plus artisanale la balle de ping-pong (De Gouvello, 2009).

L'introduction du siphon sec dans un contexte dominé par le siphon hydraulique n'est pas anodine. Les modalités de son entretien diffèrent de celles du siphon hydraulique et les gestionnaires d'un urinoir sec doivent s'en approprier les modalités spécifiques d'entretien. Une enquête réalisée auprès du personnel en charge de l'entretien des urinoirs secs masculins du bâtiment Coriolis de l'École des Ponts ParisTech a ainsi montré qu'aucune des personnes impliquées dans la gestion de ces urinoirs secs n'est informée ni formée à l'importance d'un entretien spécifique de ces siphons (Smail, 2016).

4.2.1.2. Urinoirs féminins

Différences hommes/femmes par rapport à la séparation à la source de l'urine

L'urinoir masculin distingue hommes et femmes par rapport à la séparation à la source de l'urine puisqu'il n'est adapté qu'aux personnes de sexe masculin et, du fait de la séparation usuelle des cabinets de toilettes entre hommes et femmes, il est présent uniquement dans les cabinets réservés aux hommes. La séparation à la source de l'urine est donc, *de facto*, réalisée aujourd'hui presque

¹⁹¹ Ce sera très usuellement le cas puisque l'écoulement de l'urine dans un tuyau, indépendamment de la nature du débouché de ce tuyau, entraîne presque toujours un dépôt odorifère sur les parois.

exclusivement par les personnes de sexe masculin. Le développement éventuel de la collecte sélective d'urine sera donc confronté à cette différence entre hommes et femmes (cf. cinquième partie).

Les différences anatomiques y contribuent en grande partie. Les femmes disposent d'une capacité d'orientation de leur miction urinaire plus dépendante de la position de leur corps que les hommes. La réalisation d'une interface usager permettant la collecte spécifique des urines, à l'exclusion des matières fécales, en est rendue plus difficile. La différence anatomique n'est cependant pas la seule cause explicative de la quasi absence d'urinoir féminin dans la société et les postures de miction urinaire relèvent également d'un fait culturel.

En France, nous avons interrogé la personne responsable de l'entretien de l'urinoir public qui a temporairement été installé dans le square Saint-Laurent dans le IX^e arrondissement de Paris (Figure 4.9). Ses statistiques de fréquentation de l'urinoir indiquent qu'environ 2 % des utilisateurs de cet urinoir étaient des femmes, alors même que cet urinoir ne disposait pas de porte mais uniquement de cloisons latérales.



Figure 4.9 : Urinoir temporairement installé dans le square du jardin Saint-Laurent à Paris IX^e.

Source : www.greenpee.fr – dernière consultation le 27 novembre 2017.

L'urinoir féminin est une interface usager qui existe tout de même, bien qu'il soit quasiment absent dans la société française aujourd'hui. La thèse de Bettina Möllring comporte une longue section relative à l'urinoir féminin à laquelle on pourra utilement se référer pour analyser plus en détail l'histoire et les potentialités de cette interface usager – et des toilettes en général (Möllring, 2003).

Nous avons trouvé des témoignages de son utilisation contemporaine dans quelques cas plutôt isolés et en particulier :

- les lieux d'événementiel ;
- les lieux de passage (Figure 4.10).



Figure 4.10 : Urinoir féminin.

Installé dans des toilettes publiques à Francfort. Source : SuSanA.

Accessoires de miction urinaire

De nombreux accessoires existent par ailleurs qui peuvent faciliter la collecte d'urine. Ainsi, pour les femmes, différents types d'entonnoirs adaptés à la morphologie du pubis sont ou ont été commercialisés : Urinella, Pippi Lissi, Petit Pissoir, Sanifem-Freshette (Möllring, 2003), Pisse-Debout (www.pissedebout.fr). Ils peuvent être à usage unique (en carton) ou réutilisables (en plastique souple ou rigide). Les domaines d'application pour lesquels ils ont été conçus sont assez variés (festivals, escalade, maladie, etc.). Ils servent principalement à permettre aux femmes d'avoir une liberté à peu près similaire à celle des hommes pour uriner.

4.2.1.3. Toilette à séparation d'urine¹⁹²

Toilette à séparation d'urine à chasse d'eau

Comme nous l'avons vu à la section 4.1.2, la Suède est à l'origine de la toilette à séparation d'urine à chasse d'eau mécanique. Après les premiers modèles Dubbletten (cf. Figure 4.3) et Wost Man, la grande entreprise de sanitaires suédoise Gustavsberg AB en développe aussi. Les différents modèles correspondants sont présentés sur les illustrations ci-après (Figure 4.11).

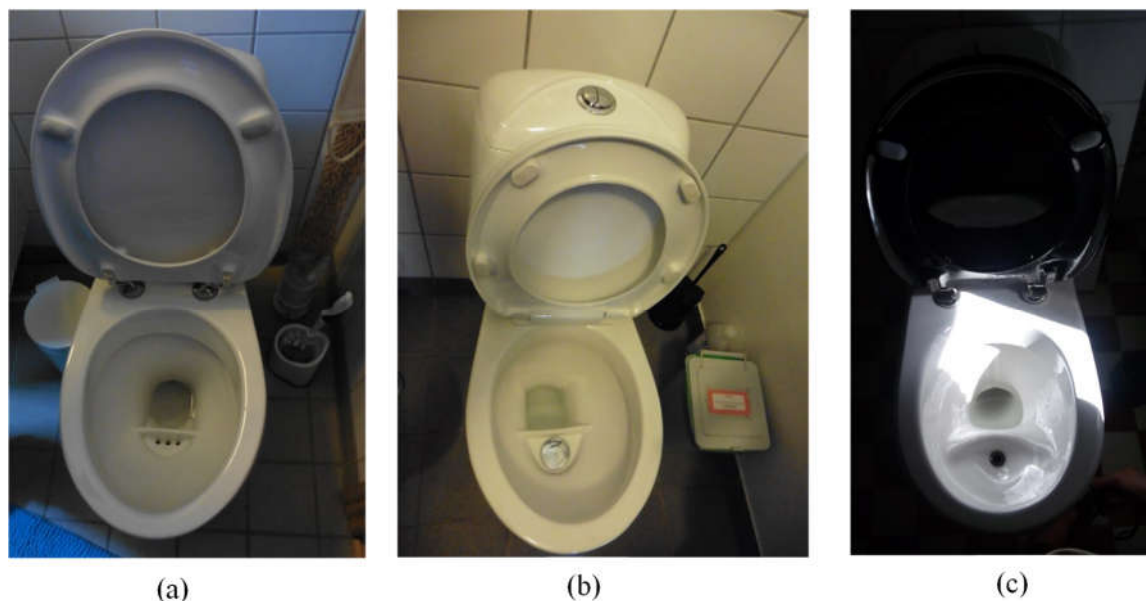


Figure 4.11 : Toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau.

Modèles Wost Man Ecology – deux modèles successifs (a, b) – et Gustavsberg (c).

Source personnelle.

¹⁹² Nous choisissons le terme « toilette à séparation d'urine » qui nous paraît être relativement répandu chez les francophones et le mieux adapté. Tilley *et al.* (2014) utilisent la formulation un peu lourde « toilettes à chasse avec séparation des urines » et le terme consacré en anglais est « urine diversion toilet », terme préféré à « urine separation toilet » par la communauté de la séparation à la source car il permet de mieux mettre en exergue que les urines sont naturellement séparées des matières fécales par le corps humain et que la toilette ne sert qu'à recueillir séparément les deux flux en effectuant une « diversion » des urines par rapport aux matières fécales. La traduction de « diversion » en français pourrait être « dérivation », « déviation » ou « détournement » mais nous préférons conserver le terme consacré par l'usage « séparation » qui ne nous paraît pas incorrect dans son acception française. Outre la notion de dissociation de deux choses liées, le Trésor de la Langue Française informatisé (TLFi) donne ainsi comme définitions possibles à « séparer » : « ne pas accoler » et « traiter à part » ce qui correspond bien à notre sens au cas des toilettes en question.

Sur ces toilettes, le siphon de l'évacuation des urines est un simple siphon hydraulique. Son utilisation est possible car les urines sont évacuées avec une chasse d'eau. En dehors des éco-villages scandinaves où l'urine est valorisée, ces modèles sont fréquemment vendus dans l'unique optique de consommer moins d'eau de chasse pour l'évacuer puisque ces modèles peuvent utiliser seulement 0,2 L pour la petite chasse d'eau des urines (Figure 4.12). Le modèle économique qui permet de vendre ces toilettes n'est donc pas nécessairement attaché à une circularité sur les nutriments mais parfois uniquement à la possibilité d'économiser de l'eau.



Figure 4.12 : Détail du bouton de chasse d'eau de toilettes à séparation d'urine.

Le petit bouton sert à la chasse des urines (modèle Wost Man Ecology – source personnelle).

Ces modèles présentent l'inconvénient que les urines collectées sont diluées dans de l'eau de chasse, ce qui obère généralement l'efficacité de la suite de la chaîne de gestion par les volumes plus importants à gérer. L'entreprise allemande Roediger Vakuum und Haustechnik GmbH a ainsi développé au début des années deux mille un modèle de toilette à séparation d'urine nommé No Mix dont l'orifice de collecte des urines peut se fermer par un clapet. L'ouverture de ce clapet est commandée par un bouton situé sous la lunette de la toilette. Ainsi, quand l'utilisateur s'assied sur la lunette, la vanne est ouverte et les urines vont être collectées seules. Quand l'utilisateur se lève, la vanne se referme et la chasse d'eau s'évacue dans l'orifice des matières fécales. Le retour d'expérience donné par l'EAWAG indique que l'absence totale de dilution ne se vérifie pas dans la pratique.



Figure 4.13 : Toilette à séparation d'urine No Mix.

À gauche, vue générale de la toilette (source personnelle) ; à droite, diagramme fonctionnel de la toilette avec : en haut, la toilette au repos (vanne fermée) ; au milieu, la toilette pendant l'usage (vanne ouverte) ; en bas, la toilette après usage et chasse d'eau tirée (vanne fermée). Source : Roediger.

Même si les urines sont ici collectées sans eau, du moins théoriquement, il est toujours prévu que l'utilisateur actionne une chasse d'eau après une miction urinaire pour rincer la cuvette de réception des urines et la présence de la chasse d'eau est utile pour les matières fécales comme pour les urines. On peut imaginer des usages d'une telle toilette sans actionner de chasse d'eau après la miction urinaire mais cela pourrait potentiellement induire des odeurs dues au reliquat d'urine non collectée. Nous n'avons ainsi pas connaissance de l'existence d'une toilette qui serait à chasse d'eau mécanique pour les matières fécales mais totalement sèche pour les urines, comme l'est l'urinoir sec. Comme pour les urinoirs secs, un travail sur les matériaux et la forme de la cuvette de réception des urines peut probablement permettre de développer des systèmes dans lesquels le rinçage de la cuvette des urines pourrait être évité. La question de l'entretien de cette cuvette en cas de mésusage (évacuation de papier toilette, de matières fécales, etc.) devrait tout de même être résolue. Pour une présentation plus en détail des différentes toilettes à séparation d'urine, on se reportera utilement à l'étude de marché réalisée par WRS (2001).

L'appropriation des toilettes à séparation d'urine et leur modalités d'usage, comparativement aux toilettes unitaires, ne sont pas évidentes. Ces points ont été mis en exergue dans les travaux de recherche suédois et suisses relatifs à la séparation à la source de l'urine (cf. par exemple Johansson *et al.*, 2000 et Larsen & Lienert, 2007). Les principales difficultés liées à l'usage de ces toilettes sont :

- le positionnement adapté sur la toilette pour faire correspondre la séparation entre le réceptacle des urines et celui des matières fécales avec sa physiologie. Deux problèmes peuvent se présenter :
 - l'évacuation d'urines dans le réceptacle des matières fécales pose problème dans la mesure où elle diminue l'efficacité de la collecte des urines et où elle peut induire une modification de la composition attendue des eaux de chasse. Tant que le taux d'urines évacuées avec les matières fécales reste faible, ce point reste peu problématique. Le retour d'expérience des différents projets montre d'une part une difficulté méthodologique à évaluer précisément ce taux, d'autre part un taux usuellement estimé autour de 25 % (Besson, 2015). Ce taux présente toutefois d'importantes variations et, s'il diminue parfois à près de 5 %, il a pu monter aussi, dans les contextes où l'appropriation des toilettes à séparation est faible, jusqu'à 60 %. L'intérêt de mettre en place une collecte sélective des urines par de telles toilettes peut alors devenir très limité ;
 - l'évacuation de matières fécales dans le réceptacle des urines est également problématique dans la mesure où elle peut facilement induire une contamination des urines en bactéries et en matières solides. L'entretien du réceptacle des urines pour en enlever les matières fécales peut s'avérer malaisé et peut représenter un point rédhibitoire pour une bonne appropriation des toilettes par les usagers. Il pose également un problème de bouchage de l'orifice ou du siphon qui constitue la deuxième difficulté liée à l'usage de ces toilettes ;
 - l'entretien spécifique des orifices et siphons du réceptacle à urine. Comme pour les urinoirs secs, la précipitation des sels urinaires dans les siphons, hydrauliques ou secs, nécessite un entretien spécifique usuellement réalisé mécaniquement avec un furet et/ou par un nettoyage régulier avec un acide ou une base qui dissolvent ces sels. Outre l'évacuation des sels urinaires, un entretien spécifique est également nécessaire pour les poils, matières fécales, papier toilette et autres matières solides susceptibles d'être introduites dans les orifices destinés à l'urine. De nombreux projets suédois des années quatre-

vingt-dix se sont arrêtés suite au blocage des tuyaux d'urine (Vinneras & Jönsson, 2013) tel qu'illustré par la photographie suivante (Figure 4.14).



Figure 4.14 : Toilette à séparation d'urine bouchée au niveau du tuyau d'évacuation des urines.

Source personnelle.

L'utilisation des toilettes à séparation d'urine par les enfants s'avère également problématique du fait de leur petite taille et du positionnement spontané de l'anus à l'avant des toilettes, soit à la verticale du réceptacle des urines. Divers systèmes d'adaptation des toilettes aux enfants ont ainsi été développés, tels le siège amovible pour enfant ou encore la double lunette du modèle Dubbletten (Figure 4.15).



Figure 4.15 : Dispositifs d'adaptation des toilettes à séparation d'urine pour les enfants. À gauche, siège amovible de marque Separett (source personnelle) ; à droite, double lunette adulte et enfant du modèle Dubbletten (source : Johansson *et al.*, 2000).

Quasiment inexistantes aujourd'hui en France, les toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau sont toutefois présentes dans un grand nombre d'hôpitaux dont les patients reçoivent des traitements radioactifs. Le principe est de permettre le stockage des urines des patients le temps de la baisse suffisante de radioactivité de celles-ci (quelques mois) avant de les rejeter à l'égout (cf. Figure 4.16).

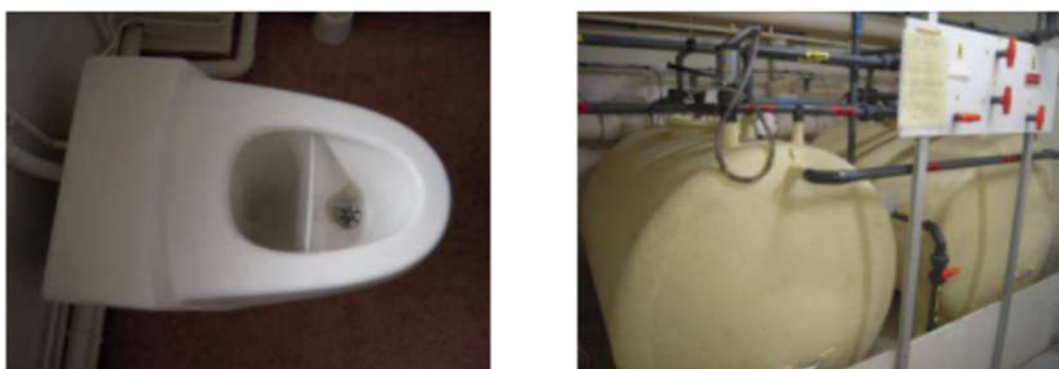


Figure 4.16 : Toilette à séparation d'urine et cuve de stockage d'urine de l'unité de médecine nucléaire de l'hôpital de la Pitié-Salpêtrière (Paris).

Source : Caby (2013)

On notera enfin que quelques modèles de toilettes à séparation d'urine existants ou en développement prévoient une évacuation sous-vide des urines.

Toilette à séparation d'urine sèche

La toilette à séparation d'urine la plus répandue dans le monde est bien entendu sèche. Elle est très rarement utilisée en contexte urbain en Europe mais son déploiement futur n'est pas à exclure pour autant (cf. plus loin la sous-section 4.2.5.2). Outre les très nombreux modèles assez similaires aux toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau dans leur principe de séparation des flux par deux réceptacles distincts, on notera deux caractéristiques potentielles intéressantes :

- la présence d'un troisième orifice servant à l'évacuation des eaux de nettoyage anal pour les populations effectuant ce nettoyage avec de l'eau ;
- l'innovation apportée par l'introduction d'un tapis roulant incliné comme réceptacle des urines et des matières fécales et permettant leur séparation gravitaire. À notre connaissance, cette innovation a été apportée par l'entreprise française Sanisphère en 1996 et plusieurs modèles ont été développés depuis (Figure 4.17).



Figure 4.17 : Toilette à séparation d'urine à tapis roulant.

À gauche, modèle Sanisphère (source : Sanisphère) ; à droite, vue de l'arrivée du tapis roulant dans la fosse de stockage des matières fécales et du papier toilette (modèle Écodoméo – source personnelle).

Sur ces modèles, les urines s'écoulent gravitairement vers l'avant et les matières fécales et le papier toilettes sont évacués vers l'arrière par l'action d'une pédale reliée au tapis roulant. La séparation d'urine permise par ces toilettes est qualitativement moins bonne que celle des autres modèles du fait d'une contamination élevée des urines par les matières fécales sur le tapis roulant, voire de l'écoulement gravitaire de selles liquides, glissantes ou roulantes vers le réceptacle des urines. À défaut d'avoir pu analyser précisément la composition des urines recueillies par ce type de dispositif,

nous proposons de considérer tout de même ces modèles comme entrant dans la catégorie des toilettes à séparation d'urine.

Transformation de modèles unitaires en séparation à la source

Les interfaces usagers ne prévoyant pas une séparation à la source de l'urine peuvent également être converties à cet effet. Cette conversion est souvent relativement simple dans le cas de toilettes sèches, par l'adjonction d'un kit de séparation des urines tel qu'illustré ci-après (Figure 4.18).



Figure 4.18 : Kit de séparation des urines pour toilette sèche unitaire.

La conversion est également facilement envisageable pour les urinoirs à chasse d'eau en remplaçant le siphon hydraulique par un siphon sec. Dans le cas de toilettes à chasse d'eau, cette conversion paraît beaucoup moins évidente mais pourrait constituer un axe de travail important dans le cadre d'une mise en œuvre sur des locaux déjà équipés de toilettes unitaires.

4.2.2. Collecte

Une fois l'urine séparée à la source par l'un des moyens décrits à la section précédente (section 4.2.1), une chaîne de gestion de l'urine peut être mise en place. Dans de nombreux cas, cette chaîne est réduite à un regroupement des urines préalablement séparées avec les matières fécales et/ou le reste des eaux ménagères. Nous ne nous intéresserons pas davantage à ces cas que nous assimilons au modèle dominant du tout-à-l'égout et analyserons dans ce qui suit les chaînes permettant de gérer sélectivement les urines.

Après séparation dans l'interface usager, les urines doivent être collectées. Dans la très grande majorité des cas, cette collecte est effectuée par tuyau. Ce mode de collecte est avantage par le caractère liquide de l'urine qui permet son recueil gravitaire par tuyau. Sa collecte autrement que par tuyau nécessite de déplacer une masse importante dans laquelle les concentrations en éléments chimiques intéressants sont relativement faibles. Nous noterons toutefois que cette masse correspond approximativement à la masse de déchets solides collectés par sac poubelle de l'habitat jusqu'au local poubelle puis usuellement transportés par camion jusqu'à l'incinérateur (0,9 kg/pers/jour de déchets incinérés – cf. chapitre 3.2) ou jusqu'à la moitié seulement de la masse de nourriture apportée dans les habitations (1,4 kg à 2,6 kg/pers/jour hors eau du robinet – cf. section 2.1.1). Dans un contexte où les boissons fraîches, les boissons alcoolisées, le lait, les soupes voire les eaux de boisson, sont apportées au domicile dans un emballage *ad hoc*, la collecte puis le transport de l'urine autrement que par tuyau peut paraître cohérente avec le mode de transport actuellement en vigueur pour l'alimentation.

Dans la plupart des contextes, la collecte par tuyau s'avère toutefois la plus judicieuse en termes de praticité pour l'utilisateur et d'efficacité énergétique. Son insertion dans un immeuble existant peut s'avérer difficile mais elle ne pose pas de problème particulier dans une nouvelle construction. De plus en plus fréquemment, les immeubles sont dotés de gaines techniques dans lesquelles sont regroupés les différents vecteurs de transport des fluides de l'immeuble. L'ajout d'une canalisation dédiée au transport de l'urine, d'un diamètre relativement faible (100 mm maximum), représenterait un encombrement complémentaire qui paraît peu problématique. Comme pour les tuyaux d'eaux usées, la criticité de ses fuites serait toutefois élevée.

L'obstruction des tuyaux par la précipitation des sels urinaires et/ou diverses matières apportées, déjà mentionnées à la section précédente (section 4.2.1), est le principal problème mentionné relatif au transport des urines en tuyau (Larsen & Lienert, 2007). Un entretien régulier mécanique et/ou chimique paraît indispensable et induit une nécessité de gestion spécifique de cet entretien à prendre en compte, en particulier par la définition de l'acteur responsable de cet entretien, de l'acteur qui la mettra en œuvre et en s'assurant de l'effectivité de la réalisation de cet entretien par le contrôle.

Au-delà du bon entretien des tuyaux, les différentes recherches menées sur la collecte de l'urine ont abouti à des préconisations relatives à la conception des réseaux de collecte d'urine – cf. par exemple la compilation réalisée par Lanoé (2009). Ainsi, le métal devra être proscrit comme matériau des tuyaux de collecte. Des pentes relativement fortes seront privilégiées pour limiter la stagnation de l'urine (> 1 % idéalement) et des regards pour le contrôle et le nettoyage seront à installer à chaque coude. L'installation de portions de tuyaux en plastique transparent peut également s'avérer judicieuse. On évitera autant que possible l'installation d'un système de collecte trop long qui augmenterait l'importance de la problématique d'entretien. On notera le système ingénieux installé dans les toilettes de la gare de Hamburg où une vanne est installée à l'extrémité aval du tuyau de

collecte des urines. Outre l'entretien régulier des tuyaux à l'acide citrique une fois par semaine, cette vanne est fermée une fois par an et permet un trempage complet des canalisations dans un bain chaud d'acide citrique.



Figure 4.19 : Précipitations dans des tuyaux de collecte d'urine (source personnelle).

À gauche, tuyau vertical jamais entretenu depuis trois ans (environ 5 L d'urine par jour) – les précipités partent mécaniquement sans trop de difficultés ; à droite, dépôt dans un tuyau quasiment horizontal jamais entretenu depuis trois ans.

Dans un grand nombre de cas, la collecte d'urine aboutit à une unité de stockage et les trois premiers maillons de la chaîne « interface usager / collecte / stockage » constituent ainsi une unité fonctionnelle relativement autonome.

4.2.3. Stockage

4.2.3.1. Urinoir sec portable

Un urinoir sec portable désigne un ensemble « interface usager / collecte / stockage » transportable. Cette unité peut être de dimension très réduite. Les routiers, les marins, les personnes alitées, etc. utilisent usuellement de tels systèmes plus ou moins élaborés avec des volumes de stockage de l'ordre du litre. Nous n'avons pas trouvé sur le marché d'urinoir sec portable permettant de stocker de plus grands volumes mais dont divers modèles ont été construits en exemplaire unique (Figure 4.20).



Figure 4.20 : Urinoirs secs portables.

À gauche, celui de Toilettes du Monde (source personnelle) ; à droite, celui d'Elisabeth von Münch (source : forum SuSanA).

Projet Azuradom

Dans le cadre de cette thèse, un projet de mise en œuvre de collecte sélective d'urine à domicile a été réalisé et nommé Azuradom pour AZote de l'URine À DOMicile. Un urinoir sec portable a ainsi été construit (Figure 4.21). Au vu de la contrainte de poids présentée par l'utilisation des urinoirs en plastiques disponibles dans le commerce, il a été choisi une interface usager rudimentaire constituée par un réducteur Ø100/ Ø40 de tuyau PVC. Un couvercle en bois, imbibé de temps à autre d'huile essentielle, sert à limiter la propagation d'odeurs provenant des gouttes et précipités pouvant se former au niveau de ce réducteur. Les difficultés de réalisation d'une jonction étanche entre le tuyau de collecte et le bidon n'ont pas permis d'installer un siphon sec plat à membrane tel qu'idéalement souhaité (modèle Wirquin disponible en magasins de bricolage pour une dizaine d'euros) et le siphon a finalement été réalisé par une vanne à fermeture manuelle qui oblige à ouvrir et fermer cette vanne à chaque miction urinaire.



Figure 4.21 : Urinoir sec portable du projet Azuradom.

Source personnelle.

Le prochain développement prévu consiste en l'utilisation d'un réservoir de stockage constitué d'une membrane souple dont le volume augmenterait à chaque miction et qui éviterait de devoir gérer le problème de l'évacuation d'un volume d'air correspondant au volume de liquide entrant lors d'une miction.

En outre, il convient de préciser que, dans le cadre du projet Azuradom, l'urinoir sec portable ne constitue qu'un premier maillon de collecte et stockage. En effet, le volume du bidon de cet urinoir sec portable n'est que de 10 L et permet de collecter approximativement l'urine d'une personne sur deux semaines. Mettre en place une logistique de transport toutes les deux semaines peut être envisageable dans certains contextes mais s'avère trop contraignant dans le cas d'un logement en milieu urbain dense et à grande distance à des lieux de valorisation potentiels. Une première amélioration évidente serait de porter le volume de ce bidon à 20 L ce qui pourra aisément être réalisé. Quoiqu'il en soit, le principe d'espacer d'une période de retour plus que mensuelle le transport de l'urine impose de mettre en œuvre un deuxième maillon de collecte et stockage de cette urine quand le bidon de l'urinoir sec est rempli. En l'occurrence, nous avons mis en place un transfert du bidon plein dans la cave puis un transvasement vers un fût de stockage de plus grande taille (60 L – cf. section suivante 4.2.4) qui constitue un deuxième maillon de stockage de cette chaîne.

Sur la voie publique, en milieu urbain, l'entreprise Faltazi a récemment commercialisé l'Uritrottoir qui consiste en un urinoir sec avec volume de stockage associé. La même entreprise commercialise également l'Uritonnoir qui est prévu pour être inséré directement dans une botte de paille (Figure 4.22). Nous analyserons ultérieurement l'efficacité d'un tel système.



Figure 4.22 : Urinoirs en bottes de paille.

Enfin nous terminerons cet inventaire des urinoirs secs portables par l'arrosoir Guld Kannan (Figure 4.23) qui synthétise l'intégralité des maillons d'une chaîne de gestion de l'urine dans un seul objet (cf. section 4.2.6).

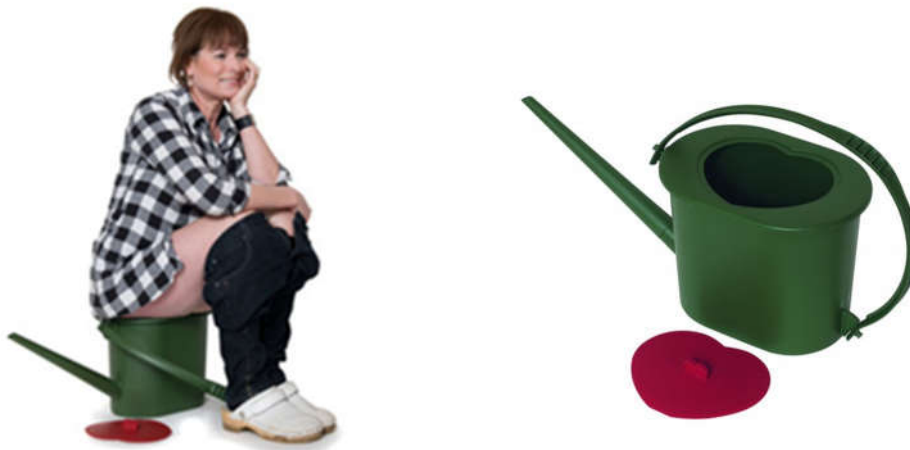


Figure 4.23 : Urinoir sec portable combiné à un arrosoir.

Source : www.guldkannan.se.

Dès qu'il s'agit de collecter des grands volumes d'urine, l'urinoir sec portable s'avère inadapté. La collecte s'effectue alors, depuis les interfaces usagers, par tuyaux jusqu'à une cuve de stockage. De nombreux retours d'expérience sur le stockage d'urine sont fournis dans la littérature, en particulier

suédoise et suisse. Nous avons plus particulièrement affiné notre évaluation des problèmes liés au stockage de l'urine dans le cadre du projet Azuris monté dans le cadre du programme OCAPI en 2016.

Sur le long terme, le principal problème posé par le stockage d'urine réside dans les possibilités de fuites issues de ce stockage par malfaçon d'origine ou usure, en particulier dans le cas d'un système enterré où la fuite sera usuellement difficile à détecter. Il convient alors de prévoir une inspection régulière des cuves pour pallier cette éventualité.

4.2.3.2. Projet Azuris

Le projet Azuris est ainsi nommé comme acronyme d'AZote de l'URine de Coriolis. En effet, le bâtiment Coriolis de l'École des Ponts ParisTech est équipé, depuis sa livraison en 2013, d'urinoirs secs masculins. Dans un contexte où ce bâtiment visait une excellence environnementale, ces urinoirs résultent d'une proposition de l'architecte de réduire ainsi les consommations d'eau du bâtiment. Le principe du projet Azuris est de tester la possibilité de mise en œuvre d'une chaîne complète de valorisation d'urine sur un bâtiment déjà existant. La mise en œuvre de ce projet a été facilitée par le fait que les tuyaux de collecte de l'urine issue des urinoirs secs masculins du rez-de-chaussée du bâtiment Coriolis sont facilement accessibles dans le parking situé au sous-sol de ce bâtiment. Il s'est donc agi, dans un premier temps, de détourner l'urine issue de l'urinoir sec masculin des toilettes principales du rez-de-chaussée afin de la stocker dans une cuve située dans ce même parking (Smail, 2016). À cet effet, une vanne, baptisée « vanne de transition socio-écologique », permet de choisir d'orienter les urines de cet urinoir sec masculin vers le tout-à-l'égout ou vers la cuve de stockage d'urine (Figure 4.24 et Figure 4.25).



Figure 4.24 : « Vanne de transition socio-écologique » du projet Azuris.

L'urinoir est situé de l'autre côté du plafond, au droit de cette vanne ; le tuyau de droite, préexistant, conduit au tout-à-l'égout ; le tuyau de gauche a été ajouté pour orienter les urines vers la cuve de stockage. Source personnelle.



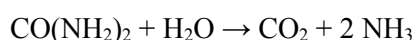
Figure 4.25 : Cuve de stockage du projet Azuris lors de son installation.

Source personnelle.

4.2.3.3. Pertes gazeuses dans la collecte et le stockage d'urine

La gestion du ciel gazeux, à la fois dans les tuyaux et dans la cuve, constitue un point de vigilance d'une collecte sélective d'urine par rapport à la présence de gaz ammoniacal. En effet, dès que l'urine est excrétée, elle entre en contact avec les microorganismes présents dans l'interface usager et dans les tuyaux. Or un grand nombre de microorganismes, et *a priori* tout particulièrement ceux qui se développent dans les interfaces usagers et les tuyaux de collecte sélective d'urine, peuvent sécréter une enzyme, l'uréase, qui accélère l'hydrolyse de l'urée et permet de disposer d'azote minéral sous forme ammoniacale.

La formule de l'hydrolyse de l'urée est la suivante :



L'uréase est sécrétée par les microorganismes dans l'environnement donc elle peut être présente et active dans un milieu, même en l'absence de microorganismes. D'après leur étude bibliographique réalisée par Senecal & Vinnerås (2017), cette hydrolyse est très longue en l'absence d'uréase puisque la demi-vie de l'urée, à pH neutre et à 25 °C, est de quarante ans. *A contrario*, en cas de présence d'uréase dans le milieu (toujours à pH neutre et 25 °C), la demi-vie de l'urée passe à 0,02 s. La cinétique d'hydrolyse de l'urée dans les conditions réelles d'exploitation d'un système de collecte sélective d'urine est peu documentée mais d'après Simha que nous avons interrogé à ce sujet, dans les conditions usuelles de collecte d'urine, l'hydrolyse de l'urée pourrait être complète après une longueur de tuyau de l'ordre de 1 m. À l'EAWAG, l'urine est totalement hydrolysée à l'arrivée à la cuve (Siegrist *et al.*, 2013).

L'hydrolyse de l'urée augmente le pH de cette solution du fait de la libération de la base ammoniac et conduit à un pH final théorique de l'urine stockée de 9,1 (Udert *et al.*, 2006). Le suivi du pH de l'urine stockée dans la cuve du projet Azuris confirme cette valeur puisque, sur deux mois de suivi de l'urine stockée dans cette cuve, après une phase transitoire initiale de quelques jours d'hydrolyse de l'urée, nous avons trouvé des valeurs de pH comprises entre 8,83 et 9,29 (11 mesures réparties sur 58 jours) (Smail, 2016).

Or le pKa de l'équilibre entre l'ammonium en solution dans l'eau (NH_4^+) et l'ammoniac gazeux (NH_3) est de 9,25. Aux pH de stockage de l'urine hydrolysée, l'azote ammoniacal sera donc pour près de la moitié sous la forme ammoniac. Suivant la loi de Henry, une partie de l'ammoniac ne restera pas dissous dans la phase liquide et se retrouvera dans la phase gazeuse. Ce point peut être particulièrement problématique en termes de conservation de l'azote réactif de l'urine stockée. Les stockages d'urine à l'air libre sont ainsi à proscrire absolument. Wohlsager *et al.* (2010) rapportent des pertes de 90% d'azote pour des stockages d'urine à l'air libre. Dans une collecte en bâtiment, c'est

l'aération du système de collecte qui sera un point critique. Ainsi, lors de l'installation initiale de la collecte sélective d'urine à l'EAWAG, la cuve et les tuyaux de collecte d'urine étaient ventilés de façon passive (Figure 4.26). Cette ventilation est usuelle sur les réseaux de collecte d'eaux usées pour éviter les dépressions lors de l'évacuation d'eau et pour limiter les risques d'odeurs. Mais dans le cas d'une collecte sélective d'urine, Siegrist *et al.* (2013) rapportent qu'une telle ventilation facilite le dégazage de l'ammoniac et une perte allant jusqu'à 47% de l'ammoniac total a pu être mesurée.

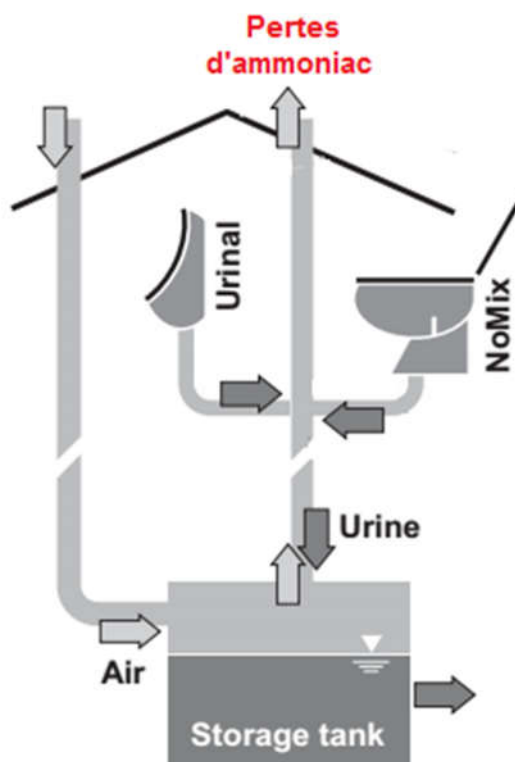


Figure 4.26 : Système de ventilation initial de la collecte d'urine du bâtiment Forum Chriesbach de l'EAWAG.

Les fortes pertes d'ammoniac gazeux invitent à éviter absolument une telle ventilation de collecte sélective d'urine. Adapté d'après Siegrist *et al.* (2013).

Pour éviter de telles pertes d'ammoniac gazeux, préjudiciables à la fois en termes de pollution environnementale, de limitation des quantités d'azote récupéré, d'odeurs voire de danger pour la santé, il convient de limiter le flux d'air dans les tuyaux, en installant par exemple une valve à sens unique permettant uniquement la mise à l'équilibre des pressions lors de l'écoulement d'urine dans les tuyaux. La situation décrite à la Figure 4.26 peut constituer un point particulièrement critique pour la mise en place d'une collecte sélective d'urine. On notera toutefois que, dans les nouveaux bâtiments, les flux d'air sont usuellement mieux maîtrisés pour limiter les pertes énergétiques et ce problème est donc de moins en moins susceptible de se produire à l'avenir. Dans le cas du projet Azuris, nous

n'avons pas réussi à trouver sur le marché une valve à sens unique qui conviendrait pour réaliser l'équilibrage des pressions¹⁹³ et avons élaboré un dispositif *ad hoc*.

Les pertes gazeuses en ammoniac sont alors du même ordre de grandeur que les volumes d'urine collectés. Or la constante de Henry du gaz ammoniac est très faible, aux environs de 0,0007 à 25 °C¹⁹⁴. En considérant que l'équilibre entre la phase gazeuse et la phase aqueuse est atteint, les pertes d'ammoniac par la phase gazeuse seront donc de l'ordre de 0,7 %. Cette hypothèse est assez pessimiste du fait que la cinétique des échanges gazeux est assez lente d'après Udert *et al.* (2006). Johansson *et al.* (2000) conseillent en outre de faire arriver les tuyaux de collecte d'urine dans le fond des cuves de stockage pour limiter les échanges gaz/liquide.

Ces faibles quantités d'azote ammoniacal passant en phase gazeuse amènent Jönsson (2001) à considérer que les pertes d'azote liées aux parties collecte et stockage peuvent être évaluées comme insignifiantes (< 1 %) (Jönsson, 2001). Cette estimation nous paraît raisonnable au sens où, en l'absence de ventilation des tuyaux et de la cuve, les éventuelles pertes gazeuses liées aux points critiques d'inétanchéités du système (siphon sec des interfaces usagers, valve d'équilibre des pressions) sont probablement très minimales. En outre, des pertes gazeuses importantes au niveau des interfaces usagers sont perçues par l'odeur dégagée. Le seuil de perception olfactif de l'ammoniac est toutefois très bas, entre 5 ppm et 50 ppm (INERIS, 2003) et, même dans le cas où une odeur est perceptible, elle ne correspond pas nécessairement à des pertes importantes d'azote ammoniacal. Il nous paraît donc raisonnable de considérer que, après vérification de l'absence de ventilation d'un système de collecte d'urine, les pertes gazeuses totales d'azote ammoniacal seront, dans la plupart des conditions d'exploitation, toujours inférieures à 1 %.

Ces considérations montrent également qu'il conviendrait de réaliser un travail spécifique relatif aux mesures de sécurité à mettre en place, en particulier lors des opérations d'entretien ou de vidange. À notre grand étonnement, nous n'avons constaté aucune odeur lors de l'ouverture de la cuve de stockage de l'éco-village Understenshöjden en Suède (Annexe 1).

¹⁹³ Les clapets Durgo que l'on peut facilement se procurer dans le commerce permettent de réaliser une entrée d'air ponctuelle vers les canalisations alors que nous cherchions un clapet inverse permettant de réaliser une sortie d'air ponctuelle depuis les canalisations.

¹⁹⁴ www.henrys-law.org, consulté le 23 mai 2017.



Figure 4.27 : Habitant d'Understenshöjden devant le regard d'une des cuves de stockage d'urine.

Source personnelle.

Il serait pertinent d'investiguer les raisons de cette absence d'odeur. Nous n'avons à ce moment pas fait d'analyse de la composition du liquide stocké dans les cuves pour mieux en analyser les raisons. Les mesures réalisées sur la cuve de stockage Azuris montrent clairement la présence d'un ciel gazeux irrespirable¹⁹⁵. Johansson *et al.* (2000) rapportent un processus de stratification de l'urine entraînant des différences de composition chimique selon les couches considérées.

4.2.3.4. Devenir des précipités dans la collecte et le stockage d'urine

En cas de collecte par tuyau, la phase liquide de l'urine n'est *a priori* pas problématique puisque c'est presque toujours elle qui sera au centre d'une chaîne de gestion de l'urine. Les pertes autres que gazeuses pouvant intervenir dans la collecte et le stockage sont liées aux phénomènes de précipitation et de développements de films bactériens. Nous avons vu préalablement que l'urine précipitait dans les tuyaux. En cas d'entretien mécanique, acide ou basique, ces précipités sont censés être majoritairement évacués et rejoindre *in fine* la cuve de stockage d'urine. Dans la cuve, il se forme

¹⁹⁵ Quelques mesures exploratoires de la concentration en ammoniac dans le ciel gazeux de la cuve semblent toutefois montrer que les concentrations dans la cuve sont inférieures au seuil d'effets irréversibles pour une exposition d'une minute (INERIS, 2003).

également une boue de fond de cuve, relativement visqueuse, dans laquelle sont concentrés une partie des éléments initialement dissous dans l'urine. Il convient de mettre en place une gestion spécifique de cette boue de fond de cuve, en prévoyant des opérations de vidange, soit par brassage préalable de la cuve, soit par pompage du fond.

4.2.4. Transport

Les premiers maillons d'une chaîne de gestion des urines aboutissent usuellement à un stockage. Le maillon transport comportera donc la vidange de ce stockage et son transport et déchargement vers un lieu de traitement. Dans le cas des traitements décentralisés autres que le stockage (cf. section 4.2.5), les deux maillons transport & traitement sont inversés et le transport concernera le produit issu du traitement de l'urine. Nous n'analyserons ici que le transport de l'urine stockée.

Le recours à un stockage au terme d'une collecte de longueur relativement réduite (ordre de grandeur maximal usuel de 100 m) est guidé par :

- les problèmes de précipitation en tuyaux du transport de l'urine. Ceux-ci obèrent la possibilité d'effectuer des transports de longue distance de l'urine en tuyaux car ils ne permettraient pas d'avoir des pentes suffisantes pour garantir un bon écoulement sans trop de précipitation. Ils nécessiteraient également des efforts de maintenance relativement soutenus ;
- les inconvénients généraux inhérents à la présence d'une canalisation supplémentaire de transport (coût, besoin de maintenance, difficulté de gestion supplémentaire en relation avec les autres canalisations urbaines déjà présentes). L'égout typique parisien visitable dans lequel passent déjà de nombreuses canalisations pourrait offrir l'opportunité d'y adjoindre une canalisation supplémentaire d'urine mais la précipitation de l'urine risque de nécessiter une lourde maintenance.

Diverses hypothèses de transport de l'urine dans les réseaux existants d'égout ont été évaluées mais aucune ne semble avoir finalement été retenue (Novaquatis, 2007). Le transport en canalisations sous-vide de l'urine est pour l'instant assez peu étudié et fait l'objet de recherches à l'INSA-Toulouse.

Deux possibilités alternatives au transport en tuyau s'avèrent envisageables :

- le transport de l'urine avec son contenant (cuve mobile) ;
- le transport de l'urine sans son contenant (cuve fixe).

4.2.4.1. Transport de l'urine avec son contenant

La première solution pourra aisément être mise en œuvre sur les projets de petite échelle où les volumes à transporter sont relativement faibles. C'est par exemple ce que nous avons testé pour le projet Azuradom (cf. section 4.2.3). Nous avons profité de l'existence d'une entreprise, les Gandousiers, qui propose aujourd'hui sur l'agglomération parisienne une prestation de location et gestion de toilettes sèches, en particulier pour les chantiers de construction. Les Gandousiers réalisent ainsi déjà le transport d'urines et de matières fécales depuis ces installations diversement réparties sur l'agglomération parisienne jusqu'à un local de centralisation. Dans le fonctionnement mis en place par les Gandousiers, les urines et matières fécales de ces toilettes sèches sont collectées dans des fûts de 60 L qui, une fois pleins, vont être remplacés par des fûts vides et transportés jusqu'au local des Gandousiers (Figure 4.28).



Figure 4.28 : Exemple de contenants pouvant servir au transport d'urines et de matières fécales.

Au centre, fûts étanches de 60 L ; dans le camion, IBC de 1 m³ (source personnelle)

Nous avons donc fait en sorte de nous insérer dans ce circuit de transport d'urines et matières fécales déjà existant et avons installé, dans la cave au sous-sol, quelques fûts vides remplis au fur et à mesure que le bidon de l'urinoir sec portable est plein. Cette opération ayant commencé en janvier 2017, nous n'avons pas encore réalisé l'opération de transport à proprement parler mais cela consistera simplement en un transfert des fûts, transportés sur un diable, du sous-sol jusqu'à la camionnette des Gandousiers et à leur remplacement par des fûts vides. La première ébauche de devis que nous a donnée l'entreprise pour cette opération laisse présager que cette prestation revienne à un coût annuel

d'environ 100 €. Cet ordre de grandeur de prix est un critère fondamental du projet Azuradom car il paraît important de permettre la valorisation des urines en agriculture à un prix restant encore raisonnable.

Les précautions à prendre pour la réalisation de ce type de transport ont été étudiées en détail dans la récente étude, pilotée par l'association Toilettes du Monde et à laquelle nous avons participé, qui analyse en détail les pratiques et les impacts de la gestion des matières issues des toilettes sèches mobiles (Brun *et al.*, 2017).

4.2.4.2. Transport de l'urine sans son contenant

Quand les volumes à transporter deviennent plus importants, le système utilisé dans les réalisations scandinaves et mentionné dans la plupart des articles étudiant la possibilité de mettre en place une séparation à la source de l'urine est le camion-citerne.



Figure 4.29 : Camion-citerne de transport d'urine.

Source : Johansson *et al.* (2000).

Plusieurs précautions paraissent nécessaires vis-à-vis de ce mode de transport. D'une part, il convient d'être vigilant vis-à-vis des pertes gazeuses possibles au moment du pompage dans la cuve de stockage. Si ces pertes sont peu susceptibles d'être impactantes en termes de circularité globale des nutriments ou de pollution par les éléments perdus à l'atmosphère, elles peuvent constituer une nuisance olfactive importante pour le voisinage et constituer ainsi un point critique d'une chaîne de valorisation des urines. D'après une entreprise de vidange de fosses d'assainissement non collectif consultée, il est possible d'adjoindre aux camions-citernes un module de traitement des gaz. Cette option serait toutefois rarement utilisée dans la pratique. La mise en œuvre d'un traitement des odeurs, qui s'avérerait *a priori* judicieuse surtout en contexte urbain dense, devra se faire avec la plus grande vigilance du fait de son caractère inhabituel pour la profession.

D'autre part, il est possible que les urines soient contaminées par les résidus restant dans la cuve du camion-citerne, en fonction des matières qu'il aura précédemment transportées. Ce point renforce encore la vigilance à avoir vis-à-vis du sérieux de l'entité qui a en charge la vidange et le transport par camion-citerne des cuves d'urine.

La destination des urines transportées par camion est usuellement un deuxième stockage réalisé au niveau des parcelles de valorisation agricole (cf. Figure 4.30). Les mêmes précautions sont alors à avoir pour réaliser ce stockage au champ et la vidange du camion. Nous avons noté la présence systématique de telles cuves en bout de champ dans les zones circulaires françaises au milieu du XIX^e siècle (cf. section 3.1.3). Les volumes mentionnés par Liger (1875) sont du même ordre de grandeur que ceux des réalisations suédoises actuelles.



Figure 4.30 : Stockage d'urine au champ avant valorisation agricole.

À gauche, stockage en bâche souple de 150 m³ à Bornsjön (banlieue de Stockholm) – source : Kvarnström *et al.* (2006) ; à droite, stockage en IBC de 1 m³ en Finlande – source projet Biourea (<http://www.huussi.net/en/activities/on-going-projects/biourea>).

4.2.4.3. Transport des urines par camion et couplage des systèmes alimentation/excrétion et transport

Le transport par camion constitue souvent un point négatif des évaluations de chaîne de valorisation des urines du fait des consommations d'énergie engendrées, des émissions de gaz à effet de serre induites et des diverses nuisances sonores ou d'encombrement routier occasionnées. Ce type de transport est souvent considéré comme un facteur limitant de l'intérêt de la séparation à la source de l'urine. Dans de nombreuses études, l'intérêt de la séparation à la source de l'urine et de sa valorisation après simple stockage est ainsi souvent analysé en calculant le nombre de kilomètres que peut réaliser ce camion avant que ses consommations d'énergie ou ses émissions de gaz à effet équivalent à celles d'une gestion conventionnelle des urines, à savoir les consommations et émissions induites par le traitement des urines en dénitrification en station d'épuration et par la synthèse

d'engrais azotés par le procédé Haber-Bosch. Si toutes les études que nous avons consultées montrent un bilan positif *a minima* pour les courtes distances, on trouve dans la littérature des valeurs de cette distance maximale variant sur une très large fourchette, en fonction des hypothèses de calcul prises, qui vont au moins de 40 km (Tidåker, 2007) à plus de 1 000 km (Caby, 2013).

Si nous ne contestons pas l'intérêt de ces calculs, cette vision ne nous paraît pas cohérente avec le cadre d'analyse que nous avons défini pour évaluer la soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion dans la deuxième partie de cette thèse. En effet, dans un système socio-écologique, nous avons défini les caractéristiques fondamentales du sous-système alimentation/excrétion comme étant celles du devenir des nutriments, principalement azotés, contenus dans les différentes matières mises en jeu dans ce sous-système. En revanche, les modalités de transport des biens mises en jeu ne reflètent pas une caractéristique de ce sous-système alimentation/excrétion mais plutôt une caractéristique du sous-système transport de ce système socio-écologique (cf. Figure 2.5). Ainsi, le transport des urines devrait à notre sens plutôt être mis en regard du transport des denrées alimentaires. Une des caractéristiques d'un système alimentation/excrétion circulaire est que les urines sont gérées avec soin afin de permettre leur valorisation. Dans ce cas, il paraît cohérent que les mêmes modalités de gestion soient utilisées pour le transport des urines et pour le transport des denrées alimentaires, en particulier liquides telles que eaux en bouteille, boissons rafraîchissantes, lait, etc. dont nous avons déjà vu à la section 2.1.1 qu'elles étaient plutôt supérieures, en masse et par personne, à celles de l'urine. Or, dans la plupart des cas dans le monde occidental, c'est aujourd'hui le transport par camion qui est utilisé pour réaliser le transport des denrées alimentaires depuis leur lieu de production (l'exploitation agricole) ou de transformation (l'industrie agro-alimentaire) jusqu'à leur lieu de valorisation (l'assiette des urbains). Avec ce prisme d'analyse, les différents inconvénients que peut présenter le transport par camion des urines ne relèvent pas d'une limite du système alimentation/excrétion mais plutôt d'une limite du système de transport des biens (liquides) en question.

Prenons le cas d'un transport d'urines par camion qui serait réalisé aujourd'hui dans l'agglomération parisienne. Pour évaluer la pertinence du transport par camion de ces urines depuis leur lieu de production (l'interface usager) jusqu'à leur lieu de valorisation (une parcelle agricole), nous proposons comme élément de comparaison la distance parcourue par les denrées alimentaires alimentant Paris, ainsi que par les fourrages alimentant les animaux d'élevage alimentant Paris. Billen *et al.* (2012c) ont justement évalué les distances moyennes parcourues par les denrées alimentant l'agglomération parisienne. Sans prendre en compte les distances parcourues par les fourrages alimentant les animaux, cette distance moyenne est passée de 170 km en 1786 à 662 km en 2006. C'est donc plutôt ce dernier ordre de grandeur de distances parcourues par les diverses denrées alimentaires qui serait à prendre en compte pour évaluer les distances pouvant être parcourues par les urines valorisées dans une logique

de cohérence avec le fonctionnement de la partie agricole actuelle de son système alimentation/excrétion.

On constate d'ailleurs aujourd'hui à Paris que la part de circularité existante de son système alimentation/excrétion, à savoir la valorisation agronomique des boues de station d'épuration, s'effectue sur des distances qui ne sont pas notablement inférieures : 126 km en moyenne pour les boues épandues directement et jusqu'à 294 km en moyenne pour les boues thermiques compostées (Labedan, 2013). Cette distance parcourue est usuellement perçue comme très importante et a amené le SIAAP, lors du débat public autour de la station d'épuration d'Achères de 2007, à s'engager à réduire autant que possible cette distance, principalement dans une logique de limitation de l'exportation des « nuisances » de l'agglomération parisienne. Au regard d'une analyse en symétrie du système alimentation/excrétion, cette distance ne paraît toutefois pas si importante, même s'il paraît évidemment souhaitable de la limiter autant que possible.

Les limites de la soutenabilité du transport des urines par camion sont donc à mettre au crédit des limites de la soutenabilité des modalités de transport de biens d'un système socio-écologique. Les multiples possibilités et perspectives futures applicables en général au transport de biens pourraient ainsi tout aussi bien s'appliquer au transport futur éventuel d'urines valorisées. En fonction des situations, on peut donc imaginer le transport par péniche, par train, par véhicule électrique, etc. Ainsi, au XIX^e siècle à Paris, le transport par cheval est une caractéristique du sous-système de transport des biens et c'est donc celui-ci qui est utilisé pour le transport des urines (cf. Figure 4.31).



Figure 4.31 : Transport d'urine par traction animale à Paris à la fin du XIX^e siècle.

Source : communication d'E. Adler.

Finalement, le couplage des systèmes alimentation/excrétion, transport et énergie invite à distinguer également les systèmes alimentation/excrétion selon le caractère local des flux mis en œuvre. Ce

caractère local est exploité par exemple par Le Noë *et al.* (2017a) pour distinguer les systèmes alimentation/excrétion dans leur composante agricole. Or il existe *a priori* un lien fort entre le caractère local et le caractère autonome d'un système alimentation/excrétion. La recherche de solutions soutenables dans la gestion de la partie agricole des systèmes alimentation/excrétion conduit ainsi Billen *et al.* (2017) à choisir l'autonomie et la gestion locale des nutriments comme une caractéristique fondamentale de systèmes soutenables. Les scénarios agricoles proposés sont ainsi nommés « bio, local, demitarien » ou « bio, autonome, demitarien ». L'évaluation du caractère local des flux mis en œuvre dans un système alimentation/excrétion constituerait ainsi un développement méthodologique pertinent de sa caractérisation.

4.2.5. Traitement

4.2.5.1. Traitement de l'urine par stockage

Comme nous l'avons précédemment évoqué, l'urine possède la remarquable propriété que son simple stockage en constitue une méthode de traitement. Un traitement de l'urine s'avère *a minima* nécessaire pour garantir une utilisation sûre de l'urine en valorisation agricole et s'assurer que celle-ci est exempte d'agents pathogènes susceptibles de transmettre des maladies. D'après les recommandations de l'OMS (2012a), en climat tempéré, les seuls agents pathogènes pouvant poser un problème de santé publique et susceptibles d'être retrouvés dans l'urine sont ceux issus de la contamination croisée fécale. Or, dans le stockage de l'urine, l'hydrolyse de l'urée qui intervient spontanément induit une libération d'ammoniac qui permet l'hygiénisation des urines stockées. Afin de garantir des risques limités à un niveau considéré comme acceptable par l'OMS, celle-ci préconise ainsi des temps de stockage différents en fonction des conditions de réalisation de ce stockage, des cultures concernées et de leur destination. Ces recommandations officielles sont reprises dans le tableau ci-après (Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Durées de stockage recommandées pour les mélanges d'urine^a, d'après la teneur estimée en agents pathogènes^b, et types de cultures recommandés pour les grands systèmes^c

Source : OMS (2012a).

Température de stockage	Durée de stockage	Pathogènes potentiellement présents dans le mélange d'urine après stockage	Cultures recommandées
4	≥1 mois	Virus, protozoaires	Aliments et fourrages destinés à être transformés
4	≥6 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥1 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥6 mois	Probablement aucun	Tous types de cultures ^e

^a Urine, ou urine et eau. En cas de dilution, on suppose que le mélange d'urine a un pH d'au moins 8,8 et une concentration d'azote d'au moins 1 g/l.

^b Les bactéries Gram-positif et les bactéries sporulées ne sont pas prises en compte dans les évaluations de risques sous-tendant la démarche, mais ne sont pas normalement considérées comme induisant des infections à caractère préoccupant.

^c Un grand système, dans ce contexte, est un système où le mélange d'urine est utilisé pour fertiliser des cultures destinées à être consommées par des personnes autres que les membres du foyer dont les urines ont été collectées.

^d Sauf herbage destiné à la production de fourrage.

^e Pour les plantes destinées à être consommées crues, il est recommandé d'appliquer l'urine au moins un mois avant la récolte et de l'incorporer dans le sol si les parties comestibles poussent au-dessus de la surface du sol.

Cette possibilité d'utilisation sûre de l'urine par simple stockage est même encore allégée pour une utilisation à l'échelle familiale. Ainsi, l'OMS indique que « si l'urine n'est utilisée comme fertilisant que pour la culture de produits destinés à la consommation du foyer, elle peut être utilisée directement, sans stockage. [En effet, la] probabilité de transmission de maladie attribuable au manque d'hygiène au sein du foyer est beaucoup plus élevée que la probabilité de transmission par l'urine utilisée comme fertilisant. » Kvarnström *et al.* (2006) ajoutent également que, dans le cas de l'utilisation d'urine provenant exclusivement d'urinoirs secs masculins, ces délais de stockage peuvent également être raccourcis du fait du risque quasiment inexistant de contamination fécale dans un urinoir.

L'extrême simplicité de mise en œuvre d'un traitement des urines par simple stockage ouvre ainsi la possibilité de mettre en œuvre des systèmes alimentation/excrétion circulaires et salubres avec très peu de moyens. Comme nous l'avons déjà mentionné, les pays du Sud constituent ainsi autant de lieux où le déploiement de la séparation à la source de l'urine est aisément envisageable. Le programme EcoSanRes a ainsi publié un ouvrage de recommandations donnant des « conseils pratiques pour une utilisation de l'urine en production agricole » plutôt adapté aux pays du Sud (Richert *et al.*, 2011). Ils

y donnent en exemple le cas d'une initiative de séparation à la source d'urine à Ouagadougou (Burkina Faso). Dans cette initiative, les urines brutes sont collectées dans des bidons jaunes puis transférées vers une unité de stockage. Une fois les urines stockées, le produit obtenu porte alors le nom de birg-koom qui signifie « engrais liquide » dans la langue locale¹⁹⁶ et il est ensuite vendu aux agriculteurs comme produit fertilisant dans des bidons verts (Figure 4.32).



Figure 4.32 : Urines brutes et birg-koom (urines stockées).

Source : Richert *et al.* (2011).

Cet exemple montre comment la mise en œuvre d'un procédé très simple comme le stockage permet d'enclencher une démarche de valorisation de l'urine par une chaîne de gestion dont le produit d'entrée, les urines brutes, est clairement distingué du produit de sortie ici nommé birg-koom¹⁹⁷. Aucune autre forme de traitement n'est recommandée par l'OMS et, en particulier, la présence de

¹⁹⁶ Soit *a priori* en mooré.

¹⁹⁷ L'épisode relaté par Suétone dans la vie des douze Césars (cf. sous-section 3.1.1.1) se révèle également intéressant par l'analyse des mots employés pour désigner l'urine. En effet, dans le nom de l'impôt, *urinae vectigal*, l'urine est désignée par le terme *urina*, terme semblant plutôt neutre et désignant l'urine en façon assez générale. Mais quand Vespasien répond à son fils en lui parlant de l'urine collectée qui sert aux tanneurs, il utilise le terme *lotium* (« *atqui [...] e lotio est* » : « et pourtant cet argent provient de l'urine »). Or *lotium* se rattache à *lavare* en latin et se réfère ainsi à un agent nettoyant. Il apparaît donc que le vocabulaire latin de cette époque relatif à l'urine humaine était plus riche que le nôtre puisqu'un terme servait à désigner l'urine de façon générale (*urina*), tandis qu'un autre servait à désigner spécifiquement l'urine stockée, à forte teneur en ammoniac, qui sert à nettoyer (*lotium*). On retrouve la racine de *lotium* dans le terme « lisier » qui désigne également de l'urine (animale) transformée et utilisée. Sur cette base, et par symétrie avec le terme anglais *humanure* proposé par Jenkins pour désigner le fumier humain, traduit en français par *fumain* (Jenkins, J., 2017. *Le petit livre du fumain*. Écosociété. Montréal. Trad. M. Durand. 248 p. ISBN : 978-2-89719-281-5), nous proposons en français le terme « lisain » pour désigner le produit issu du stockage de l'urine humaine (traduction donc du latin *lotium* et du mooré *birg-koom*).

micropolluants, y compris les résidus de médicaments, n'est pas considérée par l'OMS comme susceptible de devoir empêcher l'usage de l'urine en tant que fertilisant après un simple stockage (OMS, 2012 ; cf. section 2.2.3). L'OMS indique d'ailleurs que l'activité biologique plus importante du sol par rapport à celle des rivières invite à privilégier que le compartiment environnemental de l'usage final des urines soit le sol, et non un hydrosystème comme dans le cas du tout-à-l'égout.

4.2.5.2. Traitement de l'urine par concentration

Pour différentes raisons, il peut être intéressant de mettre en œuvre un traitement de l'urine. Nous ne nous intéresserons ici qu'aux traitements qui permettent de mettre en œuvre une circularité et qui sont donc conservatifs sur l'azote. Nous regarderons plus attentivement les traitements qui permettent une circularité intégrale car la circularité extractive s'avérera presque toujours, par construction, moins intéressante que la circularité intégrale. En effet, étant donné que l'urine contient tous les nutriments et micronutriments nécessaires à la croissance des plantes, qui plus est dans des proportions équilibrées (cf. plus loin la section 4.2.6), une circularité extractive nécessitera toujours de mettre en œuvre d'importants moyens de traitement pour extraire un ou deux nutriments de l'urine (typiquement azote et/ou phosphore) et aura comme sous-produit tout le reste des nutriments non extraits. Leur valorisation, à nouveau extractive, entraînerait alors une démultiplication handicapante des étapes de traitement à mettre en œuvre.

Dans la majorité des cas, la raison d'être d'un traitement circulaire intégral de l'urine sera d'en diminuer le volume. Cette diminution de volume peut présenter des intérêts à presque tous les maillons de la chaîne : au niveau de la collecte, du stockage, du transport ou encore de l'usage final. À chaque fois, le fait de disposer d'un produit plus concentré limitera les quantités de matière à gérer et donc l'intensité des ressources matérielles et énergétiques à mobiliser dans le fonctionnement de la chaîne.

Deux approches génériques sont possibles pour mettre en œuvre un tel traitement, distinguées par leur gestion de l'azote. L'azote nécessite en effet un soin particulier préalable à l'étape de concentration car il aura sinon tendance, dans l'urine stockée, à se volatiliser sous forme d'ammoniac :

- la première approche consiste à conserver l'azote sous sa forme majoritaire à l'excrétion, à savoir l'urée. Vu la mise en place très rapide de l'hydrolyse de l'urée dans une interface usager et une collecte standard, cette approche impose un positionnement du traitement très à l'amont de la chaîne de gestion, presque intégré dans l'interface usager. Cette approche entraîne donc une décentralisation extrême du traitement. Dans les développements actuels de ce type de traitement, les stabilisations de l'urée sont usuellement faites par alcalinisation des urines car l'uréase est inactivée au-delà d'un pH de 10. Senecal & Vinnerås (2017) ont mis en œuvre cette alcalinisation par mélange avec des cendres ou par échange d'ions ; Randall *et al.*

(2016) l'ont mise en œuvre par adjonction de chaux¹⁹⁸. La stabilisation de l'urine par alcalinisation est guidée par la facilité de disposer de médias alcalins (cendres, chaux) et par l'intérêt fréquent des exploitations agricoles de disposer de produits plutôt alcalins. Elle présente toutefois l'inconvénient de libérer immédiatement sous forme de gaz ammoniacal la fraction de l'azote de l'urine présente sous cette forme à l'excrétion (environ 5 %) et d'être peu résiliente en cas d'hydrolyse de l'urée avant ou pendant la mise en œuvre du traitement. Senecal & Vinnerås (2017) obtiennent ainsi aujourd'hui un taux de récupération de l'azote d'environ 80 % qui implique de mettre en œuvre une gestion des gaz ammoniacés libérés lors du traitement. La stabilisation de l'urée par acidification paraît actuellement moins investiguée alors qu'elle nous semble permettre une meilleure résilience.

- la seconde approche consiste à laisser se faire l'hydrolyse de l'urée et obtenir alors l'azote majoritairement sous forme ammoniacée. L'avantage d'un tel traitement est qu'il peut être inséré plus en aval de la chaîne de gestion, sous réserve d'une bonne gestion des flux gazeux aux différents maillons préalables. Un traitement se distingue actuellement nettement des autres du fait de son stade de développement avancé. Ce procédé met en œuvre une nitrification partielle de l'urine afin de permettre l'évaporation consécutive de l'eau sans perte d'ammoniaque du fait de la baisse de pH et de la présence de l'azote sous forme oxydée. Il est développé par l'EAWAG depuis quelques années et installé en routine pour le traitement des urines du bâtiment Forum Chriesbach (Etter *et al.*, 2015). À notre connaissance, il s'agit de l'unique traitement circulaire intégral de l'urine qui permette d'obtenir une substance reconnue comme produit fertilisant par un pays européen, à savoir l'Aurin (cf. Figure 4.33).

¹⁹⁸ Randall *et al.* aboutissent à la conclusion qu'il convient d'utiliser préférentiellement la chaux éteinte – $\text{Ca}(\text{OH})_2$ à raison de dix grammes par litre d'urine. La chaux éteinte correspond à la chaux dénommée aérienne dans le secteur du bâtiment.



Figure 4.33 : Engrais liquide Aurin obtenu par traitement des urines.

Source : www.vuna.ch

Cette reconnaissance du statut de produit a été délivrée par les autorités suisses en 2016 et permet, en Suisse, la mise sur le marché de ce produit (www.vuna.ch). D'après Etter que nous avons interrogé, son utilisation est aujourd'hui limitée aux usages non alimentaires car la procédure de reconnaissance du statut d'engrais suisse prévoit systématiquement, pour un nouvel engrais, la limitation de possibilité d'usage à des fins non alimentaires pour les trois premières années au minimum. Il conviendra donc d'attendre 2019 afin de savoir comment les autorités suisses se prononceront sur la possibilité d'utiliser Aurin dans le cadre de cultures alimentaires.

Une fois l'azote stabilisé, les traitements de l'urine mettent en place une concentration qui peut s'effectuer de diverses manières (distillation sous vide, évaporation solaire, etc.). Le sous-produit de cette concentration est alors de l'eau, de qualité usuellement très élevée et dont l'intégration dans le système eau peut donc facilement se faire. Pour plus de précisions, une revue des méthodes de traitement de l'urine est présentée par Larsen *et al.* (2013).

4.2.5.3. Cas particulier de la struvite

Une technique extractive nous semble mériter d'être mentionnée ici, à savoir l'extraction de phosphore par la précipitation sous forme de struvite. Cette technique est éprouvée de longue date et elle est relativement simple à mettre en œuvre car, en ajoutant du magnésium dans l'urine, il se forme aisément un précipité de struvite : $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 - 6 \text{H}_2\text{O}$ (Ronteltap *et al.*, 2007 ; Triger, 2012 ; Etter *et al.*, 2015 ; Dechesne, 2016). Cette technique extractive, employée seule, sera d'une utilité relativement limitée car le ratio molaire N:P de la struvite est 1:1 alors qu'il est d'environ 20:1 dans l'urine (cf.

1.2.3.1). Après précipitation de la struvite, il reste donc toujours environ 95 % de l'azote dans la phase liquide et il est donc toujours nécessaire de mettre en œuvre des procédés supplémentaires de gestion de cette phase.

Deux contextes s'avèrent toutefois potentiellement pertinents pour la mise en œuvre de ce procédé :

- premièrement, la précipitation de struvite peut présenter un potentiel intéressant pour la sensibilisation à la présence de matières fertilisantes contenues dans l'urine. C'est ainsi que l'entreprise Ecosec a développé, en partenariat avec WC Loc, un module de sensibilisation nommé UriBoost, auquel nous avons également contribué dans le cadre de cette thèse par la production de supports de communication et par le partage de nos connaissances du procédé. Ce module est constitué d'une unité mobile de traitement de l'urine par précipitation de struvite, reliée à une unité mobile de cabines de toilettes à séparation d'urine. Inauguré à la fête de l'Huma en septembre 2016, le module UriBoost permet aux personnes venant aux toilettes d'observer la mise en œuvre de cette précipitation et de repartir avec un sachet contenant de la struvite issue de ce traitement (cf. Figure 4.34). La simplicité de mise en œuvre de ce procédé le rend particulièrement propice à la réalisation de telles actions de sensibilisation du public et favorise la diffusion de la « prise de conscience relative de l'urine ».



Figure 4.34 : Précipitation de struvite des urines dans un objectif de sensibilisation.

En haut à gauche, la cabine UriBoost (source personnelle) ; en haut à droite, la struvite obtenue (*id.*) ; en bas à gauche, les sachets de distribution de struvite (source Ecosec) ; en bas à droite, struvite obtenue dans le cadre d'OCAPI (source personnelle)

- deuxièmement, la précipitation de struvite peut s'avérer adaptée au contexte de l'agglomération parisienne. En effet, les sols des exploitations agricoles du bassin parisien sont particulièrement riches en phosphore du fait des épandages massifs d'engrais phosphorés réalisés ces dernières décennies (Le Noë *et al.*, 2017b). Il pourrait alors s'avérer pertinent, dans ce cas particulier, qu'une chaîne de valorisation de l'urine produise un engrais liquide appauvri en phosphore par précipitation préalable de struvite. Le sous-produit de ce traitement, la struvite, serait lui-même exporté, temporairement ou partiellement, vers les sols agricoles carencés en phosphore. Cette exploitation du procédé de précipitation de struvite est alors inversée

par rapport à son utilisation habituelle qui consiste à considérer la struvite comme le produit de la chaîne de gestion et la phase liquide restante comme un sous-produit.

Le caractère mobile de ce module de précipitation de struvite peut d'ailleurs être étendu à d'autres types de traitement de l'urine. Une unité de traitement de l'urine mobile pourrait présenter de grands avantages en termes de limitation de l'encombrement et de mutualisation des équipements. Elle nécessiterait toutefois une disponibilité suffisante en espace pour son installation et une durée de traitement compatible avec les impératifs locaux d'occupation de cet espace. La construction d'une unité mobile de production d'Aurin est actuellement à l'étude par l'entreprise VUNA.

4.2.5.4. Mise en regard des procédés de traitement de l'urine du XIX^e et du XXI^e siècle

Pour conclure ce chapitre sur les traitements de l'urine, il nous paraît intéressant de rappeler l'effervescence qui régnait au XIX^e siècle, en France et en Europe, vis-à-vis de la possibilité de valoriser les ressources contenues dans nos excréments. Dans le tableau suivant (Tableau 4.4), nous avons ainsi mis en regard une liste de procédés dont nous avons trouvé la mention lors de nos recherches sur le traitement des excréments au XIX^e siècle en France et les références correspondant au développement de procédés basés sur le même principe en Europe au XXI^e siècle.

Les références du XIX^e siècle sont presque exclusivement françaises mais cela témoigne surtout d'un biais de nos recherches, orientées sur la situation française, car les ouvrages consultés mentionnent fréquemment le développement de procédés similaires dans d'autres pays européens (Autriche, Prusse, Royaume-Uni, etc.). Les deux ouvrages majeurs du XIX^e siècle et du XXI^e siècle qui permettent le plus aisément cette mise en regard sont l'ouvrage de Paulet (1853) et celui de Larsen *et al.* (2013).

Nous employons à dessein le terme « mise en regard » car il paraît difficile de comparer directement la qualité et l'efficacité réelle de la mise en œuvre de ces différents procédés dans des contextes d'application aussi différents. Les références mentionnées dans le Tableau 4.4 sont toutefois systématiquement basées sur l'exploitation d'une propriété physico-chimique de l'urine similaire qui induit son exploitation au XIX^e siècle et son apparente « redécouverte » au XXI^e siècle. Le Tableau 4.4 ne contient bien sûr aucun des procédés qui ont été développés postérieurement au XIX^e siècle tels que la boue activée, la nanofiltration, la pile microbienne, etc.

Tableau 4.4 : Mise en regard de procédés de traitement de l'urine^a développés en Europe au XIX^e et au XXI^e siècle.

Procédé de traitement	Références du XIX ^e siècle	Références du XXI ^e siècle
Concentration après stabilisation à l'acide	Payen vers 1835 ^{b,c,d} ; de Gasparin, non daté ^b	Ek <i>et al.</i> , 2006
Volatilisation de l'ammoniac	de Serres, 1815 ^b ; Dumas, 1836 ^{b,c,d} ; Jacquemart/s, 1836 ^d ; Krafft et Suquet, 1842 ^b	Başakçılardan-Kabakçı <i>et al.</i> , 2007 ^e ; Paris <i>et al.</i> , 2007 ^e ; Antonini <i>et al.</i> , 2011 ^e ¹⁹⁹
Précipitation de struvite	Boussingault, 1847 ^{c,d} ; Blanchard et Château, 1867 ^d ;	Ronteltap <i>et al.</i> , 2007 ; Triger, 2012 ; Etter <i>et al.</i> , 2015
Imprégnation sur média alcalin ^f	Donat, 1819 ^{b,c,d}	Randall <i>et al.</i> , 2016 ; Senecal <i>et al.</i> , 2017
Imprégnation sur charbon	Salmon, 1826, 1831 ^{b,c,d}	Otterpohl & Buzie, 2013 ; Senecal <i>et al.</i> , 2017

^a Dans les références du XIX^e siècle, il pourra parfois s'agir de traitement appliqués à l'urine et/ou aux matières fécales et/ou à divers produits issus des excréments créés dans les diverses chaînes de gestion de l'époque.

^b Paulet, 1853

^c Barles, 2005

^d Liger, 1875

^e Larsen *et al.*, 2013

^f La comparaison du procédé de Donat avec celui développé par Senecal *et al.* ou Randall *et al.* ne peut qu'être relativement limitée car Donat réalisait visiblement le mélange de l'urine et du média alcalin après l'hydrolyse de l'urée. La faible postérité des « urates calcaires » de Donat s'explique peut-être en partie ainsi.

¹⁹⁹ Ces trois références n'ont pas été consultées directement. Il s'agit de : Başakçılardan-Kabakçı S., Ipekoglu A. N., Talınlı I., 2007. *Recovery of ammonia from human urine by stripping and absorption*. Environmental. Engineering and Science, 24(5), 615–624.

Paris S., Schlapp C. and Netter T., 2007. *A contribution to sustainable growth by research and development*. Proceedings of the International Symposium on 'Water Supply and Sanitation for All', Berching (Germany), 27–28 Sep 2007.

Antonini S., Paris S., Eichert T. and Clemens J., 2011. *Nitrogen and phosphorus recovery from human urine by struvite precipitation and air stripping in Vietnam*. CLEAN – Soil, Air, Water, 39(12), 1099–1104.

Cette mise en regard témoigne ainsi de l'effectivité d'un engouement au XIX^e siècle pour l'obtention de matières fertilisantes à partir d'urines et l'absence de références durant le XX^e siècle traduit la linéarisation des systèmes alimentation/excrétion durant ce siècle (cf. troisième partie) liée à l'« invention du déchet urbain » (Barles, 2005). Les multiples références trouvées en ce XXI^e siècle témoignent quant à elles d'une effervescence retrouvée vis-à-vis de la possibilité de produire des ressources à partir des urines et concourent à argumenter en faveur de l'existence d'une « prise de conscience relative à l'urine » depuis la fin du XX^e siècle dont nous avons étudié la diffusion au chapitre 4.1 (cf. en particulier Figure 4.7).

4.2.6. Usage final

Comme nous l'avons indiqué en introduction de ce chapitre 4.2, nous ne nous sommes concentrés ici que sur les chaînes de gestion qui permettent la mise en œuvre d'un système alimentation/excrétion circulaire, dans lequel l'usage final de l'urine est, par définition, une valorisation agronomique. Avant de détailler ce type de valorisation, il nous paraît opportun de présenter brièvement quelques exemples où l'usage final de l'urine n'est pas agronomique.

4.2.6.1. Usage final non agricole

Nous avons vu à la section 4.2.1 que la séparation à la source de l'urine était déjà largement répandue en Europe par l'utilisation de l'urinoir et sa praticité d'usage pour la miction urinaire masculine mais que les urines rejoignent ensuite majoritairement le tout-à-l'égout ou sont rejetées dans l'environnement (sol, milieu hydraulique superficiel, etc.). La séparation à la source de l'urine a également été mentionnée à la sous-section 4.2.1.3 dans le cadre de la médecine nucléaire dans les hôpitaux pour permettre la décroissance de la radioactivité des urines. Là encore la destination finale des urines reste le tout-à-l'égout.

Aux Pays-Bas, et probablement dans d'autres pays également, les urines de femmes enceintes sont collectées dans le but d'en extraire des hormones qui puissent être utiles aux femmes présentant des problèmes de fertilité. Cette collecte a même été à l'origine d'une valorisation des nutriments de ces urines par synthèse de sulfate d'ammonium et de struvite par l'entreprise Saniphos à Zutphen (Swart & Palsma, 2013). À notre connaissance, cette initiative de valorisation des nutriments n'a plus cours aujourd'hui du fait de l'absence de rentabilité économique pour l'entreprise qui la portait.

De nombreuses études portent sur les potentialités d'exploitation énergétique des ressources de l'urine. Trois mécanismes possibles semblent mis à profit :

- l'électrolyse de l'urée pour produire du dihydrogène (Udert *et al.*, 2013)²⁰⁰ ;
- l'oxydation de l'ammoniac dans une pile à combustible (*ibid.*) ;
- l'oxydation des composés carbonés de l'urine (Kuntke, 2013).

Ces procédés introduiraient un nouveau couplage du système alimentation/excrétion avec le système énergie. Ils correspondent à une assez haute technologie et peuvent être également très décentralisés, ce qui questionne la soutenabilité de leur déploiement et leur intérêt énergétique au regard des enjeux globaux énergétiques des systèmes socio-écologiques actuels (cf. section 2.1.3). Leur couplage avec une circularité, plutôt extractive, des nutriments n'est toutefois pas nécessairement exclue.

L'usage de l'urée se retrouve également dans de nombreux pans de l'économie (réducteur des oxydes d'azote issus de la combustion d'hydrocarbures dans les moteurs, composant de colle, etc.) et on pourrait également imaginer un tel usage de l'urée de l'urine ou de certains autres de ses composés.

Enfin, l'urine a connu antérieurement de nombreux usages (cf. section 3.1.1) dont on peut supposer que certains se prolongent encore aujourd'hui. Il nous a plusieurs fois été rapporté l'usage populaire de l'urine en tant qu'antiseptique. Il nous semble que l'effet antiseptique de l'urine provient essentiellement de la libération de l'ammoniac dans l'urine stockée après l'hydrolyse de l'urée et il faudrait donc préférentiellement appliquer comme antiseptique le *lotium*, et non l'*urina* (cf. note de bas de page n° 197 p. 303). Nous n'avons pas connaissance de la pratique contemporaine de stockage d'urine à domicile pour l'utiliser comme solution ammoniacuée mais il paraît plausible que celle-ci existe²⁰¹.

Ces différents usages populaires restent relativement ponctuels et ne remettent pas en cause l'existence d'une chaîne gestion de l'urine en dehors de ces usages. Ils peuvent même favoriser l'appropriation de chaînes de gestion circulaires en donnant à l'urine, par ces usages, un statut différent de celui du déchet évacué au tout-à-l'égout.

²⁰⁰ Ce procédé nécessite bien sûr un traitement décentralisé au niveau de l'interface usager afin de bloquer l'hydrolyse de l'urée.

²⁰¹ D'autres usages possibles sont indiqués dans le documentaire *Les superpouvoirs de l'urine* (Berrod & Russel, 2013) dont les fréquentes programmations télévisuelles en France témoignent d'un intérêt actuel certain pour l'urine (cf. section 5.3.1). L'urine entre aussi dans des pratiques thérapeutiques comme celle de l'urinothérapie, aussi appelée amaroli, qui consiste à obtenir des effets positifs liés à la boisson d'urine. Nous ne sommes pas capables de nous prononcer sur l'intérêt de cette pratique

4.2.6.2. Typologies d'usage final agricole

L'usage final agricole d'une chaîne de gestion de l'urine caractérise un système alimentation/excrétion circulaire. Deux cas de figure sont alors à distinguer :

- les systèmes alimentation/excrétion autonomes, dans lesquels les nutriments urbains sont effectivement retournés au territoire agricole même qui nourrit la ville, c'est-à-dire son hinterland agricole nourricier ;
- les systèmes alimentation/excrétion circulaires mais non autonomes, dans lesquels les nutriments urbains sont utilisés par des territoires agricoles autres que ceux qui alimentent cette ville.

La proximité géographique entre la ville et son hinterland agricole nourricier est rarement de mise aujourd'hui, du fait entre autres de la spécialisation des territoires agricoles et de l'internationalisation du commerce de denrées alimentaires. Nous l'illustrerons ici par le cas de l'approvisionnement de l'agglomération parisienne et la comparaison des régions d'origine des produits animaux en 1786 (Billen *et al.*, 2012c) et en 2006 (cf. chapitre 3.2) (Figure 4.35).

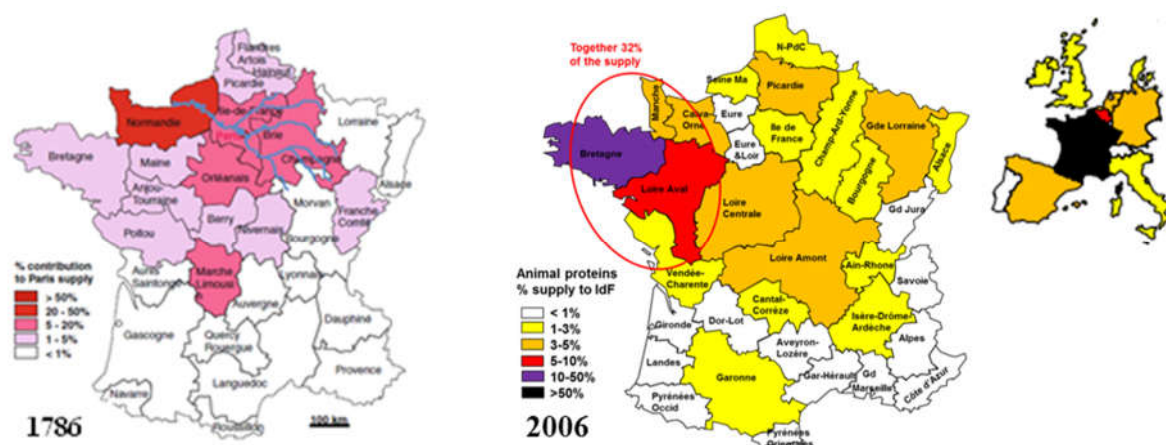


Figure 4.35 : Aires d'approvisionnement de l'agglomération parisienne en produits animaux.

À gauche en 1786 (Billen *et al.*, 2012c) ; à droite en 2006 (cf. chapitre 3.2).

On voit ainsi nettement que l'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne en 1786 était relativement local : la ville était entourée de son hinterland agricole nourricier. En 2006, l'hinterland agricole nourricier de l'agglomération parisienne est de dimension internationale, avec des régions spécialisées géographiquement distantes comme la Bretagne ou les Pays-Bas. Ne sont pas non plus représentées sur la Figure 4.35 les aires de provenance du fourrage alimentant les animaux d'élevage mais nous avons vu au chapitre 3.2 que leur importation d'Amérique du Sud constituait une source d'approvisionnement importante aujourd'hui pour l'hinterland agricole nourricier de l'agglomération parisienne, qui étend ainsi encore davantage son périmètre à un niveau mondial.

Dès lors, les deux cas de figure que nous avons mentionnés précédemment, à savoir les systèmes alimentation/excrétion urbains autonomes et les systèmes circulaires mais non autonomes pourront s'avérer très différents dans leur réalisation. En effet, dans un système circulaire non autonome, le produit final de la chaîne de gestion de l'urine ne créera pas nécessairement de lien entre la ville et le territoire agricole qui en fera usage, si ce n'est un lien économique par le flux financier potentiellement induit dans cette transaction. La ville pourra alors élaborer sa chaîne de gestion de l'urine en fonction de son appréhension du marché potentiel des matières fertilisantes sur lequel peut entrer son produit. Les usages et les usagers de ce produit pourront être d'une extrême diversité et situés à peu près n'importe où sur la planète, reflétant ainsi la même mondialisation que les marchés actuels des engrais et des denrées alimentaires. Les usages ne seront alors pas nécessairement alimentaires mais ils pourront par exemple être une production horticole, textile, énergétique, etc. Dans ce dernier cas, il se créerait alors un couplage entre le système alimentation/excrétion et l'autre sous-système concerné par la production agricole non alimentaire en question (par exemple le sous-système énergie dans le cas de fertilisation de cultures énergétiques)²⁰². La circularité du système alimentation/excrétion pourra alors s'analyser en second niveau par l'analyse du devenir des nutriments dans ce second usage.

A contrario, un système alimentation/excrétion autonome renforcera la synergie entre la ville et son hinterland agricole nourricier puisque celui-ci ne sera pas seulement pourvoyeur de denrées alimentaires pour la ville mais également bénéficiaire de matières fertilisantes issues de celle-ci. Un système autonome sera *a priori* plutôt local car le double mouvement d'importation de denrées alimentaires et d'exportation de matières fertilisantes s'inscrira plus spontanément dans une logique territoriale d'économie locale, *a minima* du fait de sa meilleure efficacité énergétique liée à un transport réduit de ces deux produits. Un système autonome orientera aussi beaucoup plus précisément les caractéristiques des matières fertilisantes urbaines souhaitées, et donc *in fine* la chaîne de gestion des urines correspondante, car celle-ci s'inscrirait dans un double mouvement d'offre et demande : l'hinterland offrirait des denrées alimentaires correspondant à la demande urbaine et la ville offrirait des matières fertilisantes correspondant à la demande agricole. Les parties agricoles et urbaines d'un système alimentation/excrétion autonome s'influenceraient donc mutuellement quant aux modalités de leur production respective alimentaire et fertilisante. Nous nous plaçons ici dans un cadre un peu théorique d'un système alimentation/excrétion totalement autonome mais il nous semble nécessaire de nous placer dans cette logique afin de bien faire ressortir les caractéristiques fondamentales sous-jacentes à l'autonomie d'un système.

²⁰² À l'exception du cas mentionné à la sous-section 3.3.3.3 où la production de méthanol pourrait être destinée au fonctionnement du système alimentation/excrétion lui-même.

Ces deux schémas de circularité auront bien sûr des contextes d'application différents. Si nous prenons le cas, majoritaire aujourd'hui comme nous l'avons précédemment montré (cf. troisième partie), de systèmes alimentation/excrétion urbains linéaires, l'autonomie n'est bien sûr pas envisageable sans une transformation profonde du système alimentation/excrétion. Les premières mises en œuvre de circularité s'inscriront donc dans des échelles relativement petites par rapport au système alimentation/excrétion dans son ensemble, comme nous l'avons vu pour les réalisations suédoises, et il n'est pas évident que le mécanisme de synergie que nous avons précédemment décrit pour un système autonome puisse se mettre en place, au vu du positionnement de niche de cette circularité.

En revanche, si la circularité devient importante au sein du système alimentation/excrétion dans son ensemble, traduisant alors une réelle transition socio-écologique vers la circularité, les couplages avec des productions agricoles non alimentaires pourraient être limités par le fait que la quantité de matières fertilisantes produites par la ville dépasse les besoins des cultures non alimentaires. Ainsi, aujourd'hui dans le bassin de la Seine, les surfaces occupées par les cultures énergétiques ne représentent que 1 % des terres arables. Les cultures destinées à l'alimentation humaine, directement ou indirectement via les animaux d'élevage, seront donc vraisemblablement toujours les bénéficiaires principaux d'une circularité dès que celle-ci est mise en œuvre à une échelle suffisamment importante. Elles sont d'autant plus légitimes à l'être que les produits pour l'alimentation humaine (céréales par exemple) constituent nécessairement une exportation nette des systèmes agricoles qui devra être compensée par des apports exogènes, comme nous l'avons par exemple illustré Figure 2.4. Ce n'est pas le cas des cultures énergétiques par exemple, pour lesquelles seul le carbone doit constituer un export agricole net alors que les nutriments peuvent être réutilisés au niveau agricole²⁰³.

Si tous les types de productions agricoles peuvent correspondre à l'émergence d'une circularité, nous nous intéresserons ici plus particulièrement aux cultures destinées directement ou indirectement à l'alimentation humaine dans la logique du déploiement de cette circularité en tant que réelle transition socio-écologique.

Nous chercherons également à nous inscrire dans des systèmes de production agricole soutenables, la recherche de soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion dans leur ensemble étant bien sûr le cadre dans lequel nous plaçons ce travail. Nous avons déjà mentionné en conclusion de la première partie que nous cantonnons principalement nos travaux à la partie urbaine du système alimentation/excrétion. Pour ce qui est de la soutenabilité des systèmes de production agricole, nous nous référons donc aux travaux déjà mentionnés Le Noë, Billen, Garnier, *et al.* et au scénario agricole « bio, autonome, demitarien » (Billen *et al.*, 2017) qui entre en forte résonance avec

²⁰³ Cette réutilisation sera bien sûr limitée par l'efficacité d'utilisation de ces nutriments.

l'approche urbaine que nous développons ici par la sobriété et le niveau trophique soutenable du régime demitarrien, le potentiel important de l'agriculture biologique en termes de soutenabilité et la recherche d'autonomie dans ce scénario, présentée principalement comme une autonomie des exploitations agricoles par le couplage polyculture-élevage mais qui, à l'échelle d'un système alimentation/excrétion dans son ensemble, étendu à la partie urbaine de ce système, ne peut être réalisée sans le recours à une circularité des nutriments urbains vers les sols agricoles.

Ce dernier point semble d'ailleurs constituer un des apports fondamentaux de notre recherche à la question de la soutenabilité des systèmes agricoles, en particulier en agriculture biologique. Le principe d'écologie de l'agriculture biologique, qui proscrit entre autres le recours à des engrais de synthèse, ne nous semble pas pouvoir être déployé à grande échelle sans recyclage des excréments humains car la production alimentaire est par définition nécessairement une exportation nette de nutriments vers les villes. Nesme *et al.* (2016) ont ainsi montré qu'en France environ 70 % du phosphore des produits issus de cultures biologiques était d'origine anthropique, c'est-à-dire provenant originellement de l'exploitation de mines de phosphore fossile principalement. En France cet apport provient largement du stock de phosphore hérité de l'utilisation massive d'engrais phosphorés des décennies précédentes et utilisé par les exploitations nouvellement converties à l'agriculture biologique. La soutenabilité à long terme de ce mode de production n'est donc pas assurée non plus bien sûr, *a fortiori*, que celle de l'agriculture conventionnelle.

Or le recyclage des nutriments humains semble justement correspondre parfaitement à la définition de l'agriculture biologique, dont le principe d'écologie précise que l'agriculture biologique devrait être basée « sur les cycles et les systèmes écologiques vivants [... et] sur des processus écologiques et de recyclage »²⁰⁴. En régime stationnaire, le déploiement de l'agriculture biologique à grande échelle ne semble pas possible sans le recours à l'introduction de phosphore qui compense *a minima* l'export de phosphore dû à la production alimentaire consommée et qui se retrouve presque intégralement dans les excréments humains (cf. chapitre 1.2)²⁰⁵. Si ce résultat est moins saillant pour l'azote du fait de la possibilité de recourir à la fixation symbiotique d'azote, l'apport d'azote aux cultures biologiques provenant de fermes conventionnelles est malgré tout une réalité aujourd'hui (*ibid.*) qui traduit également la difficulté de réaliser une agriculture biologique dont les intrants azotés sont exclusivement le fait de la fixation symbiotique. Enfin, pour le potassium, le bilan de masse de

²⁰⁴ <http://infohub.ifoam.bio/en/what-organic/principles-organic-agriculture> cité par Nesme *et al.* (2016).

²⁰⁵ Les seuls flux exogènes de phosphore d'un système agricole sont les dépositions atmosphériques et la captation du phosphore des roches du sous-sol. Le premier flux correspond à environ 2 % de la production des sols agricoles européens aujourd'hui et le second à 0,2 % (Garnier *et al.*, 2015). Il ne semble donc pas envisageable que ces flux puissent compenser l'exportation de phosphore des cultures.

l'exportation agricole pour l'alimentation humaine posera *a priori* le même problème que pour le phosphore.

Le cahier des charges de l'agriculture biologique interdit l'utilisation de boues de station d'épuration du fait des contaminations de ces boues par divers polluants. Nous venons de montrer en quoi l'utilisation des nutriments des excréments humains serait compatible avec l'esprit du principe d'écologie de l'agriculture biologique, voire constituer une condition *sine qua non* de soutenabilité de l'agriculture biologique. Or cette éventualité paraît difficilement envisageable aujourd'hui. En effet, la réglementation qui encadre l'agriculture biologique prévoit une liste fermée de produits utilisables en tant qu'engrais²⁰⁶ et l'urine humaine ne figure pas parmi ces produits. La seule mention qui s'en rapproche concerne les excréments d'animaux liquides en provenance d'élevages non industriels. Ce point semble faire l'objet de débats au sein des instances de régulation de l'agriculture biologique, avec une criticité particulière liée à la présence de résidus médicamenteux dans les urines.

4.2.6.3. Modalités d'utilisation de produits issus de l'urine en agriculture

Nous avons déjà illustré par le Tableau 4.2 la composition équilibrée des excréments humains en termes de nutriments apportés aux plantes. À la figure suivante (Figure 4.36), nous reprenons le positionnement comparé de l'urine humaine, de diverses substances et des besoins des plantes de grandes cultures, en termes de proportions NPK, tel qu'il a été réalisé par Jönsson & Vinnerås (2013).

²⁰⁶ Annexe I du règlement (CE) N° 889/2008 de la commission européenne du 5 septembre 2008 portant modalités d'application du règlement (CE) N° 834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles.

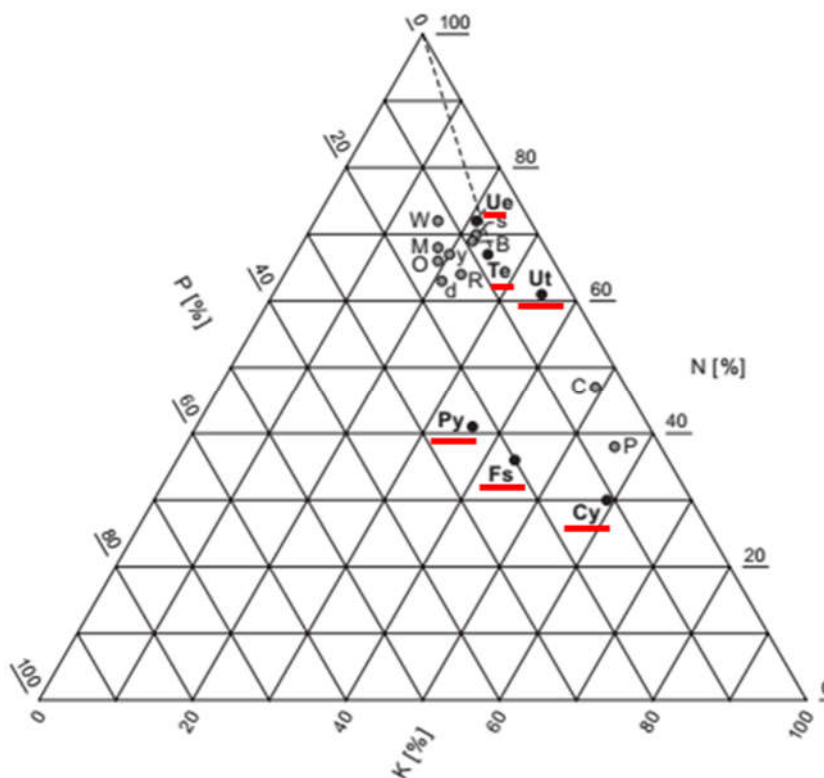


Figure 4.36 : Composition comparée en nutriments azotés, phosphorés et potassiques de diverses substances en relation avec les prélèvements de ces nutriments par différentes cultures.

Substances (ronds noirs soulignées en rouge) : Ue : urine ; Fs : matières fécales ; Te : mélange de Ue et Fs ; Ut : Urevit (urine traitée par électrodialyse et ozonation) ; Py : lisier porcin ; Cy : lisier bovin.

Prélèvements des cultures (ronds gris) : orge (y) ; fèves (B) ; trèfle (C) ; maïs (M) ; avoine (O) ; pois (s) ; pommes de terre (P) ; seigle (R) ; colza (d) ; sorgho et blé (W). Le besoin en azote des légumineuses peut être inférieur à celui indiqué grâce à la fixation symbiotique.

Les traits pointillés qui relient le sommet du triangle (azote pur) à Te représentent les produits potentiellement obtenus par hygiénisation des urines et matières fécales à l'ammoniaque.

Source : Jönsson & Vinnerås (2013)

On constate que l'équilibre des proportions d'azote, de phosphore et de potassium dans l'urine humaine est effectivement très proche des besoins de la plupart des cultures, hormis le trèfle et la pomme de terre pour lesquels l'urine humaine apporte relativement trop d'azote et pas assez de potassium. Elle est ainsi beaucoup plus proche des besoins des céréales ou du colza que ne le sont les lisiers porcins et bovins et ne présente qu'une légère carence relative en phosphore. L'urine constitue donc un engrais complet bien adapté aux principales grandes cultures alimentaires et fourragères, qui apporte également tous les autres micronutriments (Karak & Bhattacharyya, 2010). Les éléments traces métalliques sont présents en très faibles quantités dans l'urine, en particulier par rapport aux engrais chimiques : la teneur en cadmium de l'urine rapportée à celle du phosphore peut ainsi être trois ordres de grandeur en-dessous de celle des engrais phosphorés (Ronteltap *et al.*, 2007).

Seul le sel (chlorure de sodium) apporte des nutriments potentiellement indésirables en agriculture. D'après Richert *et al.* (2011), la concentration en sel de l'urine ne pose potentiellement de problème qu'en zone aride, auquel cas il convient d'alterner épandage d'urine diluée et irrigation à l'eau douce. En zone tempérée, le sel contenu dans l'urine ne serait donc pas susceptible de causer de problème particulier. La consommation élevée de sel de la population française, d'environ 9 à 10 g/pers/j (AFSSA, 2002), près de deux fois supérieure aux recommandations de l'OMS et de la FAO de 5 g/pers/j (OMS & FAO, 2003) et dix fois supérieure au besoin physiologique minimal de 1 g/pers/j (AFSSA, 2002) pose plus de problèmes de santé publique que d'utilisation de l'urine en tant que matière fertilisante.

On notera que cette utilisation est justement susceptible d'introduire des boucles de rétroaction positives sur les habitudes de consommation de sel (cf. par exemple les témoignages recueillis par Steinfeld, 2004). Plus généralement, ce point traduit un des avantages de la fermeture des cycles biogéochimiques dans un système alimentation/excrétion autonome par un renforcement conjoint des améliorations de la santé humaine et du recyclage de l'urine, au contraire des systèmes ouverts et linéaires. Ce sera ainsi également le cas pour les micropolluants médicamenteux. Les inconvénients de leur présence dans l'urine pour la production agricole ne sont aujourd'hui pas considérés par l'OMS comme susceptibles de remettre en cause l'usage agricole de l'urine humaine et la mise en place d'un système fermé et circulaire sera ainsi probablement mieux à même d'inciter à une vigilance accrue sur l'emploi de médicaments par rapport à un système ouvert et linéaire. La logique de prévention à la source des micropolluants, prônée en France (MEEM, 2016), paraît ainsi compatible, voire renforcée, avec un usage agricole d'urine.

Comme le lisier, l'urine est principalement pénalisée par la faible concentration des différents nutriments : la composition NPK de l'urine brute est en effet 0,9-0,2-0,2 (cf. sous-section 1.2.3.1)²⁰⁷. Cette concentration sera encore moindre dans le cas d'urine diluée par des chasses d'eau. Le traitement des urines par concentration présente donc un avantage supplémentaire au niveau de l'exploitation agricole, en limitant le volume de produit à épandre. Un produit comme l'Aurin présente une composition NPK affichée qui le rend ainsi plus attractif : 4,2-0,4-1,8²⁰⁸. Senecal & Vinnerås (2017) indiquent une composition de 7,8-5,7-13,1 sur leur produit encore en cours de développement. On reste bien sûr encore loin des concentrations des engrais purs comme l'urée qui titrent 47-0-0.

²⁰⁷ Conformément aux usages, les chiffres NPK donnés correspondent aux titres massiques exprimés en pourcentages et les teneurs en P et K sont exprimées en teneurs en P₂O₅ et en K₂O.

²⁰⁸ L'analyse d'un flacon Aurin que nous nous sommes procuré montre des valeurs supérieures à celles-ci : 6,6-1,1-5,1 (Martin, 2017).

La composition NPK de l'Aurin est d'ailleurs très proche de celle des engrais liquides que l'on peut trouver en grande surface pour les usages privés de jardinage et c'est principalement pour cet usage qu'elle est aujourd'hui commercialisée. Nous avons ainsi relevé, dans une grande surface spécialisée, la composition NPK de treize engrais liquides indiqués, par les entreprises qui les commercialisent, comme universels ou spécifiquement adaptés à la culture de fruits, légumes, fleurs ou plantes d'intérieur et d'extérieur. Nous n'avons pas identifié de convergence dans la composition NPK des produits de différentes marques en fonction des usages mentionnés et nous avons donc choisi de ne présenter ici que la moyenne des treize valeurs relevées (Tableau 4.5)²⁰⁹.

Tableau 4.5 : Teneurs NPK comparées d'engrais liquide du commerce, Aurin et urine brute.

Titres massiques exprimés en pourcentage. Les teneurs NPK sont également indiquées après application des coefficients de dilution préconisés.

Produit	N	P (exprimé en P ₂ O ₅)	K (exprimé en K ₂ O)
Engrais liquides du commerce ^a	4,2 (± 1,5)	3,6 (± 2,0)	5,8 (± 1,0)
Aurin ^b	4,2	0,4	1,8
Urine brute ^c	0,87	0,17	0,25
Aurin après dilution	0,042	0,0040	0,018
Engrais liquides du commerce après dilution ^a	0,023 (± 0,016)	0,018 (± 0,014)	0,038 (± 0,022)

^a Valeur moyenne sur treize produits. L'écart-type est indiqué entre parenthèses.

^b Valeur affichée.

^c Nous n'indiquons pas ici d'écart-type, qui variera beaucoup selon les populations considérées, mais on pourra se référer à la sous-section 1.2.3.1 pour plus de détails.

On constate ainsi une richesse relative de l'Aurin et de l'urine brute en azote par rapport aux autres nutriments, en comparaison des engrais liquides du commerce. Après application des coefficients de dilution préconisés, on constate également que l'urine brute est de 7 à 42 fois plus concentrée en

²⁰⁹ On pourrait affiner les valeurs de NPK de référence à choisir. La présentation de ces valeurs nous paraît déjà permettre de donner une première échelle comparative

nutriments que les engrais ou l'Aurin dilués. L'urine apparaît donc trop diluée par rapport aux engrais industriels utilisés en grandes cultures et trop concentrée par rapport aux préconisations d'usage des engrais pour particuliers.

L'usage domestique de l'urine en ville pour la fertilisation de plantes en pots ou de parcelles cultivées ne pourra usuellement représenter qu'un usage final relativement mineur dans une perspective de système circulaire non polluant. Comme nous l'indiquons à la sous-section précédente (sous-section 4.2.6.2), cet usage constitue néanmoins un des débouchés possibles dans le cadre d'une mise en œuvre de circularité à échelle encore très réduite. En effet, même en supposant qu'une fertilisation intense avec des pertes minimales soit mise en œuvre dans un contexte urbain, il semble raisonnable de se baser sur une fertilisation d'environ 170 kgN/ha. Avec une excrétion annuelle d'azote urinaire de 4,0 kgN/pers/an (cf. Figure 1.10), cela correspond à une surface cultivée d'environ 230 m²/pers. Or nous avons vu que la surface disponible par habitant est de 47 m²/habitant dans la Ville de Paris et de 270 m²/habitant à l'échelle de l'agglomération parisienne. Les engrais à usage domestique ne pourront donc constituer qu'une niche, permettant éventuellement l'émergence de cette circularité comme dans le cas de l'Aurin, mais ne répondent pas à l'enjeu d'une transition socio-écologique vers une circularité à grande échelle.

D'autres types d'usages agricoles de l'urine, alternatifs aux systèmes de grandes cultures, sont envisageables ou déjà réalisés dans le monde : mentionnons par exemple la production maraîchère (cf. par exemple Richert *et al.*, 2011 pour des recommandations pratiques et Karak & Bhattacharyya, 2010, pour une revue bibliographique de tests de fertilisation de l'urine en maraîchage et en céréaliculture), l'aquaculture (OMS, 2012b), la culture d'algues, l'aquaponie, etc. En France, Benjamin Clouet, fondateur d'Ecosec, nous a rapporté l'existence d'une entreprise réalisant une culture de spiruline sur urine²¹⁰. La valorisation agronomique de l'urine en tant qu'engrais semble également déjà pratiquée par les membres du Réseau de l'Assainissement Écologique. On en trouvera une analyse détaillée dans le rapport *ad hoc* déjà mentionné (Brun *et al.*, 2017). Toujours en France, on notera également la parution récente d'un ouvrage relatif à l'utilisation de l'urine en maraîchage (De Looze, 2016) qui témoigne de la possible facilité d'appropriation de l'urine comme engrais dans les pratiques de cultures domestiques et de l'intérêt d'acteurs français de plus en plus nombreux pour l'utilisation agronomique de l'urine.

²¹⁰ Déjà proposée de longue date par Jourdan (2016 et références antérieures), la culture de spiruline sur urine serait ainsi réalisée aujourd'hui en France par cette entreprise à partir d'une collecte d'urine provenant exclusivement de personnes crudivores, végétaliennes et non médicamenteuses.

La fertilisation d'une terre à l'urine pourrait par ailleurs être pénalisante par le poids de l'engin agricole qui compacterait la terre lors de son passage. Johansson *et al.* (2000) proposent ainsi que l'épandage d'urine puisse le cas échéant être réalisé par un engin raccordé par tuyau à un stockage d'urine.

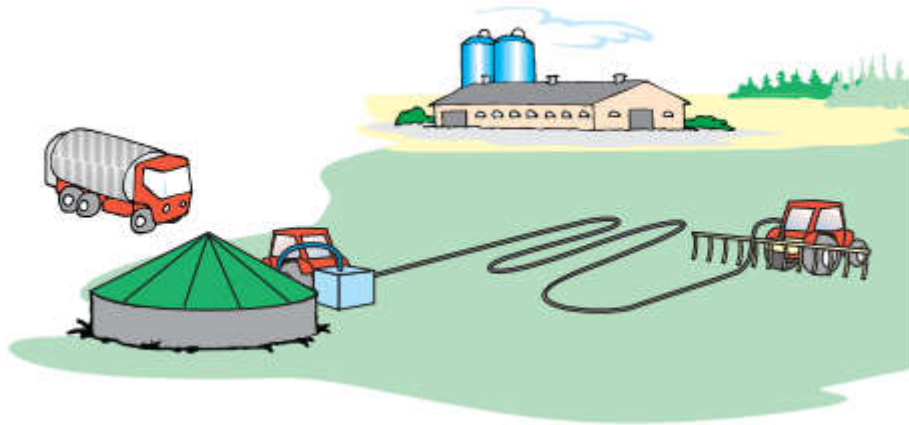


Figure 4.37 : Schéma de principe d'une fertilisation d'un champ avec épandeur relié par tuyau à une cuve de stockage.

Source : Johansson *et al.*, 2000

L'application de l'urine devra aussi respecter certaines modalités d'épandage minimisant toute pollution azotée, en particulier par volatilisation de l'ammoniac. Johansson *et al.* (2000) recommandent ainsi l'utilisation de pendillard pour éviter les pertes atmosphériques d'ammoniac et un enfouissement concomittant à l'épandage.



Figure 4.38 : Épandage d'urine avec pendillard et tuyau relié au stockage

Source : Johansson *et al.* (2000)

La répartition égale de l'azote sous forme d'ammoniac et de nitrate dans l'Aurin constitue à ce titre un avantage certain de l'Aurin par rapport à l'urine stockée du fait des plus faibles pertes par volatilisation attendue au niveau de l'épandage.

L'analyse de l'efficacité comparée de ces différents produits fait justement l'objet de la thèse de Tristan Martin récemment commencée. On pourra déjà se référer à son rapport de Master 2 (Martin, 2017) pour plus de précisions à ce sujet et nous retiendrons ici simplement que l'efficacité de l'urine est assez similaire à celle d'un engrais minéral complet au vu de la présence des différents éléments sous une forme majoritairement minérale dans l'urine stockée ainsi que dans la plupart des produits issus des traitements de l'urine mentionnés préalablement.

L'épandage d'urine stockée pourra aussi présenter des nuisances olfactives au moment de l'épandage. D'après Kvarnström *et al.* (2006), cette nuisance est comparable à celle causée par l'épandage de lisier et aucun problème n'a été rapporté en Suède suite à l'épandage d'urine, même en banlieue de Stockholm. Les odeurs à l'épandage devront tout de même constituer un point de vigilance, en particulier dans les régions avec très peu d'élevage.

L'usage final de l'urine stockée est donc réalisable en grande culture sans contrainte majeure et présente un intérêt certain en termes des engrais apportés. La faible concentration des nutriments et la forme ammoniacuée, donc aisément volatilisée, de l'azote de l'urine stockée représentent ses deux

inconvéniens principaux en termes des modalités pratiques de son utilisation agronomique. Les différents traitements envisageables de l'urine peuvent éventuellement la rendre plus adaptée aux différentes pratiques culturales.

4.2.7. Caractérisation des régimes socio-écologiques envisageables

L'analyse des différentes possibilités offertes à chaque maillon d'une chaîne de gestion des urines, que nous avons conduite dans les sections précédentes (sections 4.2.1 à 4.2.6), nous a permis de dégager quelques scénarios envisageables de séparation à la source. Il paraît désormais pertinent d'évaluer les performances de ces scénarios au regard des critères de caractérisation de systèmes socio-écologiques que nous avons définis dans la deuxième partie.

Nous excluons dans cette analyse les critères de sobriété et d'efficacité qui, bien que fortement liés à la mise en place d'une chaîne de gestion des urines, ne sont pas strictement inclus dans la caractérisation de celle-ci. L'importance des couplages avec les autres sous-systèmes sera dépendante :

- pour le sous-système eau, de l'utilisation ou non d'eau pour l'évacuation des urines. Les modalités de gestion des matières fécales (avec ou sans eau) conditionneront fortement ce couplage également ;
- pour le sous-système énergie, le couplage sera nécessairement important du fait du besoin d'énergie du système alimentation/excrétion, comme de n'importe quel autre système, pour fonctionner. En revanche, nous n'étudierons pas davantage les possibilités de couplage énergétique que nous avons très brièvement évoquées à la sous-section 4.2.6.1 pour nous concentrer sur la question de la valorisation des nutriments des urines ;
- pour le sous-système transport de biens, nous avons vu qu'il était nécessairement important pour la partie amont du système alimentation/excrétion et nous considérons que l'importance de ce couplage est consubstantiel à l'organisation d'un territoire urbain.

Enfin, pour la salubrité, nous considérerons que la séparation à la source de l'urine est salubre vis-à-vis des pathogènes (cf. sections précédentes pour une discussion sur les limites de cette hypothèse), et nous considérerons, en suivant l'OMS (2012a), que les résidus médicamenteux et hormonaux d'une population standard n'empêchent pas l'utilisation agricole des urines humaines.

Finalement, les deux critères principaux d'évaluation des chaînes de gestion de l'urine que nous analyserons en détail sont la circularité (ou l'autonomie) et la pollution. Ces deux critères sont bien sûr fortement liés puisque le taux de pollution d'un système est plafonné par son taux de linéarité. Le caractère polluant des éléments non valorisés et la typologie de leur pollution (locale et/ou globale) dépendra bien sûr des modalités de leur gestion.

Nous introduirons également la relation existant entre les types de chaînes de gestion mises en œuvre et les typologies urbaines.

4.2.7.1. Évaluation de la circularité et de la pollution

Nous avons récapitulé dans le tableau suivant le taux de circularité potentiel de quelques maillons possibles d'une chaîne de gestion de l'urine (Tableau 4.6). Nous nous sommes cantonnés aux techniques qui sont aujourd'hui à un stade de développement suffisamment avancé pour que l'évaluation soit considérée comme fiable et que leur mise en œuvre soit aisément envisageable aujourd'hui dans le contexte des villes occidentales (cf. sections précédentes 4.2.1 à 4.2.6). Nous avons choisi de représenter ces taux de circularité pour les trois éléments principaux N, P et K. L'évaluation de la circularité sur les autres nutriments sera faite en première approximation en fonction de leur typologie chimique se rapprochant de N, P ou K (cf. conclusion de la deuxième partie). Le détail de toutes les sources et discussions est précisé dans les sections précédentes, seules les références et conclusions principales sont synthétisées ici.

Tableau 4.6 : Circularité potentielle de différents maillons de chaînes de séparation à la source de l'urine.

Circularité potentielle	Interface usager		Collecte et stockage local		Traitement		Transport		Stockage au champ		Épandage sur grandes cultures	
	Urinoir ^a	Toilette à séparation d'urine	Tuyau et cuve	Stockage	Procédé Aurin		Urines stockées	Aurin	Urines stockées	Aurin	Urines stockées	Aurin
N	> 99 %	40 % à 95 % ^b	50 % à > 99 % ^c	sans objet	> 98 % ^f	> 99 % ^g	50 % à > 99 % ^h	> 99 %	variable ⁱ	> 99 %		
P			70 % à > 99 % ^d		> 99 % ^f		> 99 %					
K			99 % ^e									

^a Urinoirs secs ou à chasse d'eau. Les urinoirs à chasse d'eau sont usuellement convertibles en urinoirs secs. Aujourd'hui, utilisés presque exclusivement par les hommes mais l'urinoir féminin est envisageable. Concerne principalement les lieux à équipement mutualisé mais extension envisageable dans l'habitat privé.

^b Valeurs extrêmes relevées par Besson (2015). Dépendance très forte au comportement de l'utilisateur. La circularité et la pollution résiduelle dépendront des modalités de gestion des matières.

^c Valeurs extrêmes indiquées dans Larsen *et al.*, 2013. > 99 % est normalement obtenu sans ventilation. La non-circularité est une pollution atmosphérique à l'ammoniac.

^d Dépendra des modalités de gestion des précipités. La valeur minimale est donnée par Udert *et al.*, 2006 et correspond au cas où les précipités sont gérés de manière linéaire (par exemple envoi des résidus de nettoyage des tuyaux et des bouches de fond de cuve vers un tout-à-l'égout linéaire).

^e Évaluation *a priori* raisonnable d'après Udert *et al.*, 2006.

^f Etter *et al.*, 2015. L'azote non récupéré peut partir en volatilisation (pollution atmosphérique) et/ou être dans le distillat (pollution et circularité dépendantes de ses modalités de gestion). On peut imaginer que ces performances soient dégradées en conditions réelles d'opération, en particulier en cas de dysfonctionnement de la nitrification et d'une distillation opérée sur un effluent insuffisamment nitrifié.

^g Les conditions dégradées de fonctionnement des opérations de vidange et de transport n'ont pas été analysées plus en détail mais on peut supposer que leur effet serait relativement limité.

^h Nous avons repris les valeurs de pertes au stockage. Spangberg *et al.* (2014) estiment que des pertes de 4 % sont raisonnables en conditions usuelles de stockage en se référant à une publication en suédois que nous n'avons pas consultée (Karlsson S, Rodhe L. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. JTI Uppdragsrapport, 2002).

ⁱ En cours d'investigation dans le cadre de la thèse de Martin. Seule la volatilisation serait éventuellement à compter ici, les processus de captation de l'azote par les plantes relevant ensuite de l'efficacité du système agricole et non plus de l'urine. Les valeurs peuvent beaucoup varier pour l'urine selon les modalités d'épandage. Spangberg *et al.* (2014) estiment 5% de volatilisation. La volatilisation est *a priori* encore plus faible pour l'Aurin.

On voit ainsi que le taux de circularité global sera très dépendant des conditions de mise en œuvre. Dans les conditions les plus défavorables, qui représentent un cas *a priori* très théorique où chaque maillon est à son plus bas niveau de performance, le taux de circularité de l'azote peut descendre en-dessous de 10 %. Même dans ce cas très théorique, le taux de circularité global reste supérieur à celui de l'agglomération parisienne aujourd'hui (à savoir 5 % – cf. chapitre 3.2). Dans les conditions les plus favorables, on peut imaginer des taux de circularité aux alentours de 98 % (hors volatilisation à l'épandage). Spångberg *et al.* (2014) ont ainsi estimé raisonnable, pour un immeuble d'habitation équipé de toilettes à séparation d'urine et avec épandage après simple stockage, un taux de circularité global de 72 %. La majorité des pertes interviennent au niveau de la toilette à séparation d'urine (25 %) et cet azote est alors évacué avec les matières fécales et peut éventuellement être utilisé selon les modalités de gestion des matières fécales.

Les principales pollutions de telles chaînes de gestion de l'urine sont azotées. Elles vont majoritairement se faire dans le compartiment atmosphérique, par volatilisation d'ammoniac. Dans le pire des cas, ces pollutions peuvent être considérables car presque tout l'ammoniac de l'urine peut théoriquement être volatilisé par la ventilation des cuves de stockage de l'urine. Dans ces cas, la pollution azotée est donc comparable à celle des régimes du tout-à-l'égout à rejet direct, traitement primaire ou secondaire, qui sont encore très courants dans le monde occidental. Seuls les régimes à traitement tertiaire (dénitrification de l'azote) sont nettement moins polluants (38% de pollution dans le cas de l'agglomération parisienne, depuis la dénitrification mise en place en 2012 – cf. chapitre 3.2). Il est intéressant de noter que la transition d'un régime linéaire et polluant à un régime circulaire et non polluant, dans le cas mentionné par Wohlsager *et al.* (2010), s'effectue techniquement par la simple mise en place d'un couvercle. Cette disproportion des moyens techniques à mettre en œuvre pour limiter les pollutions azotées entre le traitement des eaux usées et une gestion efficace des urines se retrouve d'ailleurs aujourd'hui par exemple dans les bilans globaux de pollution azotée du bassin de la Seine. Ils mettent en exergue l'importance de la couverture des stockages de lisier animal dans les exploitations agricoles, au regard des pollutions azotées provenant des systèmes d'assainissement (AESN, 2013).

Dans les cas les plus favorables, la pollution azotée pourra être inférieure à 2 %, dépassant alors très largement les performances des régimes du tout-à-l'égout. Les pollutions azotées peuvent également se faire sous forme de N_2O . Il s'agit d'ailleurs, comme nous l'avons montré à la sous-section 3.3.3.4, du principal gaz à effet de serre fondamentalement lié aux systèmes alimentation/excrétion. Nous avons montré sa sensibilité dans le cas de l'agglomération parisienne aujourd'hui par les taux mesurés d'émission de N_2O très importants au niveau des biofiltres (2,1 % du N entrant en station d'épuration repart sous forme de $N-N_2O$ – cf. chapitre 3.2). Nous n'avons pas identifié de pollution au N_2O dans les chaînes de gestion où les urines sont simplement stockées car l'azote n'est pas ou très peu nitrifié,

hormis au champ où cette émission de N₂O entre alors dans le cadre des émissions du système agricole. Pour le procédé Aurin, les taux d'émission de N₂O de la nitrification des urines n'ont pas encore été investigués mais ce point pourrait s'avérer critique pour l'évaluation des performances de ce procédé.

Le potentiel technique de la séparation à la source de l'urine pour permettre la mise en œuvre d'un régime socio-écologique circulaire et non polluant est donc évident. Son effectivité en conditions réelles dépendra très fortement des modalités de sa mise en œuvre. Nous étudierons dans la cinquième partie les conditions dans lesquelles une mise en œuvre d'une chaîne de gestion performante en termes de circularité et de pollution est envisageable.

4.2.7.2. Évaluations environnementales complémentaires de la séparation à la source de l'urine

Il est bien sûr possible de réaliser une évaluation environnementale d'une chaîne de gestion des urines sur des critères différents de ceux du cadre méthodologique de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion que nous avons proposé. De nombreuses études ont ainsi été réalisées pour comparer des scénarios de séparation à la source de l'urine avec le tout-à-l'égout ou avec d'autres chaînes de gestion alternative des urines et matières fécales. Nous avons déjà montré les limites de ces types d'évaluation du fait que leur cadre d'évaluation inclut des éléments du système alimentation/excrétion et des éléments extérieurs au système alimentation/excrétion. On retiendra toutefois que la plupart de ces évaluations concluent à une meilleure performance de la séparation à la source de l'urine par rapport au tout-à-l'égout. La méta-analyse conduite par Jönsson (2017)²¹¹ conclut ainsi à une économie d'énergie primaire de 41 %, une baisse des émissions de gaz à effet de serre de 25 %, une baisse de l'eutrophisation de 26 % et une augmentation du recyclage des nutriments. Les consommations d'eau potable sont aussi diminuées par les systèmes de collecte à sec des urines ou par les toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau réduite pour les urines. Cette diminution peut aller jusqu'à 30 L/pers/j soit environ 20 % des usages domestiques de l'eau (cf. Tableau 2.1)²¹².

²¹¹ Jönsson a compilé les valeurs médianes données par Remy (2010), Spångberg *et al.* (2014), Tervahauta *et al.* (2013) ainsi que Kärrman *et al.* (2012) et Wittgren *et al.* 2011 : Kärrman, E., Arnell, M., Rydhagen, B. & Svensson, G. & Wittgren, H.B. 2012. Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området. Urban WaterAB. Uppdrag 120010, Rapport. Wittgren, H.-B., Malmqvist, P.-A., Norström, A., Pettersson, F. & Svensson, G. 2011. *Systemanalys av kretsloppssystem för Norra Djurgårdsstaden*, Stockholm. Urban WaterManagement Rapport 2011:1.

²¹² Certains bâtiments s'équipent même de toilettes à séparation d'urine presque exclusivement pour l'économie d'eau permise.

On notera également l'impact positif de la séparation à la source de l'urine, dans l'hypothèse de sa mise en place progressive dans une agglomération, sur la station d'épuration existante qui traitait préalablement ces urines, si l'on conserve le tout-à-l'égout pour les eaux ménagères et les matières fécales. Outre la baisse globale de charge induite, la séparation à la source de l'urine rapproche la composition des eaux usées domestiques des ratios DBO5:N:P optimaux de l'assimilation bactérienne à savoir 100:5:1²¹³. En prenant les données de Friedler *et al.* (2013), on trouve en effet un ratio 100:32:4 pour les eaux usées qui descend à 100:8:3 pour des eaux usées théoriques sans urine. Une évolution de la composition des eaux usées en direction de ce dernier ratio permet ainsi d'augmenter la décantation primaire en tête de station d'épuration et, dans le cas désormais relativement usuel où les boues sont digérées, de réorienter le carbone de ces boues vers une digestion pour les convertir en méthane plutôt que de les conserver dans l'eau usée pour la dénitrification. On augmente ainsi l'efficacité du processus de traitement des nouvelles eaux usées à composition équilibrée (Verstraete *et al.*, 2013 ; Bisinella *et al.*, 2015). Les urines représentant environ 75 % de l'azote des eaux usées (cf. Figure 3.26), une séparation à la source totale des urines permettrait – sans même réaliser de dénitrification dans la station d'épuration recevant alors matières fécales et eaux ménagères – un meilleur rendement de traitement global de l'azote que celui constaté aujourd'hui dans l'agglomération parisienne (< 70 %). Ce cas théorique doit bien sûr prendre en compte l'évolution couplée de la mise en œuvre de la séparation à la source de l'urine et celle de la gestion des matières fécales et du reste des eaux usées.

4.2.7.3. Caractéristiques des filières et des typologies urbaines

Les sections de ce chapitre ont montré une interaction forte entre la nature des traitements de l'urine et des autres maillons de la chaîne, leur niveau de technologie, les ressources et savoir-faire mobilisés et les caractéristiques des zones urbaines de mise en œuvre des filières de séparation à la source de l'urine. Nous caractériserons ici ces dernières par leur densité et leur distance aux territoires agricoles et illustrerons ce point dans trois contextes différents :

- au niveau du foyer, la chaîne de gestion de l'urine peut être réduite à l'extrême par la miction urinaire presque directement sur la parcelle cultivée, ou par un stockage préalable, de durée éventuellement très réduite, comme illustré par l'arrosoir Guld Kannan (cf. Figure 4.23). Cette chaîne ne requiert quasiment aucune ressource matérielle ou énergétique. La technologie associée peut être qualifiée de rudimentaire (low-tech). Elle nécessite néanmoins l'acquisition d'un savoir-faire sur l'usage de

²¹³ Référence classique non consultée directement : Metcalf & Eddy, 1991. Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse, 3ed Edition. McGraw-Hill, NewYork.

l'urine. Cette échelle est toutefois limitée par la capacité de la parcelle de ce foyer à pouvoir être l'unique source de valorisation de l'urine du foyer. En effet, en ville, les foyers ne sont usuellement pas producteurs de la majorité de leur alimentation et l'importation nette de nourriture dans le foyer nécessiterait, dans un système circulaire, la mise en place d'une exportation d'urine ;

- les éco-villages suédois sont le cas le plus répandu de mise en œuvre de séparation à la source. Une densité d'habitat relativement faible et une proximité avec des territoires agricoles a systématiquement été retrouvée dans ces éco-villages. Les ressources matérielles et énergétiques mobilisées sont plus importantes mais restent toutefois assez minimales et le niveau technologique également. Les cuves ou bâches de stockage sont l'élément fixe le plus imposant mais il reste relativement modeste (quelques mètres cubes par foyer). Le transport des urines jusqu'à leur lieu de valorisation, comme nous l'avons indiqué à la section précédente (section 4.2.4), pourra constituer un élément relativement intensif en ressources mais finalement plutôt caractéristique du système transport (cf. sous-section 4.2.4.2). La gestion des urines requiert un savoir-faire plus développé (cf. sections précédentes de ce chapitre) mais encore aisément accessible ;
- le centre-ville dense d'une grande agglomération (typiquement à partir d'un million d'habitants) permet plus difficilement de mettre en œuvre les deux chaînes de gestion précédemment évoquées. En effet, une telle zone urbaine présentera :
 - une densité de population élevée entraînant une rareté de l'espace et rendant difficile la mobilisation d'importants volumes pour le stockage d'urines brutes ;
 - une densité importante d'infrastructures de transport très sollicitées et peu susceptibles d'accueillir aisément le trafic supplémentaire représenté par le transport d'urine ;
 - une distance aux territoires agricoles élevée.

Pour ces trois raisons principales, cette échelle favorise donc les chaînes de gestion dans lesquelles l'urine est concentrée afin de limiter l'espace occupé, la fréquence du transport et les quantités de matière à déplacer jusqu'aux champs. En contrepartie, la concentration des urines nécessite des ressources matérielles et énergétiques importantes pour réaliser ce traitement, une technologie qui peut être plus élevée ainsi qu'un savoir-faire spécifique.

Cette analyse invite à compléter éventuellement la méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion présentée dans la deuxième partie en incluant une typologie des formes

urbaines. Aucun déploiement de séparation à la source de l'urine dans un contexte urbain dense n'existe à ce jour et il paraît pertinent de confronter l'évaluation des avantages et des limites de la séparation à la source en milieu urbain dense avec son expérimentation dans un territoire.

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 minime 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.

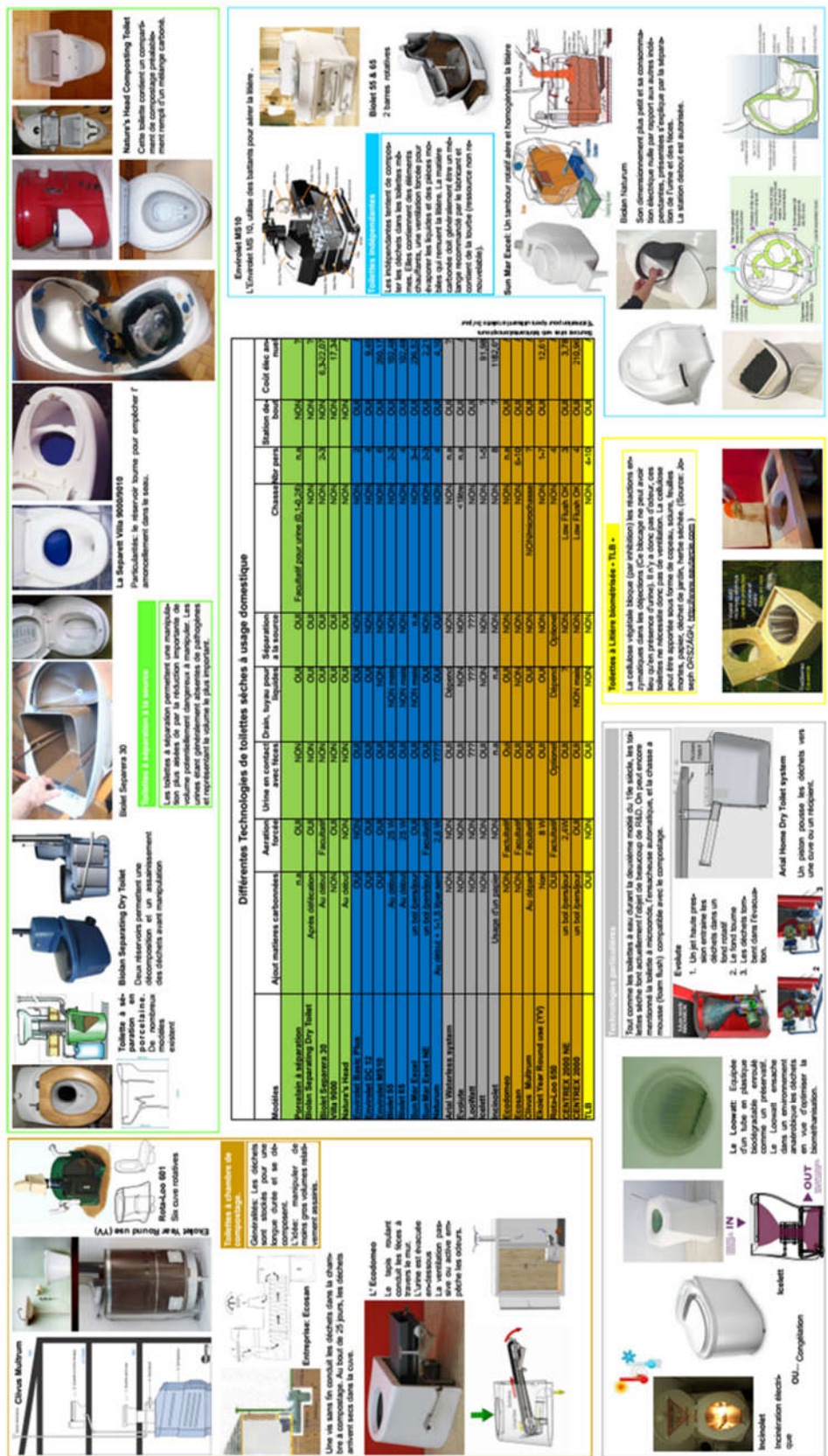


Figure 4.39 : Aperçu de la diversité des interfaces usagers envisageables et alternatives à la toilette à chasse d'eau conventionnelle.

Source : Réseau de l'Assainissement Écologique.

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).

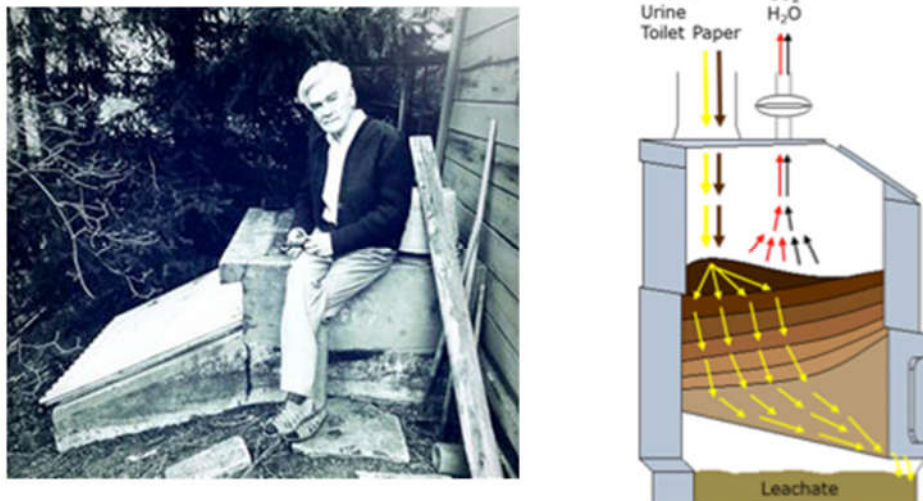


Figure 4.40 : Le système Clivus Multrum.

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.

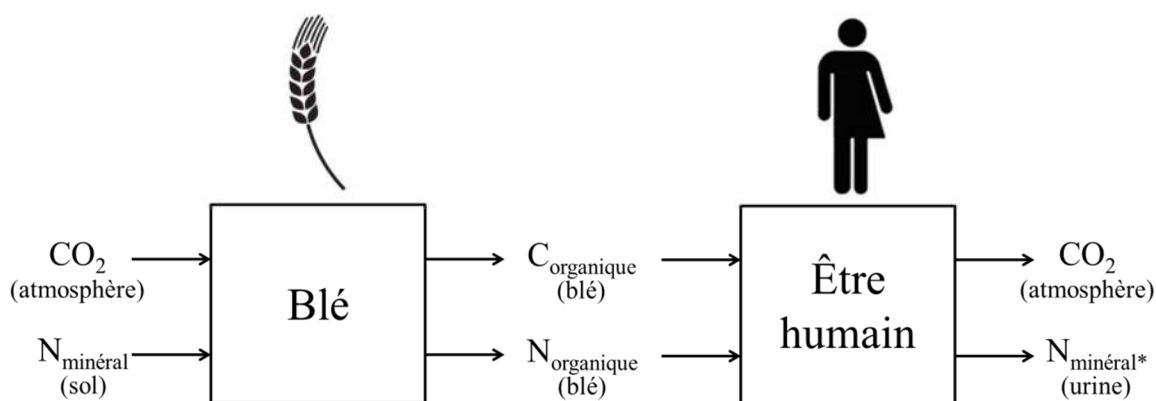


Figure 4.41 : Métabolismes schématisés carbone et azote du blé et de l'être humain représentés successivement.

* 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.

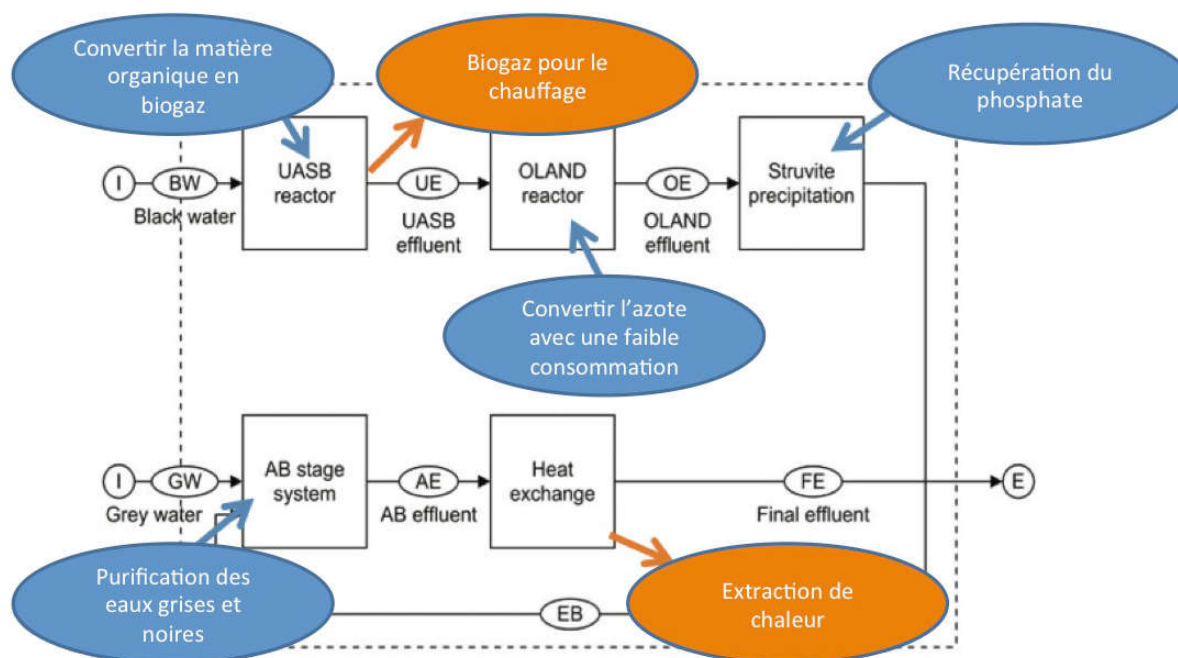


Figure 4.42 : Schéma de fonctionnement du traitement des eaux-vannes et des eaux ménagères à Noorderhoek.

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.

5. Possibilités de transition future des systèmes alimentation/excrétion

Nous venons de montrer que, dans le contexte de linéarité généralisée des systèmes alimentation/excrétion urbains du monde occidental au début du XXI^e siècle, la séparation à la source de l'urine semblait offrir le meilleur potentiel de réalisation de systèmes alimentation/excrétion à circularité intégrale et non polluants. Nous avons principalement analysé ce potentiel sur la base de l'évaluation des flux de matières correspondants et des procédés techniques envisageables. La méthodologie d'analyse des systèmes alimentation/excrétion que nous avons développée dans la deuxième partie de cette thèse est d'ailleurs presque exclusivement fondée sur des analyses quantitatives de flux.

Certains éléments d'analyse complémentaires ont toutefois déjà été présentés au fil de notre exposé :

- les typologies urbaines de mise en œuvre de séparation à la source de l'urine. La densité semble être un critère majeur guidant le choix des techniques à mettre en œuvre (cf. sous-section 4.2.7.3). Nous avons également abordé brièvement, à la sous-section 4.2.4.3, la possibilité de caractériser la nature locale des flux de matières mis en œuvre dans un système alimentation/excrétion ;
- le couplage du sous-système alimentation/excrétion avec les autres sous-systèmes d'un système socio-écologique. Cet élément est intégré dans notre méthodologie d'analyse des systèmes alimentation/excrétion sur une base essentiellement qualitative (cf. sous-section 2.2.1.2) ;
- le niveau de technologie requis ;
- les ressources énergétiques et matérielles mobilisées ;
- les savoir-faire mobilisés.

Dans une perspective d'analyse des possibilités de transition socio-écologique future des systèmes alimentation/excrétion du monde occidental urbain, notre analyse quantitative de flux s'avère bien sûr très vite limitée. Il conviendrait pour ce faire d'intégrer les autres composantes qui permettent de caractériser pleinement un système socio-écologique et son sous-système alimentation/excrétion et qui relèvent chacune de la mobilisation de disciplines scientifiques différentes : économie, anthropologie, sociologie, droit, urbanisme, science politique, etc.

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.

5.1. Évaluation de filières passées ou existantes de séparation à la source de l'urine

Les mises en œuvre de séparation à la source de l'urine que nous avons brièvement présentées dans la quatrième partie montrent une imbrication de multiples facteurs qui influent sur l'effectivité de la réalisation d'une séparation à la source et d'une valorisation d'urines ainsi que sur le bilan environnemental, économique ou social de telles opérations. En outre, les modalités pratiques de mise en œuvre de projets de séparation à la source de l'urine et leur succès dépendront de multiples facteurs : l'échelle de réalisation des projets, les caractéristiques des bâtiments et des populations concernées (densité, quartier résidentiel ou tertiaire, caractéristiques socio-démographiques des populations, degré d'engagement bénévole des habitants, etc.), le soutien de la démarche par les acteurs de régulation publics, le modèle économique mis en place, etc.

À travers la très grande variété possible de chaînes de gestion de l'urine, nous constatons que les chaînes complètes circulaires bénéficient de retours d'expérience en nombre assez restreint et que beaucoup de chaînes sont encore à un stade précoce de recherche et développement. Leur évaluation en est rendue d'autant plus délicate que les chaînes complètes de valorisation d'urine présentent à chaque fois des particularités locales de mise en œuvre dont on peut légitimement questionner les possibilités de généralisation. Elles sont toutefois déjà riches en enseignements et les nombreux travaux de recherche réalisés à leur sujet ainsi que le retour que nous avons pu en avoir par notre démarche de recherche-action et nos évaluations complémentaires permettent déjà de profiter d'une certaine maturité du sujet. Comme l'indique Tove Larsen, la conjoncture actuelle est beaucoup plus favorable que lors de l'engouement initial suédois pour la séparation à la source car les projets qui sont lancés aujourd'hui peuvent bénéficier de plus de vingt ans de retour d'expérience en Europe (Larsen, 2017).

Dans ce chapitre, nous allons dresser un rapide bilan du retour d'expérience que l'on peut tirer des réalisations de séparation à la source de l'urine en Europe depuis vingt ans.

5.1.1. Bilan des réalisations suédoises : engagement citoyen et volonté politique

Les premiers projets suédois de séparation à la source de l'urine ont rencontré de nombreuses difficultés dans leur mise en œuvre et ont essuyé les plâtres du déploiement très rapide de nouvelles techniques pour lesquelles personne ne disposait de retour d'expérience. En effet, nous avons montré à

la section 4.1.2 en quoi la Suède a connu un engouement pour la séparation à la source de l'urine au début des années quatre-vingt-dix. Les premiers projets de recherche visant à accompagner ces développements et à fournir des recommandations pour la mise en œuvre de la séparation à la source de l'urine ont commencé à la fin des années quatre-vingt-dix et ont rendu leurs conclusions au début des années deux mille dont

- un rapport porté, entre autres, par la Compagnie des Eaux de Stockholm²⁴⁶ en 2000 (Johansson *et al.*, 2000) ;
- un rapport porté, entre autres, par le Conseil pour la Recherche en Construction²⁴⁷ en 2000 également (Jönsson *et al.*, 2000).

Or un grand nombre d'initiatives ont été lancées dans les années quatre-vingt-dix, sans pouvoir bénéficier de ces travaux et sans nécessairement mesurer pleinement les contraintes et les limites du déploiement de la séparation à la source de l'urine. En particulier, de nombreuses initiatives ont été lancées par des sociétés immobilières dans une logique de verdissement de leur offre et elles ont pris en charge la construction de systèmes de séparation, collecte et stockage d'urine au niveau du bâtiment (Vinnerås & Jönsson, 2013). Mais les modalités de répartition des responsabilités, des financements et des tâches pour faire fonctionner ces nouvelles chaînes de gestion de l'urine dans leur entier (c'est-à-dire au niveau du bâtiment déjà, mais également dans les maillons complémentaires « transport », « traitement » et « usage final ») n'ont souvent pas été définies à l'avance. En particulier, les collectivités locales n'ont souvent pas été impliquées pour le transport ou la valorisation future de cette urine. Personne n'a ainsi pris la responsabilité de porter et d'organiser la chaîne au-delà du maillon « stockage ». Les urines n'ont donc pas été utilisées et la maintenance complémentaire nécessaire pour l'entretien des toilettes et des tuyaux de collecte d'urine, encore mal connue à l'époque en outre, a représenté une contrainte dont l'unique contrepartie était l'éventuelle économie d'eau de chasse et qui s'est avérée trop faible pour justifier les efforts complémentaires nécessaires. Dans la majorité de ces projets où l'urine n'était pas valorisée, les toilettes ont été changées pour des toilettes conventionnelles unitaires au bout de cinq à dix ans (*ibid.*).

²⁴⁶ « Stockholm Water Company » en anglais (trad. personnelle), ainsi que d'autres initiateurs et de nombreux cofinanceurs.

²⁴⁷ « Council for Building Research » en anglais (trad. personnelle) ainsi que d'autres financeurs. Nous n'avons pas consulté ce rapport qui est en suédois : Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T. A., Dalhammar, G., Kirchmann, H., 2000. Källsorterad humanurin ikretslopp (Recycling source separated human urine). VA-FORSK Report 2000-1. VA-FORSK/VAV. Suède (en suédois).

En outre, fin 2006, la Suède connaît une alternance politique : la coalition formée autour du parti social-démocrate avec l'ancien parti communiste et le parti des Verts, perd les élections générales de septembre 2006 au profit de l'opposition des partis de droite. Ce revirement politique, après douze années de gouvernement par les partis de gauche, marque la fin du soutien politique au déploiement de cette alternative au tout-à-l'égout, portée principalement jusqu'alors par des considérations écologiques. Dans le même temps, une certaine défaveur apparaît vis-à-vis d'un système dont beaucoup de réalisations ont montré des difficultés de maintenance et n'ont pas duré plus de dix ans. La même année, le groupe EcoSanRes publie une nouvelle synthèse de recommandations très complète et analyse les retours d'expérience des plus importantes réalisations de séparation à la source de l'urine (Kvarnström *et al.*, 2006). Malheureusement, peu de nouvelles initiatives seront lancées en Suède après la publication de cet ouvrage et le changement politique est fréquemment mentionné par les acteurs suédois que nous avons rencontrés pour expliquer la retombée de cet engouement. Pourtant, à ce moment, une communauté scientifique et technique émergeait qui possédait désormais les compétences nécessaires pour permettre de faire fonctionner convenablement, sur le plan de la réalisation technique, des chaînes complètes de séparation à la source et de valorisation des urines.

Une des autres limitations importantes au déploiement de la séparation à la source de l'urine en Suède réside dans son modèle économique. Comme le résume Pascal Dauthuille, directeur chez Suez (Annexe 1), « il n'y a pas de *business model* » associé à ces chaînes de valorisation de l'urine. Pour préciser ce point, nous dirons que la séparation à la source induit un certain nombre de charges, traduisibles éventuellement sous forme financière :

- des charges d'investissement, liées à la mise en place des toilettes à séparation d'urine, du réseau de tuyaux correspondant et des cuves de stockage. Ces charges sont relativement faibles et représentent un surcoût assez mineur au regard du coût global d'une opération de construction d'un nouveau bâtiment (15 €/pers en résidentiel dans l'hypothèse d'un marché arrivé à maturité – Crolais *et al.*, 2016). La faiblesse relative de ce coût participe à notre sens à expliquer la possibilité d'un engouement assez fort de la part de nombreux acteurs, dont ceux de la construction, en Suède dans les années quatre-vingt-dix, car la réalisation d'une opération immobilière avec séparation à la source permettait pour un faible surcoût de se démarquer concurrentiellement par l'affichage d'une plus-value écologique (théorique) forte au projet tout en s'inscrivant dans une mode et une logique d'innovation également valorisées ;
- des charges d'exploitation, liées à la gestion courante et à l'entretien des toilettes, des tuyaux et des cuves, ainsi que les charges de vidanges de cuves, de transport, de stockage éventuel au champ et d'épandage. Ce sont ces charges qui n'ont pas été couvertes dans les projets suédois où la séparation à la source a été mise en place mais

où l'urine n'a pas été utilisée. Nous traduisons cette absence de « business model » par le fait que, dans la logique d'une régulation spontanée du marché, les conditions économiques de réalisation de nombreux projets n'ont pas entraîné de mise en place spontanée d'un marché de l'urine. Personne n'a assumé ces charges, en particulier aucun acteur économique du secteur concurrentiel n'a pu trouver une manière de récupérer les coûts.

Les contreparties de ces charges n'apparaissent effectivement pas spontanément. Le bénéficiaire direct de la valorisation des urines est l'agriculteur mais les urines brutes sont entachées d'un certain nombre de handicaps pour l'agriculteur : taux de dilution élevé des nutriments (cf. sous-sections 4.2.6.2 et 4.2.6.3) qui rend l'épandage moins avantageux que les autres produits concentrés disponibles, en particulier par rapport aux engrais chimiques de synthèse ; absence de garantie sur la composition du produit ; méconnaissance du produit (dans les phases initiales en tout cas), etc. Les bénéficiaires indirects peuvent être nombreux mais ils n'ont pas été intégrés économiquement dans ces projets, voire ils n'ont pas ou très peu de traduction économique quand la nature des bénéfices est une baisse de l'eutrophisation des rivières, une baisse des émissions de gaz à effet de serre, etc.

Dans les éco-villages suédois et danois que nous avons visités, comme Understenshöjden, les charges d'exploitation sont intégralement assumées par les habitants. Ce sont eux qui se chargent de l'entretien de leurs toilettes et de leurs canalisations de collecte. La vidange de l'urine est effectuée directement par un agriculteur qu'ils rémunèrent pour l'opération : environ 70 € par foyer et par an dans le cas d'Understenshöjden²⁴⁸. À Hyldebjerg, au Danemark, c'est l'université de Copenhague qui prend en charge l'épandage des urines dans le cadre de son programme de recherche. En outre, les éco-villages que nous avons visités avaient tous une densité relativement faible et le nombre d'habitants connectés était usuellement inférieur à 200 personnes (Figure 5.1). Les éco-villages suédois et danois représentent donc de ce point de vue une typologie d'habitat et des contextes très particuliers et la reproductibilité telle que celle de ces modèles, dont on voit qu'elle n'a pas fonctionné dans de nombreux cas, est limitée.

²⁴⁸ Pour donner un ordre de grandeur de comparaison, nous estimons que la part « assainissement » de la facture d'approvisionnement en eau potable dans l'agglomération parisienne est d'environ 250 € par an pour un foyer de deux personnes pour les urines, les matières fécales et les eaux ménagères – voire pluviales (hypothèses de calcul : 4 €/m³ pour la facture d'eau, deux tiers de part assainissement en incluant les taxes et redevances Agence de l'Eau et 50 m³/pers/an). Nous donnons ces deux montants à titre purement indicatif et ne développerons pas davantage l'analyse de ce qu'ils recouvrent l'un et l'autre. Il est donc impossible sur cette base d'aller plus loin dans l'analyse des coûts économiques de la gestion des urines.



Figure 5.1 : Vue sur des maisons de l'éco-village Understenshöjden.

Source personnelle.

Ces éco-villages sont effet caractérisés par :

- une implication forte des habitants pour le bon fonctionnement de la chaîne complète de valorisation des urines. Cette implication peut se traduire de multiples façons, en termes de temps passé ou de moyens financiers alloués par exemple. C'est aussi le reflet d'une implication globale dans le quartier, tel qu'illustré par Nils Söderlund à Understenshöjden qui est un des architectes ayant conçu cet éco-village et qui y réside depuis le début ;
- la présence d'une ou plusieurs personnes-pivots, particulièrement impliquées dans le système de gestion des urines du quartier, et qui sont garantes de son bon fonctionnement par l'investissement bénévole qu'ils y consacrent. Ce caractère de personne-pivot a ainsi été noté chez Povl Markussen dans l'éco-village danois de Hyldebjergdet ou encore chez Bodil Arlif et Lotte Kjærgård, responsables de l'assainissement de l'éco-village danois de Munksøgård.



Figure 5.2 : Povel Markussen, habitant et responsable assainissement du quartier Hyldespjældet, debout sur le regard de la cuve de stockage d'urine.

Source personnelle.

Aucun nouveau projet de grande ampleur avec séparation à la source de l'urine ne semble avoir été construit en Suède après 2010 et seuls subsistent donc les projets tels que ceux décrits ci-dessus. Leur pérennité est liée à une implication permanente des habitants et des personnes-pivots qui fragilise la possibilité de leur maintien dans le temps et de nombreux projets ont ainsi été arrêtés. On notera toutefois l'exception de la municipalité de Tanum, relativement unique à notre connaissance, où la séparation à la source de l'urine et la mise en relation entre habitants et agriculteurs est organisée par la municipalité et semble permettre un fonctionnement pérenne d'une chaîne complète de valorisation de l'urine humaine depuis une vingtaine d'années (Vinnerås & Jönsson, 2013).

5.1.2. Bilan des réalisations allemandes et néerlandaises : micropolluants et modèle économique

En Allemagne, la séparation à la source de l'urine a visiblement rapidement buté sur une méfiance de la communauté scientifique vis-à-vis de l'innocuité de l'urine humaine en tant qu'engrais directement appliqué sur les champs après stockage, du fait de la présence de résidus médicamenteux dans l'urine. Ainsi, la thèse de Martina Winker (Winker, 2009), bien qu'elle aboutisse à une absence ou à une limite

de détection des molécules pharmaceutiques recherchées dans le sol et dans la plante²⁴⁹, n'en conclut pas moins ainsi : « Aucune évaluation des effets toxiques des produits pharmaceutiques ingérés pas les humains via les cultures n'est possible pour le moment au regard des résultats de cette recherche. Toutefois, les craintes existent et tant que ces craintes ne sont pas dissipées, il est recommandé que l'urine des personnes prenant des médicaments ne soit pas utilisée pour la fertilisation des cultures destinées à l'alimentation. »²⁵⁰ Cette recommandation est plus restrictive que celle de l'OMS qui, dans son rapport postérieur de trois années (2012a), indique : « Les effets [des résidus de produits pharmaceutiques ou des produits résultant de leur métabolisme] sur l'écosystème et les animaux ne sont pas connus, mais on suppose que les effets négatifs sur la quantité ou la qualité des produits agricoles sont négligeables ». L'OMS ne formule pas de restriction à l'usage agricole de l'urine lié à la présence de résidus médicamenteux et la position allemande apparaît ainsi nettement plus restrictive.

L'Allemagne est progressivement en train d'interdire l'épandage des boues de stations d'épuration dans cette même logique de primauté d'une précaution vis-à-vis de risques encore inconnus. Dans le même temps, l'Allemagne prévoit l'extraction sélective du phosphore des cendres de boues de station d'épuration pour maintenir ou mettre en œuvre, sur cet élément, une circularité (cf. sous-section 4.3.3.1). L'épandage d'urine humaine, pratique inexistante avant les premières expérimentations de ces dernières années, arrive donc dans un contexte où l'épandage agricole de matières fertilisantes d'origine urbaine est fortement remis en cause et où les méthodes extractives sont réglementairement prônées. Nous n'avons toutefois pas connaissance du fait que l'épandage des urines animales, dont les niveaux de contamination en certains médicaments peuvent être largement supérieurs à ceux de l'urine humaine (cf. section 2.2.3), soit remis en cause en Allemagne, même s'il constitue certainement un sujet de préoccupation.

²⁴⁹ Trois types de molécules ont été recherchés. Pour l'ibuprofène et pour les différentes formes d'estradiol, aucune trace n'a été détectée dans le sol ou dans la plante, même en augmentant artificiellement les doses d'un facteur quarante. Pour la carbamazépine, les concentrations moyennes dans l'urine et une fertilisation équivalente à environ 400 kgN/ha aboutissent à une concentration détectée dans les plantes de 75 µg/kgMS. En extrapolant ces résultats dans le scénario que nous développerons ultérieurement (cf. section 5.4.2 où les taux de fertilisation à l'urine sont beaucoup plus bas), il faudrait consommer exclusivement des céréales provenant de champs fertilisés à l'urine pendant plus de 2 000 ans pour obtenir une dose thérapeutique de carbamazépine. Ce résultat pourra bien sûr être affiné en prenant en compte les seuils de préoccupation.

²⁵⁰ « No evaluation of toxic effects of pharmaceuticals ingested by humans through crops is possible at the moment from the findings of this research. However, concerns exist and as long as the concerns are not dispelled, it is recommended that urine from people under medication should not be used for fertilisation of food crops. » (trad. personnelle).

À notre connaissance, aucun projet allemand ne fonctionne aujourd'hui dans lequel les urines humaines sont séparées à la source et valorisées et les rares initiatives locales sont aujourd'hui pénalisées par ces nouvelles réglementations. Les projets passés, dont les visées étaient principalement de recherche ou démonstratives, ont à notre connaissance majoritairement été arrêtés (station d'épuration de Stahnsdorf à Berlin, Bâtiment GIZ à Eschborn). La question des résidus médicamenteux a donc clairement été un facteur de frein en Allemagne.

Nous avons également interrogé le groupe Véolia, qui a participé au projet pilote de Stahnsdorf (Berlin – projet SCST), afin de connaître les conclusions qu'ils en ont tirées en interne. Le retour anonyme que nous en avons eu indique entre autres que ces projets « [péchaient] au niveau économique » et que les personnes qui prônaient la séparation à la source de l'urine « avaient tendance à négliger cet aspect car cela allait à l'encontre de leur parti-pris idéologique ». En outre, les principaux bénéfices économiques envisagés étaient permis par les économies de consommation d'eau potable et le paiement réduit des factures correspondantes. Or l'importance « des prix fixes liés aux réseaux » combinée à la nécessité de maintenir une connexion aux réseaux municipaux induit que la rentabilité éventuelle liée à la baisse des coûts de consommation d'eau d'un usager n'est pas généralisable et que de tels systèmes ne peuvent être rentables que « par effet de [parasitisme] sur le système établi ».

Nous retrouvons donc ici une argumentation économique assez similaire à celle que nous avons exposée dans le cas de la Suède. Elle introduit aussi la question de la prise en charge du coût lié aux infrastructures d'eau potable et d'eaux usées dans l'hypothèse où seule la séparation à la source de l'urine se fait et où les charges fixes liées à l'approvisionnement en eau potable et à la collecte et au traitement des eaux usées, contenant désormais matières fécales et eaux ménagères, doivent continuer à être couvertes.

On notera que le modèle économique actuel de l'eau en France est déjà souvent présenté comme présentant des défaillances, indépendamment de l'introduction de séparation à la source de l'urine. Nous pouvons l'illustrer par la question du recouvrement des charges correspondant au renouvellement des réseaux d'eau potable et d'eaux usées. Le rapport SISPEA portant sur 2014 (Eaufrance, 2017) indique ainsi que le taux de renouvellement théorique actuel des réseaux d'eau potable français est de 170 ans, ce qui questionne la soutenabilité du modèle actuel de l'eau potable du fait qu'une durée de 170 ans est *a priori* incompatible avec la durée de vie effectivement envisageable pour un réseau d'eau potable.

Ainsi, deux cas de figure peuvent à notre sens être envisagés par rapport à cette question de la couverture des coûts liés à l'approvisionnement en eau potable et à la collecte et au traitement des eaux usées :

- le premier correspond à des systèmes dans lesquels les matières fécales sont, comme les urines, gérées dans une chaîne quasiment indépendante du sous-système eau. Dans ce cas de figure, le découplage des systèmes alimentation/excrétion et eau est quasiment total. La question du recouvrement des charges liées à l’approvisionnement en eau et à la gestion des eaux ménagères n’a (presque) plus de lien avec la question de l’approvisionnement en denrées alimentaires et la gestion des urines et matières fécales. Il y aurait donc effectivement une nouvelle économie de la gestion des urines et matières fécales à mettre en place et une nouvelle économie du système eau. On peut trouver des exemples similaires dans les changements de modalités physiques de transport de l’information dans les systèmes de télécommunications (réseaux filaires cuivre, réseaux filaires fibre optique, réseaux hertziens, réseaux satellites, etc.). Ce découplage peut d’ailleurs s’accompagner d’une remise en cause plus ou moins totale du système eau par une gestion éventuellement totalement décentralisée, comme illustré par exemple par Larsen *et al.* (2013), Larsen (2016) ou Vinnerås (2017). Dans le modèle extrême totalement décentralisé, les bâtiments sont autonomes en eau et les infrastructures d’approvisionnement ou d’évacuation d’eau n’existent potentiellement plus. Les modèles économiques qui accompagnent ces nouvelles organisations des sous-systèmes eau et alimentation/excrétion sont alors effectivement à revoir totalement. Mais il ne semble pas que la question de la gestion des urines et matières fécales soit à analyser dans le cadre de la gestion du système eau. Au XIX^e siècle à Paris, la loi relative au tout-à-l’égout n’est d’ailleurs promulguée qu’en 1894 alors que l’approvisionnement en eau et la construction d’égouts est déjà largement préexistante pour les autres usages de l’eau. On peut donc imaginer une reprise inverse du système avec une loi « rien-à-l’égout » posant les prémices de sa disparition. Dans les sociétés déjà équipées comme l’agglomération parisienne, la question de la transition entre les deux modèles nécessite d’étudier les modalités possibles de sa mise en œuvre technique et économique ;
- le second cas de figure correspondrait au cas où les matières fécales sont comme aujourd’hui couplées au sous-système eau. Dans ce cas, la séparation à la source de l’urine apparaît effectivement comme une nouvelle chaîne de gestion ne remettant pas en cause le couplage des systèmes eau et alimentation/excrétion si ce n’est que l’enjeu de la salubrité²⁵¹ resterait dévolu au système eau quand l’enjeu de la circularité résiderait principalement dans la chaîne de gestion des urines. Nous avons vu que la sortie des urines apportait de nombreux bénéfices au système eau mais il ne remet pas

²⁵¹ Et accessoirement les flux de carbone et donc le couplage potentiel avec le système énergie.

en cause la nécessité de disposer de l'égout pour assurer le transport des matières fécales. Il consistera donc toujours une charge importante liée au système alimentation/excrétion. On peut dans ce cas effectuer plutôt un parallèle avec la séparation à la source des biodéchets qui est une forme de mise en œuvre de circularité dans les systèmes alimentation/excrétion en cours de transition dans la société française actuellement. Les circuits préexistants de gestion des ordures ménagères, avec lesquelles les biodéchets étaient précédemment mélangés, continuent d'exister et de nouvelles chaînes de gestion sont mises en place pour les biodéchets (gestion locale par compostage, collecte pour valorisation, etc.).

La question de l'économie des chaînes de gestion des urines soulève donc de très nombreuses autres questions, économiques mais aussi politiques, qui ouvrent la voie à d'autres recherches. On notera le couplage des réglementations et des modèles économiques tel qu'illustré par la collecte des biodéchets pour laquelle le nouveau modèle économique associé à cette collecte se fait dans le cadre de la mise en place d'une nouvelle réglementation. Ce fut aussi le cas pour la mise en place de la dénitrification dans la majorité des stations d'épuration française, avec un intérêt économique évident des acteurs de la construction et de l'exploitation des nouveaux systèmes réglementairement imposés.

Il semble que les projets néerlandais de séparation à la source de l'urine ont été arrêtés ou qu'ils sont le fait d'organismes de recherche avec une logique de traitement plutôt extractive. En Suisse, nous avons déjà mentionné les nombreux projets de recherche relatifs à l'urine menés par l'EAWAG et la réalisation exemplaire de séparation à la source de l'urine dans bâtiment Forum Chriesbach mais ces projets restent très fortement connectés à une recherche scientifique plus qu'à une appropriation sociale.

En conclusion, le bilan de la prise de conscience relative à l'urine apparaît relativement contrasté vingt ans plus tard. En Allemagne, il s'est confronté à une prise de conscience plus générale sur les diverses ressources présentes dans les eaux usées et les efforts semblent plutôt se concentrer sur d'autres approches alternatives au tout-à-l'égout que la séparation à la source de l'urine, telles que la collecte sous-vide des urines et matières fécales. Elles ne correspondent toutefois pas aujourd'hui à l'émergence d'un système alimentation/excrétion circulaire comme nous l'avons montré à la section 4.3.2 même si l'extraction et le recyclage du phosphore dans de tels systèmes constitue évidemment une amélioration par rapport aux systèmes totalement linéaires de tout-à-l'égout avec incinération des boues. De même aux Pays-Bas, avec malgré tout une recherche toujours active sur l'urine dans une logique de traitement extractive.

En Suisse, la prise de conscience peine à sortir de la communauté de la recherche. Enfin, en Suède et au Danemark, si l'engouement initial est retombé, ces deux pays offrent à notre connaissance les uniques démonstrations d'Europe occidentale de mise en pratique de régimes socio-écologiques circulaires basés sur la séparation à la source et la valorisation des urines, appropriées par les habitants des éco-villages qui mettent en œuvre cette alternative depuis parfois plus de vingt ans.

On notera d'ailleurs que la Suède montre à nouveau un intérêt pour les techniques alternatives d'assainissement. Si la recherche sur les systèmes alimentation/excrétion à circularité intégrale par la séparation à la source de l'urine ne s'est jamais arrêtée (cf. recherches continues menées à SLU), un nouveau projet a récemment commencé à Malmö, porté par le service public de l'eau et de l'assainissement de Malmö et ses environs (VASYD) et nommé SUNHa, pour « Sustainable Urban Nitrogen Handling ». La focalisation de ce projet sur la question de l'azote l'amène, comme dans la réflexion que nous menons ici, à faire ressortir la séparation à la source de l'urine comme un sujet d'intérêt majeur. Comme en Allemagne et aux Pays-Bas, il se développe également en Suède un intérêt pour la collecte sous-vide des urines et matières fécales ainsi que nous l'avons déjà brièvement présenté dans le cas du nouveau quartier H+ de Helsingborg.

L'analyse de l'émergence de ces nombreux quartiers équipés de collecte sous-vide des urines et matières fécales se révèle toutefois féconde pour mieux cerner quels sont les facteurs qui participent à l'apparition d'une alternative au tout-à-l'égout. Ainsi, Skambraks *et al.* (2017) ont mis en exergue le fait que les objectifs des politiques publiques, au niveau national et local, avaient été des leviers systématiques de l'émergence de ces projets. Lennartsson *et al.* (2017) ont montré quant à elles, en comparant deux projets d'aménagement suédois, la criticité de la bonne synergie entre les services de la municipalité en charge de cet aménagement et les services publics en charge de l'eau et de l'assainissement. Enfin, Kerber (Annexe 3) a montré l'importance de trois acteurs-clés au sein des structures concernées par un nouvel aménagement innovant dans sa gestion des eaux usées : un incitateur, un coordinateur et un pilote d'ensemble. On voit ainsi l'importance de la conjonction de facteurs locaux et globaux dont la bonne imbrication a été un facteur-clé de la possibilité d'émergence de chaînes alternatives de gestion des urines et matières fécales.

5.2. Le verrouillage socio-technique du XX^e siècle autour du tout-à-l'égout : le cas parisien

Avant d'étudier les conditions dans lesquelles il nous semble possible que la séparation à la source de l'urine puisse émerger dans le contexte actuel de l'agglomération parisienne, voire qu'elle constitue les prémices d'une transition socio-écologique de son système alimentation/excrétion, il nous paraît pertinent d'analyser plus en détails pourquoi il n'existe aujourd'hui pas, ou presque, de séparation à la source et valorisation des urines. Nous avons montré à la section 3.1.4 la linéarisation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne durant le XX^e siècle par l'analyse des flux de substances correspondants. Nous allons ici chercher à comprendre en quoi cette linéarisation s'est accompagnée d'une transformation plus générale du cadre du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne.

Ce mouvement général de linéarisation et ses éléments contextuels ont déjà été mis au jour par Barles (2005) et synthétisés par le titre de son ouvrage : « l'invention des déchets urbains ». Barles a montré un cloisonnement progressif entre les mondes urbains et agricoles²⁵², qui commence dans les années 1880 et qui est presque totalement consommé à la fin de la période qu'elle a étudiée, à savoir les années 1970. Nous chercherons ici à compléter ces travaux en étudiant plus particulièrement leur traduction pour la gestion des urines et leur suite après les années soixante-dix.

5.2.1. La disparition de l'urine avec les matières fécales dans l'assainissement

Les excréments des habitants de l'agglomération parisienne ont progressivement disparu tout au long du XX^e siècle. Ils sont présents dans la vie des Parisiens au XIX^e siècle, et encore davantage avant, comme nous l'avons illustré dans la troisième partie avec l'usage des urines par les tanneurs, l'utilisation des pots de chambre, la présence d'excréments dans la rue ou la vidange des fosses d'aisance. Cette présence se manifeste sensoriellement *a minima* par la vue et l'odorat, avec une relation que l'on peut supposer neutre ou positive, comme dans le cas de l'utilisation d'urine par les tanneurs, ou *a contrario* négative dans le cas de la vidange des fosses d'aisance.

²⁵² Et industriels.

Avec le tout-à-l'égout, les urines et matières fécales disparaissent de la sphère proche des urbains. L'odeur de l'urine disparaît avec la déportation de l'hydrolyse de l'urée derrière le siphon hydraulique et l'odeur des matières fécales n'est plus présente qu'à l'excrétion et dans le court trajet entre l'anus et la toilette²⁵³. La chasse d'eau et le tout-à-l'égout emportent ensuite, souterrainement, au loin, les urines et les matières fécales. L'éventuelle manifestation de leur présence est alors déportée dans l'espace et dans le temps et ne concerne plus les urines et matières fécales mais le produit qu'ils sont devenus dans la chaîne de gestion (eaux usées, boues de station d'épuration, etc.). Cela suit le phénomène général d'externalisation des nuisances par la ville que nous avons mis en exergue (chapitre 3.2 ; Barles, 2015b)²⁵⁴.

On retrouve cette disparition de l'urine et des matières fécales dans les textes réglementaires qui régissent leur gestion. Ainsi, dans l'arrêté du 14 juin 1969 relatif aux « Fosses septiques et appareils ou dispositifs épurateurs de leurs effluents des bâtiments d'habitation », qui ne s'applique donc plus alors que dans les zones urbaines périphériques ou rurales, on retrouve encore les termes « matières excrémentielles », « fèces » et « urine ». Dans les deux arrêtés suivants de 1982 et 1996²⁵⁵, ces termes ont disparu et on n'y retrouve plus que les termes « eaux-vannes », « eaux ménagères » et « eaux usées domestiques ».

Les risques d'insalubrité liée aux maladies féco-orales et les régulières épidémies de choléra que connaît l'agglomération parisienne tout au long du XIX^e siècle font entrer les matières fécales, et plus généralement les excréments, dans la sphère de l'indésirable et du dangereux. Ce phénomène a été étudié par de nombreux auteurs. Mentionnons par exemple Harpet (1998) qui parle de « phénomène Pasteur » : « C'est donc le 19^{ème} siècle, un passé si proche, qui, selon nous, a vu surgir une

²⁵³ On notera deux points à ce titre : d'une part la supériorité des toilettes sèches ventilées vis-à-vis des odeurs par rapport aux toilettes à eau du fait que le flux d'air descend dans le réceptacle de la toilette sèche emportant avec lui les odeurs de l'excrétion de matières fécales, contrairement à la chasse d'eau (cf. par exemple Figure 4.40) ; deuxièmement, la différence entre les toilettes où les matières fécales tombent directement dans l'eau, majoritaires en France, et celles où les matières fécales tombent sur un réceptacle sec qui permet de les voir et que l'on retrouve fréquemment en Allemagne par exemple,. Nous supposons que ces modèles de toilettes sont liés à l'intérêt de la possibilité d'un auto-diagnostic médical par l'examen visuel de ses matières fécales avant de les évacuer par la chasse d'eau.

²⁵⁴ Pour une analyse de la transformation de la sensibilité aux odeurs, cf. Corbin, A., 1983. *Le miasme et la jonquille : L'odorat et l'imaginaire social aux XVIII^e et XIX^e siècles*. Éd. Aubier Montaigne.

²⁵⁵ 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 et arrêté du 6 mai 1996 fixant les prescriptions techniques applicables aux systèmes d'assainissement non collectif.

incomparable répression sur ce qui a trait de près ou de loin à l'excrémentiel dans notre civilisation. Et ce à travers toutes les disciplines : cette répression est partie de la médecine pour rayonner vers tous les secteurs de la science ».

Anne Delmaire, alors directrice de l'association Toilettes du Monde, analyse la relation des sociétés vis-à-vis de leurs excréments comme étant une caractéristique socio-culturelle qu'elle nomme « fécopobie » (Berger, 2016)²⁵⁶. Elle considère la société française aujourd'hui comme étant fécophobe : les excréments inspirent le dégoût et la société française a déporté les excréments humains hors de la sphère de son intérêt.

Disparues et détruites avec les matières fécales, les urines ne sont presque plus présentes que dans des sphères restreintes (examen médical, bas-âge, etc.) et par le désagrément olfactif de la rencontre entre la minéralité de la ville et les mictions urinaires urbaines en plein air, qui transfèrent la quasi-intégralité de l'azote urinaire sous la forme odorante de l'ammoniac.

Combiné au désintérêt agricole du pouvoir fertilisant des urines et matières fécales, ce tabou hygiéniste répressif autour des matières fécales est déjà largement dominant dans les années 1930 quand le CSHPF indique qu' « il faut détruire les eaux usées » (cité par Barles, 2005) et toujours, plus récemment, quand les eaux usées sont définies comme des « eaux souillées par la vie humaine » (cf. sous-section 3.3.2.1). Or la chaîne de gestion des urines et matières fécales progressivement mise en place dans l'agglomération parisienne est unitaire (urine + matières fécales) et elle fait alors disparaître conjointement ces deux formes principales de l'excrétion humaine²⁵⁷ de la sphère des urbains.

Si l'épandage des eaux usées a permis à l'agglomération parisienne de connaître l'apogée de la circularité de son système alimentation/excrétion au tout début du XX^e siècle, le caractère de plus en plus marginal de cette circularité tout au long du XX^e siècle a entraîné les urines dans une chaîne de gestion linéaire, indifférenciée des matières fécales, dont l'objectif premier est la salubrité, « l'assainissement ».

Cette définition de l'assainissement est celle que donne par exemple le TLFi : « ensemble des travaux que doivent effectuer, en se conformant aux règles de l'hygiène, les particuliers, les collectivités, les pouvoirs publics, pour faire disparaître dans les agglomérations toute cause d'insalubrité ». Avec la définition que nous avons proposée de l'insalubrité, certes restrictive mais dont l'élargissement ne

²⁵⁶ Cf. également Aguerre (2003) pour une analyse de la différence entre urbains et ruraux vis-à-vis des excréments humains.

²⁵⁷ Hors excréments gazeux – cf. chapitre 1.2.

changerait pas nos conclusions, l'urine seule n'est donc *a priori* pas concernée par l'assainissement²⁵⁸. Mais la conformation anatomique de l'être humain qui rapproche autant les appareils excrétoires de l'urine et des matières fécales induit certes une facilité de mélange spontané des urines avec les matières fécales.

Dans l'encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat, 1997), l'assainissement est défini ainsi : « ensemble des stratégies utilisées par les habitants des villes, responsables officiels ou non, pour essayer de répondre aux problèmes posés par la circulation de l'eau en excluant la production et la distribution d'eau potable ». Avec cette définition, c'est l'eau qui apparaît comme étant au centre de la question de l'assainissement, indépendamment donc des urines et même des matières fécales. Elle correspond bien aux premières mesures d'assainissement mises en place à Paris avec par exemple le règlement de 1350 qui impose la construction de fossés d'évacuation d'eau couverts pour éviter les odeurs, supposées être à l'origine de la transmission des maladies (Paulet, 1853). Mais avec cette définition de l'assainissement, le tout-à-l'égout apparaît non pas comme une solution d'assainissement mais comme la création même d'une circulation d'eau, contenant urines et matières fécales, qui auto-alimente le besoin en approvisionnement en eau (pour la chasse d'eau) et le besoin d'assainissement (en créant un problème de circulation d'eau contenant des matières fécales). Et cette circulation d'eau est induite elle-même par l'approvisionnement en eau de la ville. Il se crée donc un renforcement mutuel entre les deux réseaux d'eau potable et d'eaux usées en ville, qui répondent aux problèmes causés par l'un et par l'autre. D'où par exemple les propositions déjà mentionnées à la section précédente (section 5.1.2) de nouveaux paradigmes décentralisés sans adduction d'eau potable ni évacuation d'eaux usées.

²⁵⁸ Les témoignages des auteurs anciens, rapportés par Paulet (1853), indiquent que les foulons, dont les pieds baignaient constamment dans l'urine, étaient préservés de la maladie de la goutte. L'urine avait également divers emplois médicaux que nous avons mentionnés à la section 3.1.1. On pourrait donc même penser que l'urine, conservée à part, a pu participer d'une certaine salubrité.

Ainsi, l'assainissement semble en toute situation toujours devoir être concerné par la question de la circulation des eaux pluviales en ville et des questions de salubrité qui y sont liées. Mais la gestion des matières fécales en ville ne repose aujourd'hui sur la bonne gestion des eaux usées que par un renforcement mutuel historique des réseaux d'adduction et d'évacuation d'eau. Et dans ce renforcement mutuel, le caractère liquide des urines et leur similitude excrétoire avec les matières fécales a facilité la mise en place de la chaîne de gestion unitaire du tout-à-l'égout. C'est dans un esprit relativement similaire que Victor Hugo écrit cette phrase que nous reprenons ici dans une maxime (Maxime 8) (Hugo, 1862).

Maxime 8 : « Un égout est un malentendu » (Victor Hugo)

5.2.2. L'uniformisation des chaînes de gestion et la réduction des champs du débat

Cette disparition de l'urine avec les matières fécales dans l'assainissement s'est accompagnée d'un double mouvement durant le XX^e siècle. D'une part, nous l'avons déjà présenté dans la troisième partie de cette thèse, les chaînes de gestion des urines et matières fécales se sont progressivement uniformisées jusqu'à aboutir au monopole quasiment complet du tout-à-l'égout²⁵⁹.

D'autre part, ce mouvement d'uniformisation s'est accompagné de ce que nous proposons de nommer une « réduction des champs du débat » lié à la gestion des urines et des matières fécales. Nous nous appuyons ici sur le cas de la gestion des urines et matières fécales à Paris pour argumenter l'existence de cette réduction des champs du débat. La notion de débat est ici à entendre au sens du débat public, principalement caractérisé par les objets de discussion des citoyens et des différentes autorités publiques en charge de la gestion des urines et matières fécales. Nous utiliserons principalement les textes réglementaires, les décisions publiques et les constructions d'ouvrages comme témoins d'une certaine forme de résolution, ou non, de ces débats publics.

Avant 1894 et la promulgation de la loi du tout-à-l'égout, les débats portent sur la meilleure manière de gérer les urines et matières fécales. Les ouvrages que nous avons déjà mentionnés dans les parties précédentes, tels que celui de Paulet (1853), détaillent la composition de urines et des matières fécales et les innombrables manières dont on peut imaginer les gérer de manière optimale. Le débat est vif entre les partisans du tout-à-l'égout, ceux de la vidange des fosses d'aisance et des multiples autres procédés imaginés ou mis en œuvre. De très nombreuses commissions ont été réunies par les pouvoirs

²⁵⁹ En 1893, un an avant la loi tout-à-l'égout, Jacquemet (1979) donne la répartition suivante des chaînes de gestion dans Paris : fosses fixes (51 %), tinettes filtrantes (27 %), fosses mobiles (13 %), tout-à-l'égout (9 %).

publics pour étudier cette question qui témoignent d'un débat public intense (Jacquemet, 1979 ; Barles, 2005). Jusqu'à l'adoption de la loi sur le tout-à-l'égout de 1894, le débat porte donc sur la meilleure manière de gérer les urines et les matières fécales ainsi que sur les très nombreux enjeux sociaux, économiques et politiques qui y sont liés (intérêts économiques des entreprises de vidange, charges des propriétaires, etc.). Tant que le choix de l'interface usager n'est pas arrêté sur la toilette à chasse d'eau, le débat porte encore sur toutes les chaînes de gestion possibles. Nous illustrons cette période dans la figure suivante (Figure 5.3).



Figure 5.3 : Débat sur le devenir des urines et matières fécales

Après 1894, la toilette à chasse d'eau reliée à l'égout va rapidement devenir dominante : elle dépasse les 50 % dans les années 1910 et les 90 % dans les années 1930 (cf. section 3.1.4) dans la commune de Paris. Le débat se décale alors de deux crans dans la chaîne de gestion. Les débats ne portent plus sur le devenir des urines et matières fécales dont la destination qui s'impose est la toilette à chasse d'eau et les égouts, mais sur le produit résultant à savoir les eaux usées. Les deux débats n'ont bien sûr pas été totalement disjoints, en particulier à Paris, puisqu'au moment de l'adoption de la loi sur le tout-à-l'égout, l'épandage des eaux usées doit justement permettre de continuer à tirer profit de la fertilité des urines et des matières fécales (Barles, 2005 ; Bellanger, 2010). Et le débat sur le devenir des eaux usées était également préexistant à 1894 puisque le rejet des eaux usées constituait déjà un sujet d'intenses débats publics (*ibid.*). Mais dans les années qui suivent la promulgation de la loi sur le tout-à-l'égout, celui-ci va devenir la norme et les eaux usées sont réglementairement admises comme le véhicule des urines et matières fécales. Les débats relatifs aux possibilités de gérer différemment urines et matières fécales vont progressivement s'éteindre (Figure 5.4).

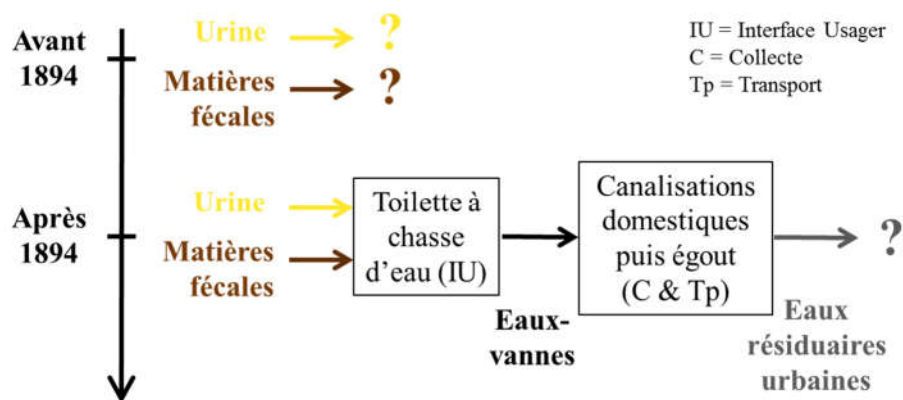


Figure 5.4 : Réduction au débat sur le devenir des eaux usées

Si l'épandage des eaux usées est la voie privilégiée, il reste relativement marginal à l'échelle de la France et nous avons vu à la section 3.1.4 qu'il s'avère rapidement insuffisant à Paris. Le pic de valorisation agricole des eaux usées parisiennes, atteint dans les années 1900 aux alentours de 85 %, décroît assez vite pour n'atteindre plus que 35 % dans les années 1930. Le rejet direct en rivière étant insatisfaisant du fait des pollutions induites, le débat relatif aux modalités de gestion des eaux usées finit par converger autour du traitement intensif. Le programme d'assainissement prévoyant la construction de la station d'épuration d'Achères est validé par le conseil général de la Seine dès le 8 juillet 1914 (Bellanger, 2010). La première guerre mondiale retardera l'exécution de ce programme et nous proposons de choisir la date de l'inauguration de la première tranche de la station d'épuration d'Achères, en 1940, comme marqueur du choix du traitement intensif (*ibid.*). En effet, la mise en route de cette station d'épuration, conjointement à des proportions désormais très réduites de l'épandage d'eaux usées, parachève la démonstration que la station d'épuration est désormais la seule voie possible de gestion des eaux usées. C'est donc à cette date que nous proposons de situer la nouvelle réduction des champs du débat illustrée par la figure suivante (Figure 5.5).

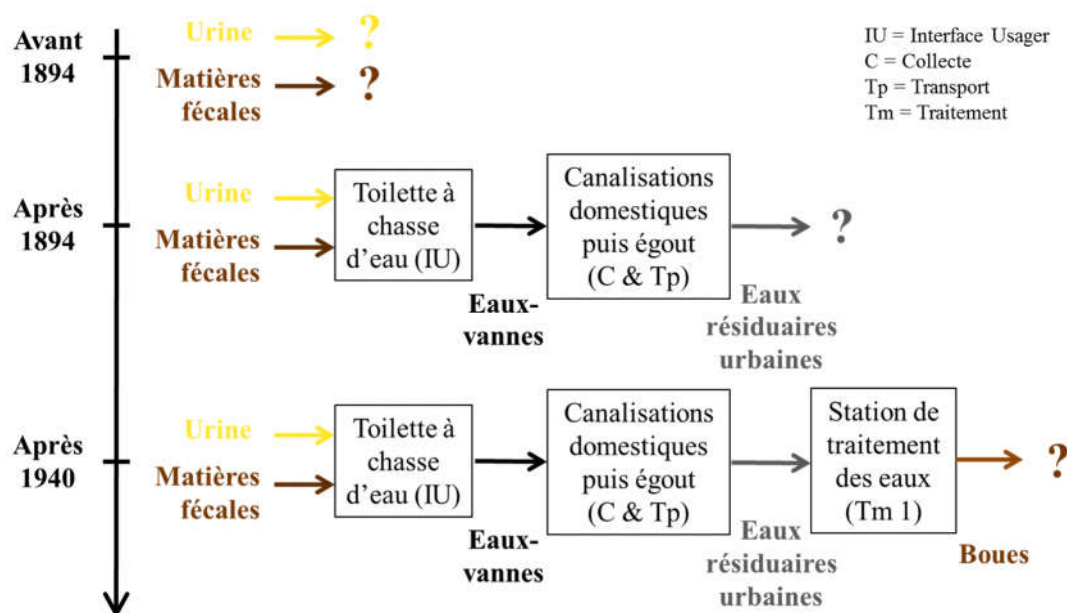


Figure 5.5 : Réduction du débat sur le devenir des boues

À partir du moment où il est acté que la modalité principale de gestion des eaux usées doit être la station d'épuration, le débat est déporté vers la gestion des boues. On ne peut bien sûr pas découpler le débat de la modalité de gestion des eaux (résolu par la station d'épuration) et celui de la gestion des boues désormais produites. Dans le cas de Paris et d'Achères, la valorisation agricole apparaît comme la voie de valorisation logique. Dans les années 1940, les champs d'épandage sont toujours en activité même s'ils ne concernent plus que 25 % des eaux usées. Les boues produites à Achères sont alors initialement refoulées dans l'émissaire d'alimentation des champs d'épandage (Bellanger 2010). Mais l'augmentation des quantités de boues et la baisse progressive de l'utilisation des champs d'épandage, jusqu'à l'arrêt de la pratique en l'an 2000, ouvre le débat des modalités optimales de leur gestion. Ce débat est toujours ouvert en France comme le montrent les différentes modalités concomitantes de gestion des boues et les controverses sur l'épandage agricole des boues d'épuration depuis les années 1990, que nous avons présentées à la sous-section 3.3.3.5.

Toutefois, à Paris, à partir de la construction de la station d'épuration de Noisy-le-Grand en 1976, l'incinération des boues est introduite comme modalité de gestion, en réponse en particulier aux contraintes d'exiguïté des stations d'épuration dans des zones urbaines relativement denses. Cette incinération ouvre alors un nouveau champ de débat sur le devenir des cendres d'incinération de boues. Ce débat est parallèle à celui du devenir des boues puisque la pratique d'incinération coexiste avec d'autres modalités de gestion en France. On notera que, dans les pays qui interdisent l'épandage agricole des boues d'épuration tels que la Suisse, le débat sur le devenir des boues d'épuration est réglementairement fermé et une réduction supplémentaire du débat s'opère alors, qui ne porte plus que

sur le devenir des cendres d'incinération des boues. Nous l'illustrons par la figure suivante (Figure 5.6).

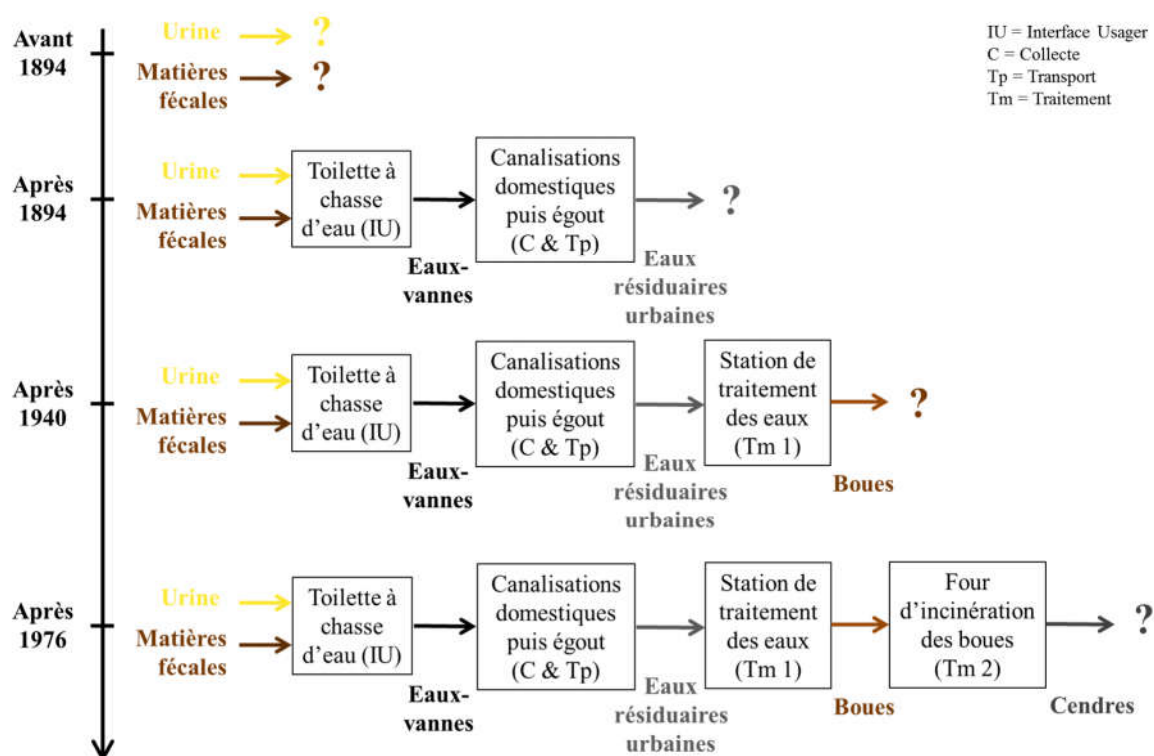


Figure 5.6 : Réduction du débat sur le devenir des cendres

Au cours du XX^e siècle, le premier débat relatif aux urines et matières fécales, qui avait duré longtemps au XIX^e siècle, s'éteint donc assez rapidement après 1894. Le second débat sur le devenir des eaux usées s'éteint également progressivement : son extinction est parachevée par la Directive ERU en 1991 qui ne remonte pas plus haut que les eaux ménagères usées dans la chaîne de gestion²⁶⁰ et qui impose un traitement aux eaux résiduaires urbaines. Les deux autres débats sont toujours ouverts en parallèle même si nous avons vu que celui portant sur les boues a pu être fermé dans d'autres pays. Enfin, une dernière réduction du débat a déjà eu lieu dans d'autres pays et il n'est pas exclu qu'il puisse concerner la France à l'avenir. Il s'agit de l'obligation de mettre en place une extraction du phosphore des cendres d'incinération de boues (cf. sous-section 3.3.3.5). Le débat est alors encore déplacé d'un cran dans la chaîne de gestion qui compte désormais trois maillons de traitements obligatoires successifs (cf. ci-après Figure 5.7). Cette inflation des traitements réalisés sur les eaux usées n'est pas sans rappeler celle que nous avons présentée dans la Figure 3.28. Nous présentons

²⁶⁰ Les « eaux ménagères usées » sont toutefois définies comme « produites essentiellement par le métabolisme humain et les activités ménagères ».

donc ici cette ultime réduction des champs du débat comme une hypothèse potentiellement réalisée dans le courant du XXI^e siècle à Paris.

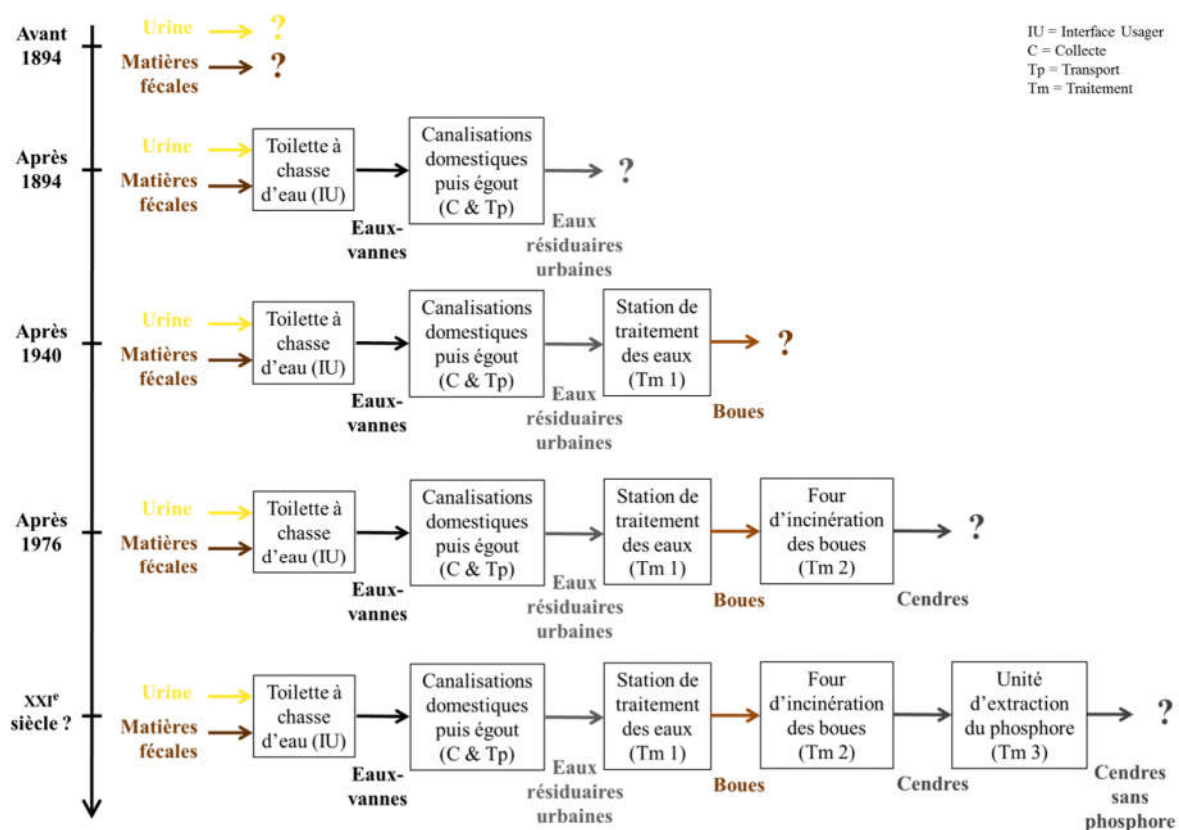


Figure 5.7 : Réduction du débat sur le devenir des cendres sans phosphore ?

Cette réduction des champs du débat au début du XXI^e siècle est bien illustrée par le Plan Régional d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés d'Île-de-France de 2009 (CR IDF, 2009), dont le titre porte déjà en lui-même peu d'espoirs quant à la possibilité de mise en place de valorisation puisqu'il s'agit d'« éliminer » les déchets. Ce plan présente de façon totalement différente les déchets ménagers collectés à sec et ceux collectés par les égouts. Pour les premiers, il analyse en détail les gisements des différents types de déchets (verre, emballages, etc.) pouvant être collectés sélectivement et analyse les possibilités de gestion optimale en termes de collecte, de traitement et d'usage final. Pour les seconds, la première phrase du paragraphe correspondant indique déjà la réduction des champs du débat par rapport aux déchets collectés à sec : « les usines d'épuration des eaux usées produisent des boues [...] ». Seul le devenir des boues est ensuite débattu, excluant *de facto* urines, matières fécales et eaux usées des champs du débat. L'objectif de valorisation organique des boues y est fixé à 60 % mais cet objectif de circularité partielle ne porte plus que sur les éléments captés dans les boues, qui sont très minoritaires par rapport aux éléments produits à la source.

Nous avons ainsi montré que, tout au long du XX^e siècle, s'est opérée une uniformisation des chaînes de gestion et une réduction progressive des champs du débat relatif aux modalités de gestion optimales des urines et des matières fécales. Au début du XXI^e siècle, le débat ne porte plus que sur les modalités de gestion des boues de station d'épuration. Les urines ont disparu physiquement dans les eaux usées, elles ont aussi disparu des débats sur les possibilités de leur gestion alternative au tout-à-l'égout.

5.2.3. Le couplage actuel de la gestion des urines avec le régime socio-technique verrouillé du tout-à-l'égout

La disparition de l'urine avec les matières fécales dans l'assainissement, l'uniformisation des chaînes de gestion et la réduction des champs du débat participent finalement d'un verrouillage socio-technique autour de la chaîne de gestion dominante d'aujourd'hui du tout-à-l'égout. Le verrouillage socio-technique relève des études des sciences et techniques et de l'économie de l'innovation. On peut l'illustrer par les travaux de Geels portant sur l'analyse de la transition technologique dans le domaine maritime par le passage de la voile à la vapeur (Geels, 2002). Nous reproduisons ici une adaptation du schéma qu'il présente dans cet article (Figure 5.8).

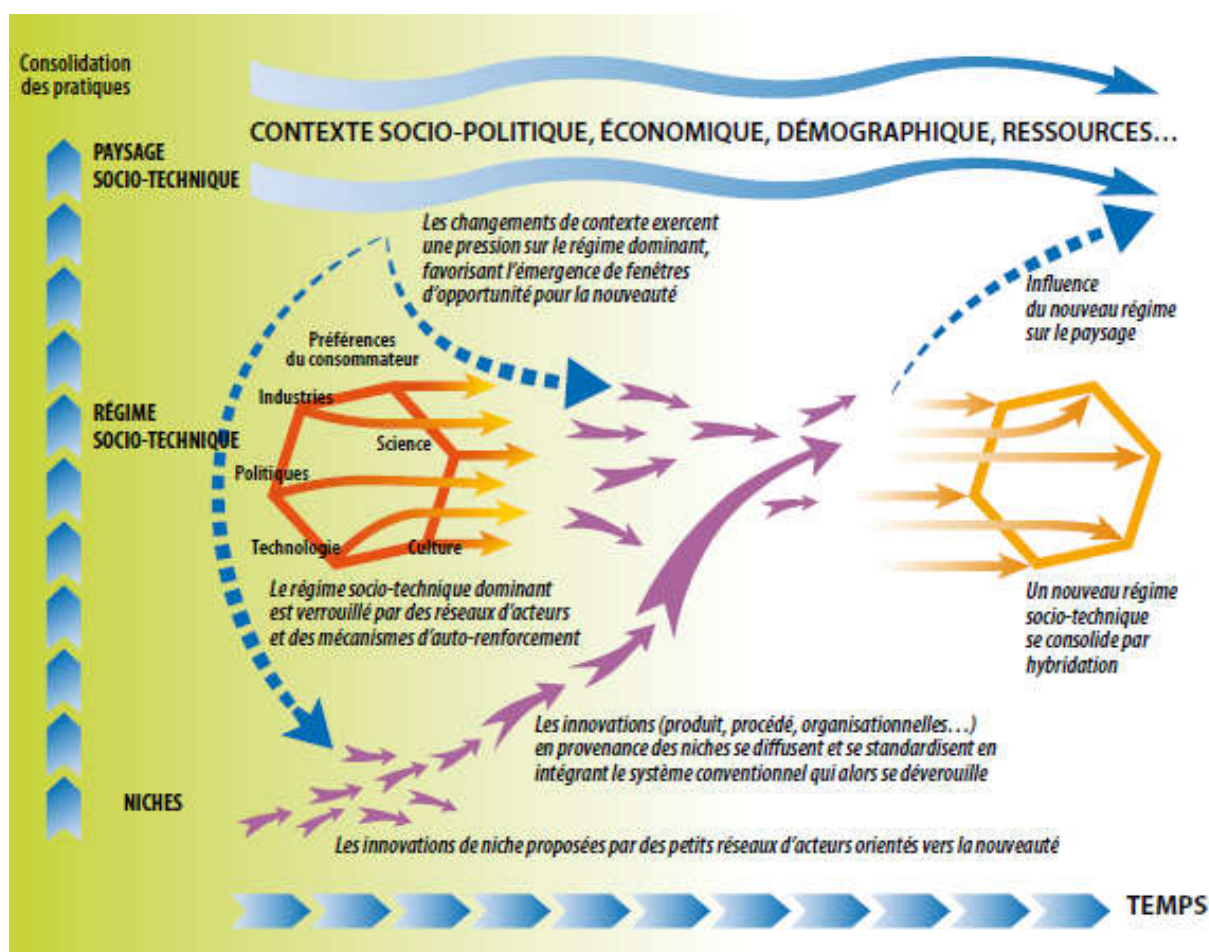


Figure 5.8 : Analyse dynamique et multi-niveaux des transitions socio-techniques.

Source : Solagro (2016), adapté de Geels (2002).

Ce schéma illustre que les sociétés peuvent être caractérisées par un régime socio-technique dominant, en l'occurrence le tout-à-l'égout pour la gestion des urines et matières fécales dans notre cas. Geels (2002) identifie sept dimensions distinctes à un régime socio-technique que nous proposons d'adapter ainsi²⁶¹ : la technologie, la dimension culturelle et symbolique liée à ces technologies, les pratiques des usagers et les marchés qui en découlent, les infrastructures, la structure et les stratégies des réseaux industriels, les régulations politiques sectorielles et enfin le savoir scientifique et technique. L'ensemble des acteurs s'organise en fonction de ces sept dimensions pour constituer un régime socio-technique. Ce régime socio-technique est confronté à l'apparition de niches alternatives, ici analysées sous l'angle d'une nouveauté technologique. Certaines de ces niches vont suivre un processus de

²⁶¹ « technology, user practices and application domains (markets), symbolic meaning of technology, infrastructure, industry structure, policy and techno-scientific knowledge » dans le texte et « technology ; infrastructure ; culture, symbolic meaning ; industrial networks, strategic games ; techno-scientific knowledge ; sectoral policy ; markets, user practices » dans le schéma.

diffusion et d'appropriation, constituant alors une véritable innovation. Selon le degré de leur diffusion, elles peuvent aller jusqu'à modifier le régime socio-technique et participer d'une nouvelle organisation des acteurs autour d'un régime socio-technique modifié dans lequel elles sont passées du statut de niche à celui de régime.

Le mécanisme de verrouillage socio-technique désigne le fait que, dans la constitution d'un régime socio-technique, des mécanismes d'auto-renforcement se mettent en œuvre, tel que nous l'avons illustré à la section 5.2.1 par le renforcement mutuel du réseau d'eau potable et du réseau d'eaux usées. Il n'y a finalement pas une seule variable ou seul acteur qui pourrait être considérée l'unique responsable d'un verrouillage mais un processus général qui, par les mécanismes d'auto-renforcement autour d'un choix socio-technique collectivement effectué, verrouille globalement le système dans un certain régime socio-technique.

Le système alimentation/excrétion est concerné par des verrouillages socio-techniques à différents niveaux :

- par les sous-systèmes avec lesquels il est couplé : système transport, système énergie, système eau, etc. ;
- par les modalités de fonctionnement des deux principaux sous-ensembles qui le constituent à savoir l'alimentation et l'excrétion.

On pourra se référer par exemple à Meynard *et al.* (2013) pour une illustration de verrouillage socio-technique dans le domaine de la production agricole. Le verrouillage socio-technique autour du réseau d'eaux usées (et d'eau potable) est illustré par Souami dans le cas de l'utilisation d'eau pluviale (Souami, 2012).

Dans le tout-à-l'égout, le verrouillage socio-technique présente au moins deux caractéristiques notables :

- le verrouillage socio-technique s'effectue sur le temps long. Au vu de nos analyses historiques précédentes, nous proposons de considérer dans le cas parisien que 1894 constitue la date qui marque le début du verrouillage socio-technique²⁶². Il y a donc aujourd'hui un passif de verrouillage socio-technique de plus d'un siècle et de plus de quatre générations ;

²⁶² À cette époque, l'utilisation de l'égout constitue un verrouillage mais la destination des eaux usées est encore ouverte (champs d'épandage).

- le tout-à-l'égout est caractérisé par un patrimoine infrastructurel très important. Lesavre estime ainsi que le patrimoine infrastructurel de l'assainissement français représente un capital d'environ 4 000 €/pers (communication personnelle). Toute transition socio-technique du tout-à-l'égout pose donc la question du devenir de ce patrimoine et des modalités de son entretien et de sa gestion, en particulier dans le cas d'un abandon progressif, comme on peut le trouver pour d'autres systèmes socio-techniques (parc nucléaire, voies de chemin de fer ou de tramway, etc.).

Les régimes socio-écologiques qui nous intéressent ici et que nous avons principalement caractérisés par des flux de matières (cf. section 1.3.1) sont bien sûr intimement liés aux technologies sur lesquelles ils reposent et sont donc associés à des régimes socio-techniques. Nous avons esquissé des liens entre les caractéristiques des régimes socio-écologiques alimentation/excrétion et les régimes socio-techniques correspondants, avec par exemple les notions de circularité extractive et intégrale (cf. sous-section 4.3.2.3) ou encore le niveau de technologie requis (cf. sous-section 4.2.7.3). L'analyse des possibilités de transition socio-écologique nécessite donc de questionner la possibilité de déverrouillage du régime socio-technique.

La séparation à la source de l'urine présente un potentiel technique pour être le support d'une transition socio-écologique (quatrième partie). Or dans le paysage socio-technique actuel, la séparation à la source de l'urine présente clairement un caractère de niche. Deux phases temporelles semblent alors se distinguer dans une éventuelle transition socio-écologique à laquelle la séparation à la source de l'urine contribuerait :

- à court terme, une phase d'émergence. Dans ce cas, la question qui se pose est de savoir si l'introduction de la séparation à la source de l'urine est susceptible d'intervenir dans le cadre du régime socio-technique (et socio-écologique) actuel. Il s'agira donc d'appréhender le degré de verrouillage du régime socio-technique vis-à-vis de l'introduction de séparation à la source de l'urine ;
- à plus long terme, une phase de diffusion de cette innovation, susceptible d'entraîner une modification du régime socio-technique et par là-même une transition socio-écologique globale.

La séparation à la source de l'urine peut en outre être mise en œuvre suivant deux logiques radicalement différentes vis-à-vis du patrimoine infrastructurel d'égout (cf. section 5.1.2) :

- elle peut être simplement greffée sur le système existant, n'entraînant alors pas de remise en cause fondamentale de l'égout ;

- elle peut s’accompagner d’une remise en cause beaucoup plus générale du système eau et nécessiter alors de revisiter beaucoup plus en profondeur le régime socio-technique de l’égout.

Dans l’analyse de court terme que nous présentions précédemment, les mécanismes d’auto-renforcement du régime socio-technique du tout-à-l’égout sont *a priori* très forts. Or nous avons vu que les modifications de gestion des urines seules, à l’exclusion des matières fécales et des eaux ménagères, pouvaient déjà constituer la base d’une transition socio-écologique par les modifications de flux induites. Il paraît donc intéressant d’analyser en quoi l’introduction à court terme de séparation à la source de l’urine, greffée sur le régime socio-technique dominant du tout-à-l’égout, est aujourd’hui envisageable car elle peut déjà porter les prémices d’une transition socio-écologique. Le découplage entre le système alimentation/excrétion et le système eau n’est alors que partiel mais il permet déjà des modifications profondes des flux de matières et la séparation à la source de l’urine introduit ainsi la possibilité de l’existence d’une alternative.

Dans le temps long, la question des modalités de réalisation de transitions socio-écologiques et socio-techniques deviennent éminemment plus complexes. Selon les modalités d’évolution du paysage socio-technique et des différents autres sous-systèmes énergie, transport, etc., l’opportunité et les possibilités de réalisation d’une transition socio-écologique par la séparation à la source de l’urine sont beaucoup plus difficiles à établir clairement.

Nous essaierons tout de même de faire un travail prospectif de long terme dans une perspective de transition socio-écologique accomplie. La plupart des acteurs des techniques alternatives d’assainissement que nous avons interrogés s’accordent pour dire qu’il n’y a pas une seule technique alternative d’assainissement qui serait susceptible de contester le monopole actuel du tout-à-l’égout et de s’imposer comme technologie dominante d’un nouveau régime socio-technique mais toute une panoplie de techniques envisageables dont les cadres d’application seront différents, de même que les motivations des acteurs qui les auraient portées. Au vu du potentiel que nous avons identifié pour la séparation à la source de l’urine dans le cadre de notre intérêt premier pour la transition socio-écologique des systèmes alimentation/excrétion urbains vers la circularité, nous étudierons donc préférentiellement la séparation à la source de l’urine dans le court terme et essaierons d’analyser les multiples autres évolutions possibles dans une perspective de plus long terme.

5.3. Le contexte favorable parisien aujourd'hui

Nous avons vu dans la quatrième partie de cette thèse qu'une prise de conscience relative à l'urine avait émergé en Europe scandinave et germanique à partir des années 1990. Nous avons également vu que de nombreuses chaînes de gestion de l'urine circulaires étaient aujourd'hui envisageables dans le contexte de l'agglomération parisienne et qu'elles pouvaient bénéficier du retour d'expérience de vingt années de séparation à la source de l'urine en Europe. L'émergence d'une niche de développement socio-technique de la séparation à la source de l'urine semble donc envisageable dans l'agglomération parisienne aujourd'hui et elle nous intéresse tout particulièrement pour le potentiel de transition socio-écologique qu'elle peut représenter. Nous allons ainsi essayer d'analyser dans les sections suivantes en quoi le régime dominant du tout-à-l'égout pour la gestion des urines dans l'agglomération parisienne est susceptible de permettre l'apparition voire le développement de cette niche.

5.3.1. La diffusion récente de la prise de conscience relative à l'urine en France

5.3.1.1. Antériorité des mouvements militants d'assainissement écologique

La diffusion de la prise de conscience relative à l'urine dans l'Europe germanique entre les années quatre-vingt-dix et deux mille dix ne semble presque pas avoir concerné la France. Nous avons présenté à la section 4.3.1 le développement de mouvements écologiques prônant l'utilisation d'interfaces usagers sèches dans une logique de préservation des ressources en eau et de fermeture des cycles biogéochimiques. Il s'agit *a priori* de l'unique voie de développement d'une prise de conscience relative à l'urine, ou plus généralement aux excréments et aux eaux usées, en France à cette époque.

Beaucoup de ces initiatives ont d'ailleurs une origine plus lointaine, en particulier avec le mouvement issu de Mai 68 que l'on peut illustrer par Pierre Colombot, fondateur de l'entreprise Sanisphère. Titulaire d'un poste de maître de conférences en urbanisme, il est arrivé dans la Drôme en 1976-77 pour vivre en communauté et élever des chèvres (Annexe 2). Comme beaucoup de communautés de l'époque, leurs toilettes sont sèches et Pierre Colombot s'intéresse aux potentialités du développement des toilettes sèches. Il effectue ainsi un voyage d'étude en Norvège et en Suède en 1982-83 où il découvre toute une industrie très développée autour de la toilette sèche. Il s'y intéresse progressivement de plus en plus jusqu'à fonder son entreprise en 1991 et développer en 1996 la toilette sèche à séparation d'urine sur tapis roulant que nous avons présentée à la sous-section 4.2.1.3.

L'utilisation de toilettes sèches, principalement dans trois contextes à savoir les sites isolés, les familles militantes et l'événementiel, amène petit à petit cette solution technique à se déployer en France, non pas dans la continuité de la toilette au fond du jardin mais bien dans le cadre d'une nouvelle alternative au tout-à-l'égout ayant le potentiel de se développer. Jusqu'à la fin des années deux mille, il semble toutefois que les toilettes sèches aient conservé un statut de technique relativement marginale et inapplicable en dehors de ces trois contextes spécifiques²⁶³. Nous ne connaissons aucune référence de mise en œuvre de techniques alternatives de gestion des urines et/ou matières fécales, en dehors de ces contextes d'application, pour les années quatre-vingt-dix à deux mille.

Dans le domaine académique en particulier, alors que nous avons montré la forte implication des scientifiques scandinaves et germaniques sur le sujet dès les années quatre-vingt-dix, les organismes de recherche travaillant sur les procédés techniques de gestion des urines et matières fécales (et donc des eaux usées) ne semble explorer une alternative au tout-à-l'égout des urines et matières fécales que dans le cas contraint de l'assainissement autonome. S'il a pu y avoir quelques initiatives, elles n'ont semble-t-il pas eu de postérité²⁶⁴ et la recherche d'alternatives à l'égout se concentre principalement sur la gestion des eaux pluviales, voire les eaux ménagères et bien sûr le traitement des eaux usées en zone d'assainissement non collectif²⁶⁵.

En revanche, au sein des structures militantes, telles celles que fédère aujourd'hui le Réseau de l'Assainissement Écologique, on trouve de nombreuses réflexions et recherches relatives à l'alternative au tout-à-l'égout. Dans les années deux mille, au moment où ce réseau se structure, de nombreux travaux émergent qui montrent un premier développement de compétences françaises sur le sujet. Parmi de nombreuses productions sur les manières de construire des toilettes sèches ou sur des critiques du tout-à-l'égout, on notera deux ouvrages qui ont particulièrement retenu notre attention :

- une étude bibliographique de 2006, menée au sein de Sanisphère (alors nommée Ecosphère), sur les traitements possibles de l'urine (Perrier, 2006). Les uniques références françaises mentionnées par Perrier datent toutes de 1991 et concernent

²⁶³ Mis à part bien sûr les applications à l'étranger où sont impliqués des Français, principalement dans les pays du Sud, dans le cadre de l'aide au développement.

²⁶⁴ Une étude plus systématique des initiatives de recherche et développement à des alternatives au tout-à-l'égout et des raisons de leur absence de postérité mériterait d'être menée.

²⁶⁵ Ce constat n'inclut pas les recherches françaises en sciences humaines et sociales de cette époque sur ce sujet qu'il serait pertinent d'analyser.

uniquement le Centre d'Expérimentation et de Documentation sur les Énergies Renouvelables²⁶⁶ ;

- une critique assez large et étayée du tout-à-l'égout et les modalités possibles de transition vers un assainissement écologique en 2009 (Lanoé, 2009).

La possibilité d'un paradigme alternatif au tout-à-l'égout trouve aussi une certaine forme d'écho institutionnel par les propositions mentionnées dans le rapport de l'Institut Français de l'Environnement de 2008 (IFEN, 2008). Aux dires de l'auteur de ces lignes, que nous avons interrogé, il y a toutefois eu une très grande réticence à pouvoir inclure ces propositions alternatives à la continuation du régime socio-technique dominant. On notera également que l'Institut Français de l'Environnement, relativement indépendant, a été dissous en 2008.

D'après la cartographie des membres du Réseau de l'Assainissement Écologique, il semble que trois grandes zones françaises soient le creuset plus particulier du développement de recherches et de mises en œuvre d'alternatives au tout-à-l'égout :

- la Drôme et l'Ardèche, que nous avons déjà mentionnée et dont nous avons indiqué la relation avec Mai 68 (Annexe 2) ;
- le Sud-Ouest pour lequel on peut émettre l'hypothèse que le climat sec n'est pas indifférent à une sensibilité locale aux baisses de consommation d'eau permises par les toilettes sèches. L'explosion de l'usine AZF en 2001 est également fréquemment mentionnée comme le déclencheur d'une réflexion sur les limites du modèle industriel de production d'engrais et l'alternative possible de valorisation des engrais humains ;
- la Bretagne²⁶⁷.

La faible implication des structures académiques françaises dans les alternatives au tout-à-l'égout centralisé se retrouve par exemple dans les nationalités des organismes de rattachement des auteurs du récent ouvrage de référence que nous avons abondamment cité ici : Larsen *et al.*, 2013. Co-édité par trois auteurs suisses, donc voisins géographiques de la France, cet ouvrage regroupe cinquante-cinq auteurs et co-auteurs de chapitres dont aucun ne travaille dans un organisme français. Treize pays y sont représentés dont huit pays européens différents. On ne retrouve par exemple pas non plus la France dans le récent projet européen ValueFromUrine qui regroupe pourtant presque tous les pays frontaliers de la France. Pareillement, alors que la DWA allemande a créé une commission de travail

²⁶⁶ Les productions de ce centre et leur postérité après 1991 mériteraient d'être analysées.

²⁶⁷ L'origine de la forte implication sur l'assainissement écologique en Bretagne serait intéressante à investiguer.

sur les nouvelles techniques alternatives d'assainissement en 1999 qui possède aujourd'hui 200 membres actifs (cf. section 4.1.5 et Annexe 3), son équivalent français, l'ASTEE, ne possède aucun groupe de travail équivalent à ce jour.

L'émergence d'un intérêt de la communauté académique et technique française pour les alternatives au tout-à-l'égout en général, et pour la séparation à la source de l'urine en particulier, ne semble émerger qu'au début des années deux mille dix. Sa première concrétisation à notre connaissance est la thèse soutenue par A. Triger en 2012 à l'Université de Toulouse (Triger, 2012). Là encore, le fait que l'urine humaine soit l'objet fondamental de la recherche qu'il a menée apparaît timidement dans le titre, ce qui rappelle la dénomination ANS du premier article suisse de 1996 (cf. section 4.1.5). Le mot urine apparaît en effet seulement entre parenthèses dans le titre : « Procédé hybride cristallisation/séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine) ». À nouveau, nous n'avons trouvé aucune référence à des travaux français dans la bibliographie de cette thèse soutenue en 2012.

C'est finalement très récemment, en 2014, qu'émergent deux foyers académiques français s'intéressant à la séparation à la source de l'urine. Le premier est l'Université de Toulouse qui avait accueilli la thèse d'A. Triger. Le laboratoire LISBP y est lauréat d'un projet nommé SMS (Séparation des Micropolluants à la Source) dans le cadre de l'appel à projets Micropolluants lancé par les six Agences de l'Eau et l'ONEMA. La séparation à la source de l'urine n'y est donc investiguée que par l'angle principal d'approche de traitement des micropolluants. Au dire des porteurs du projet que nous avons interrogés, l'idée de travailler sur ce sujet existait depuis déjà longtemps, au-delà de la question des micropolluants mais plus généralement sur les possibilités d'alternatives au tout-à-l'égout. Toutefois aucune opportunité de pouvoir trouver des financements n'avait encore été possible jusqu'alors. Ce foyer se développe depuis par le financement d'une thèse sur la modélisation urbaine de séparation des effluents à la source (projet MUSES, thèse en cours de M. Besson).

Le second foyer nous met en abyme par cette thèse puisqu'il s'agit du territoire parisien et donc entre autres du programme de recherche et action OCAPI, dont cette thèse est le livrable principal de la première phase 2014-2018. Nous décrivons dans la partie suivante cette émergence d'intérêt parisienne. Nous cherchons ici à conserver une description la plus objective possible de la manière dont cette émergence a eu lieu mais on comprendra aisément les limites qu'il peut y avoir pour l'auteur de cette thèse à décrire ce processus tout en y baignant totalement. Il nous paraît toutefois important d'analyser cette émergence pour comprendre en quoi le territoire parisien peut aujourd'hui correspondre à une situation éventuellement favorable à l'émergence de la séparation à la source de l'urine. L'objectivité de toute activité scientifique nous paraissant de toute façon toujours limitée (Hache, 2011), nous devons ici assumer une subjectivité nécessairement présente pour une telle analyse.

5.3.1.2. Émergence d'intérêt du territoire parisien pour la séparation à la source de l'urine

Parmi les principaux acteurs parisiens de l'assainissement que nous avons pu interroger, la première personne qui aurait considéré favorablement l'idée que les urines puissent être collectées à grande échelle sur un territoire comme l'agglomération parisienne semble avoir été Jean-Pierre Tabuchi, alors en poste à l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Il eut connaissance de cette possibilité à la lecture d'un ouvrage de 2001 (Maksimovc & Tejada-Guibert, 2001). En 2008, l'auteur de cette thèse rencontre Jean-Pierre Tabuchi dans le cadre de son projet de fin d'études et découvre les travaux suisses et suédois sur la séparation à la source de l'urine (Esculier, 2008). Dans ce travail, aucune autre des personnes interrogées n'avait émis l'hypothèse que la séparation à la source de l'urine puisse être une alternative crédible au tout-à-l'égout et la réaction de la plupart des acteurs de l'assainissement parisien interrogés était assez semblable à la réticence, voire au dénigrement, que décrit T. Larsen dans les premières années de présentation de ses hypothèses de travail (cf. section 4.1.5). Il ne semble pas y avoir d'avancées particulières sur la question de la séparation à la source de l'urine à Paris entre 2008 et 2012. C'est à cette date que la séparation à la source de l'urine passe d'un stade très hypothétique à celui d'une éventualité à envisager pour l'avenir de la gestion des urines sur l'agglomération parisienne.

En effet, en 2012 est réuni un groupe de travail regroupant la majorité des acteurs de l'eau et de l'assainissement de l'agglomération parisienne, sous l'égide du préfet de la région Île-de-France. Ce groupe de travail a pour vocation d'analyser en quoi le projet politique du Grand Paris, initié en 2007 par le président de la République et précisé par la loi n° 2010-597 du 3 juin 2010, est soutenable du point de vue du développement de cette agglomération au regard des ressources en eau et de la gestion des eaux usées. L'auteur de cette thèse participait alors à ce groupe de travail en tant que responsable du service police de l'eau de la Seine à la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie d'Île-de-France, de même que Jean-Pierre Tabuchi, désormais chargé de mission innovation au SIAAP.

Or un point de tension pour le développement de l'agglomération parisienne ressort assez rapidement avec le tout-à-l'égout et Jean-Pierre Tabuchi l'illustre par l'image d'un effet ciseau. En effet, l'agglomération parisienne est une agglomération à P/Q très grand (cf. sous-section 3.3.1.2). Celui-ci vaut $112 \text{ EH}/(\text{L/s})^{268}$, soit environ 100 fois le ratio P/Q de $1 \text{ EH}/(\text{L/s})$ dont nous avons montré à la section 3.3.1.2 qu'il correspondait à une agglomération dont le rejet direct des eaux usées par le

²⁶⁸ Hypothèses de calcul : équivalents-habitants de l'agglomération parisienne estimé par la population de l'unité urbaine de Paris en 2012 soit 10 550 350 EH et QMNA5 de $94 \text{ m}^3/\text{s}$ dans la Seine à Paris (DRIEE-IF, 2014).

tout-à-l'égout ne constituerait pas une pollution au sens de la DCE. Autrement dit, au QMNA5, avec les hypothèses de calcul choisies, il faut donc obtenir un rendement de traitement de l'azote réduit des eaux usées de 98 % pour respecter les seuils de la DCE. L'effet ciseau consiste en une augmentation future prévue du P/Q par la modification conjointe de ses deux facteurs constitutifs :

- une hausse de la population, sur 2008-2012 de l'ordre de 0,5 % par an en moyenne sur l'Île-de-France et sur la zone de collecte du SIAAP (données INSEE) et *a priori* soutenue à l'avenir par le projet politique du Grand Paris. En supposant un maintien de ce taux de croissance jusqu'en 2050, cela donne une hausse de la population de 21 %.
- une baisse du débit de la Seine estimée à environ 30 % à horizon 2050 (Habets *et al.*, 2011).

Voici comment J.-P. Tabuchi l'illustre (Figure 5.9).



Figure 5.9 : Effet ciseau auquel est soumis l'assainissement de l'agglomération parisienne

Source : J.-P. Tabuchi.

Avec les hypothèses indiquées ci-dessus, le P/Q de l'agglomération parisienne augmente d'environ 70 % et passe à 194 EH/(L/s) en 2050. Cela correspond à l'exigence d'un rendement de 99 % sur l'azote réduit soit une performance de traitement de l'azote près de deux fois plus élevée. Or, à ces niveaux de performance, les coûts marginaux (économiques, énergétiques, etc.) de traitement de l'azote sont croissants, en particulier du fait qu'ils nécessitent la mise en œuvre de procédés technologiques plus intensifs tels que les traitements membranaires²⁶⁹.

²⁶⁹ On notera que l'intérêt de la séparation à la source de l'urine est *a fortiori* encore plus important dans les grandes communes situées sur des tout petits cours d'eau, à P/Q parfois nettement plus élevé que Paris sur la Seine, comme Versailles sur le ru de Gally ou Rambouillet sur la Guéville et pour lesquelles le tout-à-l'égout est

D'après le SDAGE du bassin Seine-Normandie en vigueur (AESN, 2015), il est évalué que la Seine n'est déjà pas au bon état au sens de la DCE sur le paramètre NH_4^+ , du fait du problème structurel indiqué précédemment mais également par les déversements de temps de pluie du réseau unitaire de l'agglomération parisienne. La continuation du modèle du tout-à-l'égout, par dilution des effluents traités dans l'exutoire principal de l'agglomération parisienne qui est la Seine, devient donc de plus en plus critique à l'avenir et le groupe de travail de 2012 a mis au jour ce point lors de ses travaux. La criticité du P/Q de l'agglomération parisienne est particulièrement bien illustrée par les photographies de la Seine à Paris qui ont été prises durant la Seconde Guerre mondiale²⁷⁰. On constate alors visuellement à quel point l'agglomération de plus de 10 millions d'habitants de Paris est construite sur un fleuve relativement petit et peu propice à l'application du tout-à-l'égout (Figure 5.10).



Figure 5.10 : Photographie de la Seine à Paris durant l'été 1942.

Source : Voies Navigables de France.

Avec le soutien de son directeur, l'auteur de cette thèse a pu présenter à ce groupe de travail Grand Paris les résultats de son projet de fin d'études et l'hypothèse que l'étude d'alternatives au tout-à-l'égout, dont la séparation à la source de l'urine, pouvait s'avérer judicieuse au vu des contraintes

structurellement incompatible avec les objectifs de la DCE et a fait l'objet de nombreux contentieux depuis sa mise en place (Dmitrieva, 2018).

²⁷⁰ Le barrage de Suresnes, qui maintient la hauteur d'eau du bief de la Seine à Paris, a été abaissé durant l'été 1942 pour permettre d'y faire des travaux. Ces photographies permettent donc de constater quel est le niveau d'eau de la Seine en l'absence du soutien artificiel de cette hauteur par les barrages de navigation (et sans le soutien des quatre grands barrages-réservoirs non plus à cette époque).

actuelles et anticipées du développement du Grand Paris. Les réactions à cette présentation furent très diverses. Les représentants des deux entreprises privées présentes estimèrent que ces alternatives n'étaient pas sérieuses. D'autres acteurs publics se sont *a contrario* montrés curieux et intéressés par une idée qu'ils ne connaissaient pas ou presque et dont le potentiel de bénéfices environnementaux semblait mériter qu'on s'y intéresse.

En parallèle, les travaux d'analyse du potentiel des techniques alternatives au tout-à-l'égout et les développements et projets pilotes se poursuivaient toujours en Europe scandinave et germanique. En France, le Réseau de l'Assainissement Écologique venait de se constituer officiellement en association et de plus en plus d'entreprises se créaient pour proposer, dans des contextes de plus en plus élargis, des applications des principes de l'assainissement écologique.

Dans ce contexte, début 2013, le SIAAP recrute Amandine Caby, étudiante du Mastère spécialisé Politique et Action Publique pour le Développement Durable de l'École des Ponts ParisTech, afin d'étudier durant quatre mois, dans le cadre de sa thèse professionnelle de Mastère, l'intérêt et l'opportunité de mettre en place une collecte sélective des urines en milieu urbain dense (Caby, 2013). Son rapport rendu durant l'été 2013 est très positif et conclut que la mise en place de séparation à la source de l'urine ne présente pas de freins techniques ou réglementaires majeurs, que son acceptabilité sociale serait plutôt bonne et que son bilan environnemental global est très positif. Il invite en outre à lancer des projets pilotes afin de confronter la théorie de l'intérêt de la séparation à la source étudiée avec les problèmes pratiques qui pourraient être rencontrés.

5.3.1.3. Orthogonalité et opportunité du programme OCAP

Enthousiasmé par la lecture de ce rapport, l'auteur de cette thèse contacte alors fin 2013 de très nombreuses personnes qui pourraient être intéressées par la séparation à la source de l'urine afin de mettre en pratique les recommandations faites par Caby (2013) et de mieux évaluer le potentiel de la séparation à la source de l'urine et plus généralement les potentialités de transition socio-écologique et socio-technique qu'elle semble receler. Pour de très nombreuses personnes contactées, ce projet est orthogonal aux pratiques et aux cultures existantes et suscite très peu d'intérêt, voire il est réprouvé. Deux types d'acteurs s'y montrent toutefois intéressés :

- certains chercheurs, pour lesquels ce sujet se rapproche de leurs axes de recherche et dont les laboratoires formeront finalement le cœur du comité OCAP, à savoir le laboratoire METIS, le laboratoire LEESU et le laboratoire Géographie-Cités ;
- deux structures publiques parties prenantes du sujet, le SIAAP et l'AESN.

Pour le SIAAP, l'intérêt pour la séparation à la source de l'urine est nécessairement ambivalent : séparer les urines à la source pour en valoriser l'azote peut être perçu comme une remise en cause de

plusieurs décennies de développement du traitement des eaux usées, dont l'apogée est justement l'installation intégrale de la dénitrification de l'azote sur toutes les stations d'épuration du SIAAP, en 2012.

L'émergence d'un intérêt pour la séparation à la source de l'urine est fondamentalement liée à un changement du contexte dans lequel s'inscrit l'assainissement, ou tout au moins de l'analyse que l'on peut en faire, et où la protection seule des milieux aquatiques ne suffit pas nécessairement à garantir la soutenabilité du système. Avec la linéarisation du système alimentation/excrétion au XX^e siècle, il n'y a pas nécessairement d'attente que le traitement des eaux usées puisse fournir des ressources car il répond avant tout à une demande de salubrité et de gestion la moins coûteuse possible d'un déchet dont la ville se débarrasse. La séparation à la source de l'urine remet ainsi en cause non seulement le régime socio-technique mais également le cadre de pensée qui l'accompagne, ce qui ne peut se faire sans difficultés. Le président de l'époque du SIAAP, Maurice Ouzoulias, réagit ainsi à la présentation de la séparation à la source de l'urine qui lui fut faite en 2015 : « Le SIAAP est comme un TGV lancé à pleine vitesse et vous me dites qu'il faut faire un virage à quatre-vingt-dix degrés ? »²⁷¹ L'idée d'orthogonalité décrit ainsi probablement assez bien la façon dont la séparation à la source de l'urine peut alors, et toujours aujourd'hui, s'inscrire dans le régime socio-technique.

Par difficulté méthodologique liée à la subjectivité, nous n'analyserons pas ici en détails les mécanismes qui ont pu faire que le programme OCAPÉ émerge mais il est bien sûr fortement lié à des paramètres comme les personnalités, les réseaux, les intérêts variés des acteurs, etc. On notera toutefois certains éléments qui expliquent en quoi la séparation à la source de l'urine peut constituer un intérêt pour le SIAAP, malgré son orthogonalité, et qui permettent en partie son émergence aujourd'hui à Paris.

En effet, nous avons vu dans les chapitres précédents que la séparation à la source de l'urine, greffée sur le tout-à-l'égout existant, pouvait avoir des caractéristiques qui peuvent être analysées comme des avantages pour ce système. Elle peut en effet permettre entre autres (cf. principalement la sous-section 4.2.7.2) :

- de ne pas avoir à financer ni construire une infrastructure complémentaire de traitement de l'azote ;
- un rééquilibrage du ratio BDO5:N:P des effluents ;
- une augmentation de la production de biogaz ;

²⁷¹ La citation n'est pas textuelle car elle n'a pu être enregistrée sur l'instant mais il ne nous semble pas trahir l'esprit de la phrase qui avait alors été prononcée.

- une diminution des impacts environnementaux globaux du système d’assainissement.

Dans un contexte de développement de l’intérêt pour la méthanisation et de projets de valorisation des biodéchets de l’agglomération parisienne par méthanisation sur les installations du SIAAP, toute initiative qui permet de continuer à véhiculer le carbone par les égouts, entre autres celui des matières fécales, sans azote excédentaire peut être intéressante. Dans le cas de la séparation à la source de l’urine, elle se confronte toutefois à une question d’échelles temporelles et spatiales. En effet, nous avons montré que le système d’assainissement actuel s’était construit sur une échelle de temps du siècle. Toute transition socio-technique profonde est ainsi difficile à concevoir sur une échelle de temps nettement inférieure ce qui pose la question de la possibilité de l’insérer aujourd’hui dans une stratégie d’action au vu de l’importance des contraintes du système, de son inertie et du cadre temporel relativement bref de l’action politique. La séparation à la source de l’urine relève également de dynamiques locales dont l’échelle spatiale ne coïncide pas avec celle de la gestion des effluents de l’agglomération parisienne dans son ensemble. La résultante de toutes ces contraintes est toutefois positive et le SIAAP inscrit ainsi la séparation à la source de l’urine comme une action pertinente de sa stratégie SIAAP 2030.

De nombreuses collectivités territoriales sont également intéressées par ces initiatives. OCAPI porte ainsi un groupe de travail relatif à la séparation à la source au sein de l’association ARCEAU IDF (Association Recherche et Collectivités dans le domaine de l’Eau – Ile-de-France).

Pour l’AESN, la diversité des acteurs qui constituent le comité de bassin entraîne également une diversité d’intérêts pour la séparation à la source. Cette initiative a toutefois été positivement reçue dans l’ensemble, entre autres du fait de l’amélioration de la qualité des milieux aquatiques qu’elle permet, et figure aujourd’hui dans deux documents majeurs :

- le SDAGE du bassin Seine-Normandie actuellement en vigueur (AESN, 2015) et sa disposition L1.162 « Promouvoir l’expérimentation des solutions émergentes d’adaptation aux changements globaux pour préserver la ressource et les milieux aquatiques », qui préconise de mener des expérimentations de collecte sélective des urines pour permettre de baisser qualitativement les pressions sur les milieux aquatiques ;
- l’action E.5 de la stratégie d’adaptation au changement climatique du bassin Seine-Normandie qui invite à développer « des solutions alternatives en matière d’assainissement écologique, comme la gestion séparative des urines ou les toilettes sèches », et de mettre en place une animation autour de cette thématique.

Le programme OCAPI s'inscrit ainsi temporellement à un moment opportun du fait d'une prise de conscience générale sur les limites des modalités du développement du monde occidental²⁷², d'un intérêt pour l'économie circulaire²⁷³ et d'une multiplication des initiatives de gestion alternative des urines et matières fécales.

Ainsi, sans viser l'exhaustivité, on notera une multiplication des projets liés à une séparation à la source de l'urine et des matières fécales depuis 2010 en France qui contraste avec les initiatives beaucoup moins nombreuses ou développées des décennies précédentes :

- construction du premier établissement scolaire français exclusivement pourvu de toilettes sèches à Saint-Germé (Gers) en 2012 ;
- construction du premier bâtiment de Paris équipé de toilettes sèches en 2015 (siège de la Fondation Charles-Léopold Meyer pour l'Homme) ;
- développement des toilettes sèches sur les festivals et sur les chantiers (Annexe 2)²⁷⁴ ;
- élaboration d'une charte pour des événements écoresponsables à Paris, qui préconise « l'installation de toilettes sèches ou toilettes hybrides en lieu et place des toilettes chimiques, selon la taille de l'événement » ;
- propositions régulières de constructions de bâtiments avec séparation à la source de l'urine pour des concours parisiens (Réinventer Paris, Réinventer la Seine, Paris-Saclay, etc.) ;
- mise en place d'urinoirs publics à Paris avec valorisation agricole des urines collectées (Uritrottoir) ;
- développement du module de sensibilisation UriBoost (cf. sous-section 4.2.5.3) par la start-up Ecosec et financé par l'entreprise WCLoc qui ne proposait jusqu'alors à notre connaissance aucune solution de valorisation agronomique des urines et matières fécales.

Les deux projets permanents les plus importants de séparation à la source de l'urine de Paris ne sont pas encore terminés à l'heure où sont rédigées ces lignes. Il s'agit de l'équipement de deux bâtiments

²⁷² Cf. pour ne donner qu'une seule illustration l'accord de Paris de la COP21 en décembre 2015.

²⁷³ Cf. sous-section suivante.

²⁷⁴ À l'étranger, on notera par exemple le succès de la campagne de communication autour du « Beercycling » qui consiste à collecter l'urine du festival de Roskilde en 2015 pour servir d'engrais à des cultures d'orge qui doivent permettre la production de bière.

du SIAAP, à Clichy et à Achères, de respectivement environ 50 et 350 personnes, où sont prévues d'être collectées sélectivement les urines masculines, sur urinoir sec, à partir de 2018.

Le contexte dans lequel s'inscrivent ces initiatives est un mouvement général décrit par Hache (2011), qui reprend les écrits de Larrère et Latour, où la crise environnementale correspond à une « manifestation de choses qui allaient de soi » et une « révolte généralisée des moyens » qui sont désormais à traiter également comme des fins. Malgré le tabou socio-culturel qui entoure les excréments humains, cette révolte généralisée des moyens concerne également aujourd'hui les urines et matières fécales humaines qui suivent ainsi une réapparition, en mouvement inverse à la disparition que nous avons décrite à la section 5.2.1. La crise environnementale remet ainsi en question le principe même de la toilette à chasse d'eau, décrit Figure 4.5 comme étant par essence une façon d'oublier les excréments, dès lors que ceux-ci se rappellent à nous par d'autres biais.

Il nous semble donc que, si la prise de conscience relative à l'urine avait très peu concerné la France entre 1990 et 2010, en particulier au niveau institutionnel, les dernières années ont vu nettement progresser la diffusion de cette prise de conscience dans différentes sphères de la société. Cette thèse nous paraît être une des manifestations de la réouverture des champs du débat relatif aux urines et matières fécales.

5.3.2. Un contexte de régulations publiques et de réglementations plutôt favorable

5.3.2.1. Une possibilité de mise en œuvre à court terme

Cette réapparition des urines et matières fécales se retrouve ainsi par exemple dans la réglementation. Nous avons montré à la section 5.2.1 qu'elles avaient disparues des textes régissant l'assainissement non collectif entre l'arrêté de 1969 et celui de 1982. Or elles réapparaissent dans l'arrêté du 7 septembre 2009²⁷⁵ et son article 17 « cas particuliers des toilettes sèches ». Celui-ci prévoit par dérogation au cas général l'autorisation des toilettes sèches. Seules deux modalités sont prévues dans cet arrêté : les toilettes sèches unitaires à compost et les toilettes sèches à séparation d'urine où les matières fécales doivent être séchées et les urines être mélangées à la chaîne de gestion linéaire des eaux ménagères. Il est également indiqué que les sous-produits doivent être valorisés sur la parcelle.

²⁷⁵ Arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5 (NOR : DEVO0809422A)

Ces deux potentialités sont bien entendu limitées dans le cadre d'une transition vers des régimes socio-écologiques circulaires du fait de l'importance de séparer à la source les urines pour pouvoir valoriser l'azote et de l'impossibilité structurelle de valoriser sur la parcelle l'azote urinaire d'un foyer, à moins qu'il soit lui-même producteur de végétaux dans des proportions similaires à l'approvisionnement alimentaire de ce foyer.

La réapparition des excréments dans un texte réglementaire montre toutefois une sortie du statut de marginalité des procédés de séparation des urines et matières fécales des eaux ménagères. De nombreux autres textes favorisent la démarche que nous menons dans cette thèse.

Ainsi, l'article L541-1 du Code de l'Environnement, indique à l'alinéa I-9° : « les politiques publiques promeuvent le développement de l'écologie industrielle et territoriale, qui consiste, sur la base d'une quantification des flux de ressources, et notamment des matières, de l'énergie et de l'eau, à optimiser les flux de ces ressources utilisées et produites à l'échelle d'un territoire pertinent, dans le cadre d'actions de coopération, de mutualisation et de substitution de ces flux de ressources, limitant ainsi les impacts environnementaux et améliorant la compétitivité économique et l'attractivité des territoires » ce qui correspond assez bien au travail que nous menons ici. Ce même code indique depuis le 19 août 2015, à l'article L110-1-1, que « la transition vers une économie circulaire » est d'intérêt général. Elle est définie comme une économie qui « vise à dépasser le modèle économique linéaire consistant à extraire, fabriquer, consommer et jeter en appelant à une consommation sobre et responsable des ressources naturelles et des matières premières primaires ainsi que, par ordre de priorité, à la prévention de la production de déchets, notamment par le réemploi des produits, et, suivant la hiérarchie des modes de traitement des déchets, à une réutilisation, à un recyclage ou, à défaut, à une valorisation des déchets ». Le Code de l'Environnement indique donc que le modèle économique dans lequel s'inscrit la linéarité doit être dépassé, ce qui rejoint l'analyse que nous présentions en conclusion de la quatrième partie de cette thèse et assoit donc fortement la légitimité réglementaire toute récente du dépassement de la linéarité du système alimentation/excrétion actuel.

Dans le même ordre d'idée, l'Union Européenne a récemment classé le phosphore comme un étant un élément critique de l'approvisionnement de l'Union Européenne (Commission Européenne, 2014), favorisant également en cela les démarches visant à permettre d'améliorer son taux de recyclage. Or le taux de recyclage du phosphore des excréments humains est estimé, en France, à 28 % en 2002-2006 par Senthilkumar *et al.* (2014), ce qui laisse encore de notables marges de progrès pour aller vers une plus grande circularité sur ce paramètre²⁷⁶.

²⁷⁶ Cette valeur a augmenté avec les mises en œuvre de traitement du phosphore en station d'épuration mais dans des proportions sûrement relativement faibles.

Pour autant, la séparation à la source de l'urine dans le cadre de chaînes de gestion circulaires telles que nous avons pu les analyser au chapitre 4.2 n'est pas aujourd'hui encadrée par la réglementation. Ce point est tout à fait normal puisqu'il est consubstantiel à l'élaboration d'une réglementation que celle-ci puisse porter sur un objet existant. Or nous avons justement montré que les chaînes de gestion circulaires de l'urine étaient quasiment inexistantes jusqu'à très récemment. Ce vide juridique pose question pour mettre en place des projets de séparation à la source de l'urine : d'une part, rien ne l'interdit expressément ; d'autre part, de nombreux acteurs auront du mal à s'engager dans un projet qui ne bénéficie pas d'un encadrement juridique clair, en particulier pour la définition du partage des responsabilités. Ainsi, pour la construction de ses deux bâtiments, le SIAAP a sollicité un cadrage réglementaire préalable auprès des services de l'État mais n'a pas obtenu de réponse.

L'analyse juridique que nous faisons de ce type de gestion, par collecte d'urine sur urinoir sec masculin, stockage et épandage agricole, est qu'il ne présente pas d'empêchement juridique majeur. Les urines collectées auraient aujourd'hui un statut de déchet qui nécessite que le transport soit soumis à la déclaration de transport pour les déchets non dangereux (Code de l'environnement, articles R 541-49 à R 541-64) lorsque la quantité transportée est supérieure à 0,5 tonne par chargement (Brun *et al.*, 2017). Du fait de leur similitude avec la collecte et l'épandage de matières de vidange de l'assainissement non collectif, il nous semble que l'épandage d'urine peut dès aujourd'hui entrer dans le cadre de la rubrique 2.1.3.0 de la loi sur l'eau, comme l'épandage de boues de station d'épuration, ou à défaut de la rubrique 2.1.4.0. Les démarches réglementaires à effectuer seraient donc celles d'une déclaration ou d'une demande d'autorisation au titre de la loi sur l'eau, en fonction des seuils de ces rubriques qui sont d'ailleurs justement définies par rapport à l'azote et correspondent ainsi très bien au cas de l'épandage d'urine (déclaration à partir de respectivement 1 ou 0,15 tonne d'azote par an et autorisation à partir de 40 ou 10 tonnes d'azote). L'application de la loi sur l'eau pour l'épandage d'urines brutes l'exclurait *de facto* de la réglementation relative aux ICPE²⁷⁷.

Plusieurs autres éléments vont dans le sens de permettre la séparation à la source de l'urine. D'une part, une question d'une députée de la treizième législature au ministre en charge de l'écologie²⁷⁸ à laquelle il fut répondu que les toilettes sèches sont autorisées même en zone d'assainissement collectif. Ensuite l'encadrement de la pratique donné au niveau international par l'OMS (OMS, 2012a). Enfin, le dispositif France Expérimentation permet aujourd'hui aux porteurs de nouveautés n'ayant pas encore d'encadrement juridique clair de bénéficier d'une certaine facilité juridique de mise en œuvre par ce dispositif.

²⁷⁷ Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

²⁷⁸ Question n° 73941 publiée au Journal Officiel du 16 mars 2010 page 2849.

La situation française actuelle est en effet plutôt favorable au soutien de l'innovation comme en témoigne ce dispositif. Ce soutien reste toutefois ambivalent comme l'analyse Gaglio (2011) du fait du contraste entre une « appréhension consensuelle de l'innovation dans les discours politiques » et le caractère fondamentalement « déviant » de l'innovation qui est « en butte avec les règles organisationnelles » établies et « [antagoniste avec l'] ordre social ».

Il serait donc candide de présenter la séparation à la source de l'urine comme une chose aisée à réaliser. Pour autant les différents éléments que nous avons présentés ci-dessus nous semblent montrer que, nonobstant toutes les difficultés consubstantielles à une innovation comme celle-ci, elle arrive aujourd'hui dans une situation générale française, et parisienne en particulier, qui paraît particulièrement favorable. Il sera nécessaire d'investiguer plus précisément certains points, comme l'appréhension de la pratique d'épandage d'urine par les instances sanitaires françaises, aujourd'hui en faveur du modèle actuel de l'unicité de l'approvisionnement en eau potable et de l'évacuation des excréments loin des foyers par l'eau. Nous avons toutefois montré dans les chapitres précédents que le caractère salubre des urines (cf. Maxime 6) et la présence d'éléments indésirables à des teneurs plutôt plus faibles que dans les lisiers et fumiers animaux et les boues d'épuration (cf. sections 2.2.3, 4.2.6.3 et 5.1.2), dans un pays comme la France qui les épand majoritairement, correspondait *a priori* à une situation compatible, sur le plan sanitaire, avec la mise en place de valorisation des urines. Son identification dans le SDAGE du bassin Seine-Normandie (AESN, 2015) et dans la stratégie d'adaptation au changement climatique du bassin Seine-Normandie lui confère en outre une légitimité supplémentaire.

5.3.2.2. Des modifications plus profondes à long terme

Si les conditions actuelles rendent l'émergence de la séparation à la source de l'urine possible, sa diffusion plus générale à moyen et long terme nécessitera toutefois des changements plus conséquents en matière de réglementation et de régulation. Nous venons d'indiquer que l'absence de mention claire du cadrage de cette pratique serait un frein à son déploiement, en particulier en termes de clarification des responsabilités. C'est ce qu'a montré par exemple la mise en œuvre de collecte sous-vide des urines et matières fécales à Jenfelder Au (Annexe 3). La question de la nature juridique des produits se pose également et le statut de déchet est moins favorable que celui de produit pour la mise en place d'un marché de ces produits. Ainsi, l'AURIN a obtenu le statut de produit en Suisse mais n'a pas cette reconnaissance en France. Le même cas de figure se présente aujourd'hui pour la struvite produite en station d'épuration et la complexité et le coût des démarches administratives à mettre en œuvre pour demander que la struvite ait un statut de produit peut freiner le déploiement de sa valorisation (cf. le cas de Castres à la sous-section 4.3.3.1).

L'engagement indiqué dans le Code de l'Environnement à « dépasser le modèle économique linéaire » actuel (cf. sous-section 5.3.2.1) risque de ne pas pouvoir se faire spontanément sans un accompagnement par les différentes échelles de régulation publique depuis les collectivités locales jusqu'aux régulations européennes voire mondiales. En particulier, les politiques sectorielles qui encadrent le fonctionnement actuel du système alimentation/excrétion sont cloisonnées, à l'issue du mouvement amorcé à la fin du XIX^e et décrit par Barles (2005). Le fort couplage avec le système eau induit aussi que la priorité des politiques actuelles de gestion des urines et matières fécales est portée sur la limitation des pollutions des milieux aquatiques plutôt que sur celle de la valorisation des ressources des eaux usées (AESN, 2015 ; CR IDF, 2009).

La France n'a pas mis en place de politique générale sur les nutriments qui puisse faciliter la résolution de sa double perception actuelle : ressource pour les systèmes agricoles, pollution pour l'environnement. Ce point a été largement étudié au niveau mondial pour le phosphore (Rosemarin, 2010). Nous avons montré que les incitations à la valorisation matière étaient encore très parcellaires, comme dans le PREDMA (CR IDF, 2009 – cf. section 5.2.2). On le retrouve également dans les réglementations relatives aux biodéchets. Ainsi la loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte mentionne dans son article 70 (alinéa V. I. 4°) : « Le service public de gestion des déchets [...] progresse dans le développement du tri à la source des déchets organiques [...] afin que ceux-ci ne soient plus éliminés, mais valorisés. »

Or la nature de cette valorisation est mal définie. La forte appétance actuelle pour la production d'énergie à partir de sources renouvelables induit un risque de focalisation exclusive sur la valorisation du carbone sous forme énergétique au détriment de la valorisation matière des autres nutriments. En particulier, la méthanisation des biodéchets nécessite de s'assurer de la mise en place d'une valorisation effective des différents nutriments à partir des digestats.

Le développement d'une politique intégrée des nutriments est encore timide en France aujourd'hui. On peut probablement considérer qu'elle est émergente sur le phosphore (cf. par exemple le rapport récent du MTES sur le sujet – Facq, 2015). Sur l'azote, il ne semble pas encore y avoir d'émergence, contrairement par exemple à l'Allemagne dont le Conseil sur l'Environnement a récemment publié une proposition de politique intégrée azote (SRU, 2015).

5.3.3. Possibilités de modifications systémiques induites par la circularité

Finalement, l'émergence d'une politique intégrée des nutriments du système alimentation/excrétion est très dépendante du lien pouvant exister entre la partie urbaine et la partie agricole de ce système. Or, dans un système alimentation/excrétion linéaire, les flux entre les parties urbaines et agricoles sont à sens unique de l'hinterland agricole nourricier vers la ville. Il existe néanmoins une forme de rétroaction de la ville sur son hinterland puisque la demande en denrées alimentaires de la ville va influencer sur les modalités de fonctionnement de l'hinterland agricole nourricier. Mais en termes de flux, un système alimentation/excrétion linéaire ne produira aucun élément susceptible de servir d'intrant à l'hinterland agricole nourricier. Les modalités d'organisation de l'hinterland agricole nourricier pour garantir son approvisionnement nécessaire en ressources, et tout particulièrement en engrais, vont donc se faire de façon quasiment indépendante des modalités de gestion de l'urine urbaine. De la même manière, l'organisation des chaînes de gestion de l'urine en ville se fera de façon totalement indépendante de l'hinterland agricole nourricier, consommant ainsi une rupture complète entre le secteur de l'assainissement urbain et celui de l'approvisionnement alimentaire.

Même dans le cas où les boues de station d'épuration sont utilisées en agriculture, celles-ci peuvent difficilement représenter une source d'engrais azotés notable par rapport aux productions qui alimentent la ville du fait de la linéarité consubstantielle aux modalités du traitement en station d'épuration tel qu'il est pratiqué aujourd'hui (cf. chapitre 3.3). La mondialisation des marchés alimentaires et des engrais participe également bien sûr à cette déconnexion (Billen *et al.*, 2012b).

Or le potentiel de transformation de ce lien entre la ville et son hinterland agricole nourricier par la circularité des systèmes alimentation/excrétion est considérable. Si nous reprenons la Figure 2.4 et que nous supposons la mise en œuvre d'une circularité du système alimentation/excrétion sur l'urine avec un taux de valorisation de l'azote de 90 % (cf. sous-section 4.2.7.1), on voit que la ville peut fournir près de 50 % des intrants azotés d'un système agricole de production de blé d'aujourd'hui (en dehors de toute autre modification) et augmenter ainsi considérablement l'autonomie du système. Au-delà d'une modification des flux d'azote, cette circularité entraînerait également une modification beaucoup plus générale de l'organisation du système socio-technique et de ses acteurs autour de cette nouvelle relation entre la ville et son hinterland agricole nourricier par une relation désormais à double sens.

Finalement, l'émergence d'un système alimentation/excrétion circulaire pose la question de la possibilité de co-évolution des systèmes urbains et agricoles qui rendrait possible la mise en place de cette circularité. Les systèmes socio-techniques envisageables issus d'une mise en place de circularité

peuvent être très différents dans leur nature. La nature des systèmes circulaires qui peuvent émerger, à court ou à long terme, vont donc être très dépendants des trajectoires des systèmes socio-techniques urbains et agricoles et de la possibilité de leur rencontre en fonction de la compatibilité de leurs caractéristiques.

C'est aussi en ce sens que l'alimentation/excrétion nous paraît pouvoir faire système mais les caractéristiques de ce système, dans une hypothèse circulaire, vont être très dépendantes des modalités de sa mise en œuvre. Plus les modifications vont intervenir à l'aval de la chaîne de gestion des urines et moins leur impact sur les systèmes en place devrait être important. Par exemple, la récupération du phosphore sur les cendres de station d'épuration, telle qu'elle est aujourd'hui envisagée par certains industriels, n'apporterait quasiment aucune modification du système socio-technique puisque les cendres d'incinération de boues de station d'épuration seraient envoyées dans les usines qui produisent déjà aujourd'hui les engrais phosphatés mis sur le marché international. Il n'y aurait donc pas de nouveau point de rencontre direct entre l'hinterland agricole nourricier et la ville puisque les excréments de la ville seraient en connexion avec le système industriel de production d'engrais mondial. *A contrario*, l'épandage d'urines humaines après stockage tel qu'il est pratiqué dans les éco-villages suédois modifie en profondeur l'intégralité de la chaîne de gestion des urines et crée un nouveau point de rencontre direct et local entre ville et campagne, correspondant alors à l'émergence d'une nouvelle relation entre la ville et son hinterland agricole nourricier. Cette modification profonde peut être appréciée de deux manières :

- d'une part, son émergence peut sembler plus difficile car elle nécessite que des modifications interviennent à tous les niveaux de la chaîne de gestion et concerne donc tous les acteurs correspondants : usagers pour l'interface usager, acteurs du bâtiment pour la collecte et le stockage, acteurs du transport, acteurs du traitement, acteurs agricoles pour le dernier maillon de la valorisation ;
- d'autre part, cette modification profonde peut être vue comme une opportunité de création d'une économie circulaire locale et de création de nouveaux liens entre ces différents acteurs. Pour l'utilisateur, on voit par exemple que l'assainissement a été réinvesti à un niveau très local par les « responsables assainissement » des éco-villages suédois et danois (cf. section 5.1.1), ce qui modifie profondément le contrat social de relation des usagers avec les structures publiques organisatrices du service public correspondant, passant d'une logique d'utilisateur-consommateur à celle d'un utilisateur-acteur.

La séparation à la source de l'urine recèle ainsi le potentiel de modifications profondes du système qui l'accompagne :

- peut-on encore considérer les urines comme un déchet, au sens du Code de l'Environnement, à savoir « tout bien [...] dont le détenteur se défait [...] » (article L 541-1-1), à partir du moment où l'utilisateur conserve ses urines dans une citerne au pied de son bâtiment en vue de les valoriser ?
- comment s'opère la division du travail et comment est défini le contrat social entre les citoyens et les services publics de gestion de ces déchets/ressources quand une interface usager comme celle de la toilette à séparation d'urine nécessite un investissement de l'utilisateur pour garantir le bon fonctionnement de la chaîne de gestion qui suit ?

Ces questions s'insèrent dans un contexte où elles font écho à d'autres modifications en cours des services publics d'eau, d'assainissement et des déchets avec des pratiques comme le tri des déchets solides, le compostage local des biodéchets, la réutilisation des eaux ménagères, l'utilisation des eaux de pluie, etc. On assiste finalement à une forme de réinvestissement des citoyens dans des champs précédemment dévolus à des services techniques et où le comportement des usagers n'était pas de nature à remettre en cause le fonctionnement de ces services publics²⁷⁹. Après « l'invention des déchets urbains » de la fin du XIX^e siècle, la logique de la transition vers une économie circulaire du début du XXI^e siècle ne trouverait-elle pas une résolution par une « abolition des déchets urbains » ? Il reste encore à trouver les modalités de sa mise en place mais, comme quelques abolitions précédentes auxquelles on peut penser (abolition de l'esclavage, abolition de la peine de mort, etc.), l'abolition des déchets urbains peut à la fois paraître inconcevable dans le contexte actuel et à la fois être la source de nouvelles formes d'organisations sociales.

Si l'on analyse le positionnement de la séparation à la source de l'urine sur les sept dimensions du régime socio-technique actuel mises en exergue par Geels (2002 – cf. section 5.2.3), on constate :

- pour les technologies, un foisonnement de technologies potentielles en émergence (cf. chapitre 4.2) ;
- pour le positionnement des usagers, à travers leurs pratiques et la dimension culturelle et symbolique associée à ces technologies, des postures *a priori* très variées en fonction des usagers (Annexe 3) ;

²⁷⁹ On peut voir un autre exemple d'émergence de ce réinvestissement citoyen dans les urines avec l'économie des urines mise en place autour du Rich Earth Institute aux États-Unis (<http://richearthisstitute.org/>).

- pour les marchés, l’opportunité (ou le risque) de l’émergence de nouveaux marchés ;
- pour la structure et les stratégies des réseaux industriels, des possibilités d’appréhension très diverses en fonction des industries et de leur positionnement par rapport à ces marchés. On pourra trouver des résistances par le danger que représente toute niche vis-à-vis du régime socio-technique établi comme on trouvera des acteurs porteurs de cette transition, en particulier ceux qui seraient acteurs des nouveaux marchés entourant la séparation à la source de l’urine ;
- pour les infrastructures, une difficulté de mise en place sur les infrastructures existantes qui place *a priori* la séparation à la source de l’urine sur le temps long de la construction de nouveaux bâtiments et de reprise des bâtiments existants ;
- pour les régulations politiques sectorielles, un contexte actuel *a priori* favorable mais des évolutions nécessaires de long terme ;
- enfin, pour les savoirs scientifiques et techniques, la situation française est aujourd’hui clairement celle d’un niveau de compétence général très faible qui nécessite une attention particulière à l’appropriation des spécificités de la séparation à la source de l’urine par les différents acteurs de la chaîne de gestion (usagers, plombiers, aménageurs, architectes, etc.).

Afin de pouvoir décliner les résultats de cette analyse dans une contextualisation territoriale, nous avons encadré le travail de quatre étudiants du Mastère de Politique et Action Publique pour un Développement Durable qui a permis d’explorer les possibilités de création de chaînes de gestion des urines sur le territoire du plateau de Saclay (Crolais *et al.*, 2016). Dans ce cas d’analyse territoriale de scénarios de séparation à la source de l’urine, il s’est avéré que l’éventail des possibilités de mises en œuvre était *a priori* très large avec onze scénarios envisageables qui sont ressortis des enquêtes réalisées auprès des acteurs. Nous avons déjà indiqué en conclusion de la section 5.2.3 que le monopole du tout-à-l’égout n’était pas confronté à l’émergence d’une unique solution technique alternative qui serait susceptible de devenir également monopolistique mais à un ensemble d’alternatives actuellement en émergence. La séparation à la source de l’urine en constitue une et permet d’envisager une nouvelle variété de systèmes socio-techniques dont les possibilités de mise en place vont relever de la compatibilité de l’option socio-technique en question avec les différentes caractéristiques locales de sa mise en place (échelles concernées, type d’habitat, type de population, portage politique, investissement des usagers, etc.).

Dans le chapitre suivant (chapitre 5.4), nous proposons ainsi de décrire quelques réalisations possibles de mise en place de séparation à la source de l’urine dans l’agglomération parisienne, dont il nous

semble qu'elles peuvent s'insérer dans le contexte socio-technique que nous avons décrit dans ce chapitre 5.3.

5.4. Scénarios de transition socio-écologique

Au vu de la très grande variété de scénarios envisageables issus des analyses que nous avons menées dans les quatrième et cinquième parties de cette thèse, nous choisissons de nous concentrer sur trois récits fictifs. Ils illustrent comment la transition socio-écologique par la séparation à la source de l'urine est susceptible de pouvoir émerger (section 5.4.1). Nous choisissons volontairement de construire ces scénarios en cohérence avec une évolution des systèmes alimentation/excrétion vers le scénario bio-autonome-demitarien dont nous avons montré en quoi son couplage avec la séparation à la source de l'urine pouvait faire sens et faire système (cf. sous-section 4.2.6.2). Après la présentation de ces trois récits fictifs, nous évaluerons les caractéristiques d'un système alimentation/excrétion envisageable pour l'agglomération parisienne suivant une trajectoire socio-écologique allant vers la circularité.

5.4.1. Récits de séparation à la source de l'urine

Pour présenter ces trois récits fictifs de séparation à la source de l'urine, nous choisissons de les relater sous la forme de questions/réponses entre une personne qui cherche à se renseigner sur la démarche de séparation à la source de l'urine mise en place et une personne qui témoigne de cette mise en place. Les trois récits sont construits selon l'intérêt et la cohérence qu'ils présentent, au vu de l'analyse effectuée tout au long de cette thèse, pour constituer une illustration d'une amorce possible de transition socio-écologique de l'agglomération parisienne vers la circularité. Ils intègrent autant que possible toutes les facettes socio-techniques impliquées et portent chacun sur trois échelles de mise en œuvre possibles : le premier récit se place à l'échelle du domicile et se rapproche ainsi du projet Azuradom ; le second à l'échelle du bâtiment comme le projet Azuris ; le dernier se situe à l'échelle du quartier.

5.4.1.1. Premier récit : l'engagement d'un citoyen membre de l'association

4981

- « Monsieur, apparemment vous faites partie de ce nouveau groupe de citoyens qui n'envoient plus leurs urines à l'égout ?
- Oui, autant que possible, j'ai décidé de limiter l'envoi de mes urines à l'égout et de chercher à les recycler en agriculture. Je suis locataire d'un petit appartement, au sein d'un immeuble de plusieurs étages, dans un quartier dense du centre-ville de Paris. Autant vous dire que presque toutes les difficultés sont réunies pour ce projet ! Je ne peux pas apporter de modifications aux toilettes de mon appartement, encore moins aux canalisations de

l'immeuble et je dois traverser l'agglomération parisienne sur plus de vingt kilomètres avant d'accéder à la première surface productive d'au moins 300 m² qui pourrait éventuellement me permettre la valorisation de mes urines.

- Alors comment avez-vous procédé ?
- J'ai d'abord cherché un moyen de concentrer mes urines, ce qui faciliterait à la fois le stockage chez moi et le transport. Malheureusement je n'ai rien trouvé de simple à réaliser moi-même. J'ai vu sur le site de l'association 4981 – c'est le nom de l'association qui fédère ceux qui n'envoient plus leurs urines à l'égout, vous aurez reconnu la date de la loi tout-à-l'égout inversée – que des équipes suisses et suédoises réalisaient la stabilisation des urines par une base (chaux ou cendre) avant leur séchage mais c'est un peu compliqué à construire chez soi et ils ne le vendent pas pour les particuliers. Je pense qu'à l'avenir j'essaierai de me construire un petit stabilisateur-sécheur d'urine rudimentaire, peut-être plutôt à l'acide pour éviter les pertes d'ammoniac. En attendant, j'ai découvert que des voisins du quartier faisaient déjà collecter leur urine brute, simplement stockée, alors j'ai décidé de faire au plus simple et de me joindre à eux.
- Comment faites-vous concrètement ?
- Je me suis procuré un urinoir sec portable, un produit qui vient tout juste d'être conçu par des adhérents de 4981 et j'en suis un des testeurs. C'est tout simple : une interface en plastique, un siphon sec et une outre de dix ou vingt litres qui se gonfle au fur et à mesure du remplissage. Le tout tient sur 0,05 m² : même dans un cabinet de toilette parisien ça rentre !
- Et ça ne sent pas mauvais ?
- Le siphon sec bloque très bien les odeurs qui pourraient venir de l'outre où sont stockées les urines. Le matériau de l'interface est conçu pour que les gouttelettes d'urine ruissellent au maximum. En outre, ils testent également un couvercle pour être sûr de ne pas avoir d'odeurs ainsi que pour l'esthétique.
- Bon, vous m'invitez dans vos toilettes pour que je me rende compte si vous dites vrai ! Et quand l'outre est pleine, que faites-vous ?
- J'ai opté pour l'outre de vingt litres et constaté qu'il me faut environ un mois et demi pour la remplir. Je dois donc prendre une demi-heure toutes les six semaines pour la vidanger. Alors je la détache de l'urinoir et je la descends à la cave.
- Vous êtes plutôt bien loti, vous avez une cave ! Et j'espère que vous avez aussi un ascenseur !
- Oui, ce serait plus difficile sans cave. Il se trouve que mon immeuble est équipé d'un ascenseur donc je me fatigue peu. Mais j'ai lu que les parisiens produisent en moyenne un

kilogramme d'ordures ménagères par personne et par jour : ils doivent bien trouver un moyen de les descendre de chez eux ! Moi j'ai réduit considérablement mes déchets alors ça s'équilibre au total et mes urines sont comme une nouvelle poubelle de tri à descendre toutes les six semaines. En tout cas, ça ne prend pas trop d'espace dans la cave : quatre fûts bleus de 60 L chacun soit 40 cm par 80 cm au sol et 1,30 m de haut.

- Pourquoi stocker l'urine dans des fûts bleus et ne pas la transporter directement à l'endroit où elle serait valorisée ?
- Ça pourrait être une option. Je n'ai pas de voiture donc il n'est pas facile pour moi de sortir mes urines de Paris. J'avais également pensé à des filières locales. Tant que cette pratique est très peu répandue, il y a encore quelques niches de valorisation envisageables : l'agriculture urbaine, les espaces verts, etc. Mais je n'ai rien trouvé de pratique dans le quartier pour l'instant. Alors je me suis joint à la filière déjà en place de mes voisins et je trouve que c'est un bon compromis entre le coût économique et le temps consacré. Ils font appel à l'entreprise qui collecte l'urine des nouveaux urinoirs publics du métro de Paris pour la valoriser en agriculture. Comme cette entreprise utilise des fûts bleus de 60 L, c'est ce mode de stockage en cave que j'ai privilégié. Avec quatre fûts, ça me permet de tenir facilement une année.
- Et alors que donne votre compromis entre le coût économique et le temps consacré ?
- Eh bien en termes de temps consacré, je gère moi-même au niveau de mon stockage : cela me prend donc environ une demi-heure toutes les six semaines. Et pour le transport, le stockage avant épandage et l'épandage, j'ai tout sous-traité donc j'y consacre peu de temps moi-même. Nous nous synchronisons avec quatre autres voisins pour faire venir l'entreprise de collecte et je paye 25 € pour un enlèvement annuel. Sachant que nous payons environ 100 €/an pour dénitrifier nos urines ou pour incinérer nos biodéchets – la facture globale du service public de notre assainissement ou de nos ordures ménagères –, je me dis qu'à quelques-uns, on arrive à un coût très raisonnable pour un résultat qui me convient beaucoup plus ! Un peu comme pour le compostage local des biodéchets finalement.
- Oui mais les 100 € de facture de l'assainissement ou des ordures ménagères ne concernent pas que les urines ou les biodéchets.
- Bien sûr, je voulais surtout donner un ordre de grandeur de comparaison. En tout cas, je ne pensais pas pouvoir payer seulement deux euros par mois pour recycler mes urines en plein cœur de Paris avec un système aussi simple monté avec quelques voisins motivés. Deux euros par mois ! C'est de la roupie de sansonnet !
- Vous voudriez que tout le monde fasse comme vous en fait ?

- Je ne veux pas particulièrement que tout le monde fasse comme nous. Notre système fonctionne aussi ainsi parce qu'il est à petite échelle et je pense qu'il faudrait mettre d'autres choses en place s'il devait fonctionner à plus grande échelle.

J'ai été assez marqué par la lecture du livre *Ce à quoi nous tenons* d'Émilie Hache²⁸⁰. Face à l'importance et à l'urgence d'agir vis-à-vis de la crise écologique globale que vit aujourd'hui l'humanité, cette philosophe met en garde contre l'attitude qui consisterait à dire « ce qu'il faudrait faire » et à faire culpabiliser ceux qui ne font pas « comme il faudrait ». Je la rejoins dans son analyse et je pense qu'il s'agit d'un écueil. Avant toute chose, à mon sens, il importe de sentir le tragique de la situation²⁸¹.

- Sentir le tragique en allant aux toilettes ? On croirait que vous plaisantez !
- Pas du tout. Avec la crise écologique globale, on peut sentir le tragique dans presque toutes les actions de sa vie : prendre une voiture, allumer un radiateur ou une lumière, manger un steak, utiliser un ordinateur, etc. Comme pour toutes ces actions, aller aux toilettes pose des questions quant à la soutenabilité de la façon dont on procède dans notre société aujourd'hui. Notre système d'assainissement doit à mon sens évoluer pour être soutenable. Or cela fait plus d'un siècle que notre système d'assainissement s'est développé pour devenir ce qu'il est. On ne pourra pas claquer des doigts et espérer qu'il devienne soutenable du jour au lendemain. Et en attendant, il faut bien aller aux toilettes !
- Alors comment sent-on le tragique ?
- Chacun à sa manière, comme il le peut surtout ! Pour ma part, je ressentais surtout initialement le tragique du déversoir d'orage et des mauvais branchements, quand les égouts se rejettent directement en rivière, et je me sentais assez impuissant. Et puis j'ai senti le tragique de la linéarité de la gestion de nos urines aujourd'hui, renforcé par le tragique du plan d'épandage des eaux d'égout de l'agglomération parisienne, qui a effectivement permis une circularité pour Paris – pendant si peu de temps ! – mais qui a aussi contaminé des sols agricoles du fait du mélange des urines, dans les eaux d'égout, avec d'autres éléments qui n'ont rien à voir avec le système alimentation/excrétion comme la plupart des métaux.
- Et vous êtes donc allé plus loin que simplement sentir le tragique ?
- Nous partageons tous une forme de responsabilité face à la crise écologique globale. La question principale c'est « comment répondre ? ». Sur ce problème de linéarité, mon

²⁸⁰ Hache, 2011.

²⁸¹ Émilie Hache se réfère elle-même aux travaux de William James.

parcours, ma sensibilité, mes connaissances ont fait que j'ai pu dépasser ce tragique et trouver une forme de réponse que je peux mettre en œuvre à mon échelle. Mais je ne suis pas nécessairement si satisfait pour autant. Par exemple, je n'ai pas encore trouvé de réponse au problème posé par le transport de mes urines en véhicule essence : j'en ressens encore le tragique.

Certains font venir leur eau de boisson par camion depuis les Pyrénées et rejettent leurs urines dans un tuyau. Je ne porte pas de jugement sur ces modes de vie qui sont aussi des formes de réponses (à une crainte de contamination, à une préférence gustative, à un confort de vie, etc.). Moi je bois l'eau de mon territoire apportée par tuyau et je fais transporter mes urines par camion. Je suis content de témoigner de ce que ma compréhension du problème de soutenabilité du tout-à-l'égout me *fait* faire. Mais je ne saurais pas dire ce qu'il *faut* faire.

- Merci pour votre témoignage. Une dernière question : et vos matières fécales, qu'en faites-vous ?
- J'en suis encore au stade du tragique. Je ne suis pas satisfait que les rivières soient contaminées par mes matières fécales mais je n'ai pas encore pu y répondre, comme je ne réponds pas non plus à des dizaines d'autres tragiques écologiques de ma vie quotidienne. Mais beaucoup de personnes apportent des réponses et c'est ce qui nous permet collectivement d'avancer. Petit à petit. »

5.4.1.2. Second récit : ici on mange bio et on urine bio

- « Madame, vous faites partie d'une organisation qui a mis en place une collecte d'urine ?
- Tout à fait. Nous devons réaménager nos locaux qui étaient vétustes et comme nous travaillons sur l'alimentation et l'environnement, il nous a paru important que nos toilettes reflètent nos préoccupations. Lors des réunions du personnel pour discuter de ce réaménagement, l'idée de mettre en place une collecte sélective des urines a très rapidement émergé.
 - Comment vous y êtes-vous pris concrètement ?
 - Nous avons la chance d'avoir des gaines techniques dans le bâtiment donc il nous a paru très simple de mettre des tuyaux descendants de collecte d'urine jusqu'au sous-sol et deux cuves de stockage. Toutefois, aucune des toilettes à séparation d'urine existantes ne nous convenait car elles présentaient toutes des taux de dilution important des urines et nous ne voulions pas faire transporter par camion des urines diluées.
 - Comment collectez-vous les urines alors ?

- Initialement, nous avons pensé ne séparer que les urines masculines par urinoir sec. Mais beaucoup de femmes ont considéré que ce n'était pas possible de réserver ce privilège aux hommes. Elles ont annoncé qu'elles iraient uriner chez les hommes avec un entonnoir féminin ! Alors nous avons installé des urinoirs aussi chez les femmes !
- Des urinoirs féminins ?
- Tout à fait ! Au début, nous avons pensé installer des urinoirs secs masculins et utiliser des entonnoirs féminins. Mais ça n'aurait pas été très pratique et nous avons fini par trouver une entreprise qui commercialise des urinoirs secs féminins. Ainsi les toilettes des femmes sont équipées, comme les toilettes des hommes, avec des toilettes unitaires d'un côté et des urinoirs secs de l'autre. Il a fallu apprendre à s'en servir initialement mais cela vient très vite et maintenant nous sommes toutes habituées. Ça me fait même bizarre maintenant dans les toilettes publiques de ne pas pouvoir utiliser un urinoir ! Encore une marque d'inégalité hommes/femmes de notre société !
- Ce n'est donc pas si compliqué de séparer les urines, pour les hommes et pour les femmes alors ! Et que deviennent vos urines ?
- Nous nous sommes mis d'accord avec un agriculteur bio en polyculture/élevage qui stocke déjà du lisier animal et qui stocke désormais aussi nos urines sur son exploitation. À deux cents personnes, nous produisons environ 25 m³ d'urine par an. Dans son mode de fertilisation variée et raisonnée, nous contribuons ainsi à la fertilisation d'environ quatre hectares de céréales²⁸².
- Mais est-il conforme au cahier des charges de l'agriculture biologique d'épandre des urines humaines ?
- Vous savez, il y a la loi et il y a l'esprit de la loi. Ce qui est sûr c'est que ça nous semble correspondre à l'esprit de l'agriculture biologique car cela s'inscrit dans le principe d'écologie et c'est même la seule façon de réellement boucler les boucles de l'agriculture sur les nutriments. Dans le cahier des charges de l'agriculture biologique, il y a écrit que les excréments d'animaux liquides sont autorisés s'ils ne proviennent pas d'élevages industriels²⁸³. Nous avons donc créé une charte pour nos toilettes qu'il faut signer et dans laquelle chacun doit préciser, en son âme et conscience, s'il considère qu'il provient d'un élevage industriel. Si la réponse est positive, il n'est pas possible d'utiliser les urinoirs.

²⁸² Hypothèses de calcul : 600 mL d'urine par personne et par jour, 5 gN/L, 200 jours travaillés par an, contribution des urines à hauteur de 30 kgN/ha/an, le reste de la fertilisation étant endogène à l'exploitation.

²⁸³ Cf. sous-section 4.2.6.2.

- Si je comprends bien, c'est comme quand on doit valider des conditions d'utilisation avant de se connecter à un réseau sans fil, chez vous il faut valider les conditions d'utilisation des toilettes ?
- Exactement ! Mais nous permettons tout de même à ceux qui ne signent pas la charte d'utiliser les autres toilettes. Ce sont majoritairement des toilettes sèches reliées à une fosse de stockage au sous-sol donc même ceux qui se sentent en élevage industriel peuvent recycler leurs urines et matières fécales... mais pas aussi efficacement et pas en agriculture biologique !
- Et que disent les organismes certificateurs de l'agriculture biologique au sujet de votre charte sur l'élevage industriel des humains ?
- Ils ont beaucoup apprécié ! Notre cantine sert à 80 % des aliments provenant de l'agriculture biologique et ils ont compris que cela s'inscrivait dans une démarche globale. Alors ils ont sollicité l'Union Européenne... qui a accepté notre démarche à titre expérimental !
- Vous pensez que votre projet est reproductible ?
- Bien sûr. Il y avait déjà quelques bâtiments comme le nôtre mais personne n'avait fait de démarche auprès des organismes de certification biologique. Maintenant que nous avons eu cette autorisation officielle, je crois que beaucoup de personnes vont s'y mettre également car ils ont bien conscience de la cohérence à manger bio et à uriner bio ! D'ailleurs, pour la deuxième année de fonctionnement de notre collecte d'urine, nous avons recueilli beaucoup plus d'urine que l'an dernier parce que certaines personnes se sont mises à collecter leur urine à domicile et à l'apporter au travail ! La collecte d'urine s'étend, petit à petit. »

5.4.1.3. Troisième récit : la première commune en séparation à la source de l'urine de France

- « Madame, on parle beaucoup de vous car vous êtes élue dans la première commune de France qui a mis en place la collecte sélective d'urine pour deux mille personnes. Pouvez-vous nous expliquer comment cela s'est passé ?
- Je crois que c'était surtout un concours de circonstances. Notre commune est jumelée avec une commune suédoise où la collecte sélective d'urine est pratiquée depuis plus de vingt ans. Beaucoup d'habitants avaient donc déjà entendu parler de la collecte sélective d'urines. Alors quand nous avons décidé de construire un nouveau quartier mixte à la place du grand centre commercial et de son parking immense, il y a eu de nombreuses propositions pour mettre en place cette collecte.
 - Comment avez-vous procédé ?

- Le deuxième concours de circonstances c'est que notre commune est également le siège social d'un fabricant de toilettes. Or aucun modèle existant ne nous convenait et le fabricant de toilettes de la commune a proposé de créer un nouveau modèle de toilettes qui permette de collecter les urines à sec tout en conservant la chasse d'eau pour les matières fécales. Ils ont eu une idée géniale pour réaliser cette séparation, à laquelle personne n'avait encore pensé jusqu'alors. Et ça fonctionne très bien !
- Alors tous les bâtiments sont équipés de toilettes à séparation d'urine ?
- Tout à fait. Le premier bâtiment construit était une résidence étudiante et les jeunes se sont parfaitement approprié cette collecte sélective. Dans la résidence, il y a un responsable compost et un responsable urine comme il y a un responsable soirées et un responsable sport. Dans les habitations qui ont été construites après, nous avons même laissé la possibilité d'installer également, dans les cabinets de toilette, des urinoirs secs mixtes hommes/femmes. La commune a aussi mis en place un service de maintenance des canalisations d'urine, pour le réseau public mais également chez l'habitant.
- Et que deviennent les urines ?
- Nous avons installé un petit réseau de collecte par tuyau pour ce nouveau quartier. En tout deux mille personnes sont désormais connectées. Il y a deux zones de regroupement d'urines ce qui permet de limiter la collecte à deux cents mètres maximum²⁸⁴. À chaque point de regroupement des urines, il y a une petite unité de stabilisation et concentration des urines qui produit 35 m³ d'urines concentrées par an²⁸⁵. Elles sont livrées à quatre exploitations agricoles voisines qui fertilisent ainsi deux cents hectares²⁸⁶.
- Et comment ce système est-il financé ?
- Nous avons proposé à l'Agence de l'Eau et à l'ADEME de tester une expérimentation de dispositif fiscal incitatif sur l'économie circulaire. La facture d'assainissement est désormais déconnectée de la facture d'eau : son montant est assis sur la surface habitable. Quand les foyers participent à une collecte sélective d'urine, ils reçoivent une rétribution sous la forme d'avoirs en produits agricoles auprès des producteurs bio et locaux. Suite à une proposition citoyenne, la quasi-totalité des habitants redistribue finalement ces avoirs pour les personnes en situation précaire ce qui fait que les bénéfices de la collecte sélective nous permettent finalement de financer de l'aide aux plus démunis.

²⁸⁴ Hypothèses de calcul : densité de 10 000 pers/km² ce qui donne deux disques de 175 m de rayon chacun.

²⁸⁵ Hypothèses de calcul : 1,3 L/pers/j d'urine, 75 % d'efficacité de collecte et concentration par dix des urines.

²⁸⁶ Hypothèses de calcul : 11 gN/pers/j et contribution à la fertilisation à hauteur de 30 kgN/ha/an.

- Et quels sont vos projets pour les autres habitants de la commune ?
- Nous imaginons développer progressivement la collecte sélective d'urines. Certains sont aussi intéressés par l'installation de toilettes sèches car la nouvelle facture assainissement permet aux foyers de faire des économies quand les toilettes ne sont plus connectées au tout-à-l'égout. Mais c'est surtout la collecte sélective d'urines qui est incitée et nous pensons pouvoir progressivement installer des collectes sélectives d'urine pour toute la commune. Ça prendra du temps mais ça se fait petit à petit. »

5.4.2. Prospective de transition socio-écologique de l'agglomération parisienne

Les trois récits fictifs que nous avons présentés dans la section précédente (section 5.4.1) avaient pour but d'illustrer en quoi des initiatives de séparation à la source de l'urine paraissent aujourd'hui envisageables sur le territoire de l'agglomération parisienne. L'analyse effectuée dans les trois premiers chapitres de cette partie a montré que le contexte de l'agglomération parisienne est aujourd'hui favorable à cette émergence mais que les différentes chaînes de gestion envisageables doivent être adaptées en fonction des contextes socio-techniques locaux et des caractéristiques des projets concernés en termes d'échelles de mise en œuvre, de modèle économique, de réglementation applicable, etc. Par ces trois récits, nous avons ainsi voulu montrer à chaque fois des formes d'émergence qui proviennent d'une volonté forte d'une entité locale, condition retrouvée dans la plupart des projets existants et qui nous semble nécessaire pour les premières réalisations d'un système aussi novateur. Nous avons également illustré la possibilité de ce montage à trois échelles différentes : un citoyen, une organisation de deux cents personnes, un quartier de deux mille habitants.

Toutes les facettes de ces trois récits n'ont pas été décrites avec minutie mais il nous semble que l'analyse que nous avons effectuée dans la quatrième et la cinquième partie de cette thèse montre leur plausibilité.

Sur cette base, il nous paraît donc possible de construire un scénario prospectif de transition socio-écologique de l'agglomération dans lequel la circularité de son système alimentation/excrétion augmenterait progressivement, principalement par la collecte sélective des urines. Par rapport aux trois récits de la section précédente (section 5.4.1), nous proposons donc ici d'effectuer deux changements d'échelles simultanés : un changement d'échelle spatiale en considérant la mise en place de collecte sélective d'urine à l'échelle de toute l'agglomération parisienne ; un changement d'échelle temporelle en se plaçant désormais sur le temps long.

Une prospective à large échelle spatiale et temporelle nécessite de se projeter dans des modifications importantes de l'agglomération parisienne dans son ensemble et la possibilité d'un tel scénario dépendra bien entendu des trajectoires socio-techniques et socio-écologiques des autres sous-systèmes de l'agglomération parisienne : système énergie, système eau, système transport, etc. Nous ne nous concentrerons ici que sur le cœur de notre caractérisation du système alimentation/excrétion, à savoir l'évaluation des flux d'azote, phosphore et potassium. Nous n'entrerons donc pas dans le détail de l'évolution de l'interaction entre le système alimentation/excrétion et celle des autres sous-systèmes mais nous préciserons, dans leurs grands traits, les orientations socio-techniques envisageables qui peuvent correspondre au scénario prospectif que nous décrivons.

5.4.2.1. Hypothèses d'un scénario prospectif de transition vers la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

Sur la base des analyses réalisées tout au long de cette thèse, voici les principales hypothèses sur lesquelles repose notre scénario de transition socio-écologique de l'agglomération parisienne vers la circularité de son système alimentation/excrétion.

Le système socio-technique qui accompagne l'émergence de la circularité est la séparation à la source de l'urine. Les premières années voient le développement d'initiatives locales, dans l'esprit de celles que nous avons décrites dans nos trois récits fictifs (cf. section 5.4.1). Elles sont rendues possibles par l'implication forte d'acteurs locaux pionniers et diffusent principalement à petite échelle (individus, bâtiments) et encore assez secondairement à plus large échelle (quartier, commune). Elles sont principalement le fait d'opportunités liées à la construction ou à la reconstruction de bâtiments ou de quartiers, mais certaines initiatives locales sont également opérées sur des bâtiments existants.

La phase de mise en œuvre par des pionniers serait suivie par une phase de diffusion beaucoup plus large au sein de la société. Le principal facteur limitant la vitesse de diffusion de la séparation à la source serait la difficulté de reprise des bâtiments existants. La phase de diffusion serait rendue possible par la conjonction de multiples facteurs dont :

- une volonté et un soutien politiques aux niveaux local et national, voire européen, dans le cadre de l'établissement d'une politique intégrée des nutriments et d'une réforme plus générale des systèmes alimentation/excrétion vers un scénario bio-autonome-démocratique et des systèmes de gestion des urines et matières fécales circulaires ;
- un encadrement réglementaire incitatif voire progressivement contraignant ;
- une régulation économique (taxes, crédits d'impôt, etc.) incitative, en particulier par le fait d'une traduction économique des externalités positives ;

- une évolution culturelle du rapport à nos excréments, facilitée initialement par le cantonnement à la séparation à la source de l'urine, sans modification des modalités de gestion des matières fécales ;
- un développement des compétences des différents acteurs sur les modalités de mise en œuvre de la séparation à la source de l'urine.

Deux exemples de diffusion de changements de pratiques dans le secteur du bâtiment nous semblent pouvoir illustrer la façon dont cette transition peut se dérouler dans l'agglomération parisienne. D'une part, l'exemple de la valorisation des biodéchets alimentaires. La mise en œuvre en France a commencé par ne concerner, de manière obligatoire, que les très gros producteurs de biodéchets, puis a été progressivement étendue entre 2012 et 2016 à des producteurs de moins en moins gros²⁸⁷. Dans le même temps, de nombreuses initiatives locales ont émergé, parfois accompagnées par les pouvoirs publics (de nombreuses communes soutiennent ainsi le compostage individuel ou collectif par des subventions, des accompagnements, des formations, et.). Et la diffusion à l'ensemble de la population a ensuite été prévue réglementaire pour 2025²⁸⁸.

On peut ainsi imaginer une phase durant laquelle cohabiteraient des initiatives locales et une incitation voire une obligation de collecte sélective des urines pour les gros producteurs (urinoirs masculins déjà existants des lieux de passage ou d'événementiel tels que aéroports, stades, gares, salles de spectacles, etc.). Ces gros producteurs représentent en effet des lieux pour lesquels les bénéfices globaux de la collecte sélective des urines sont assez évidents : économies d'échelle par la mutualisation des équipements auprès d'un très grand nombre de personnes, simplicité pour l'utilisateur de la collecte sélective d'urines sur urinoirs secs masculin²⁸⁹, gestion du système par une entité spécialisée, bénéfices pour les stations d'épuration de la baisse des teneurs en azote et phosphore, proximité éventuelle avec les zones de valorisation agricole²⁹⁰, etc. Puis cette diffusion pourrait être progressivement étendue aux producteurs de plus petite taille.

²⁸⁷ Article 204 de la loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement dite loi Grenelle 2, codifié à l'article L. 541-21-1 du code de l'environnement et précisé par la circulaire du 10 janvier 2012 de la ministre de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement relative aux modalités d'application de l'obligation de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs (NOR : DEVP1131009C).

²⁸⁸ Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte, article 70, alinéa V. I. 4°.

²⁸⁹ On peut imaginer un cantonnement initial aux urinoirs secs masculins.

²⁹⁰ On peut penser par exemple à l'aéroport Charles de Gaulle.

D'autre part, l'isolation thermique des bâtiments peut aussi être servir d'illustration. On retrouve en effet une problématique similaire à la collecte d'urines, à savoir la reprise de l'existant, qui limite beaucoup plus fortement que pour la collecte des biodéchets alimentaires la possibilité de mise en œuvre rapide. Dans le cas de l'isolation thermique des bâtiments, plusieurs mécanismes se conjuguent : des changements progressifs de la réglementation concernant les nouveaux bâtiments qui doivent garantir une bonne isolation thermique pour les nouveaux bâtiments (cf. les réglementations thermiques successives), des incitations à la reprise de l'existant par des crédits d'impôts pour les travaux d'isolation des particuliers, etc. On peut imaginer de la même manière une incitation voire une obligation réglementaire de collecte sélective d'urine sur les nouveaux bâtiments ou sur les reconstructions et dans le même temps des mécanismes incitatifs à la reprise de l'existant.

En outre, on peut imaginer que, dans une seconde phase, l'établissement d'une circularité puisse passer par d'autres chaînes de gestion de l'urine que celles que nous avons décrites comme socio-techniquement mûres actuellement (cf. quatrième partie et section 5.4.1). On peut par exemple imaginer le déploiement de systèmes totalement décentralisés, tels que développés actuellement par l'équipe de recherche de SLU (cf. sous-section 4.2.5.2). Dans ce cas, on peut beaucoup plus facilement envisager un déploiement sur les bâtiments existants puisqu'il n'y a aucun élément structurel à changer dans le bâtiment mais uniquement les toilettes individuelles et les modalités de collecte des produits du traitement décentralisé au niveau des toilettes. On se rapproche alors beaucoup plus d'une diffusion similaire à celle de la mise en place de collecte sélective de biodéchets alimentaires par camion plutôt que celle de l'isolation des bâtiments.

Parallèlement, on peut imaginer une évolution des stations d'épuration vers une plus grande circularité, en particulier par le traitement des flux concentrés de sortie de digestion, la mise en œuvre de collectes conjointes des urines et matières fécales non mélangées aux eaux ménagères avec des systèmes de gestion circulaires, etc. Selon les contextes locaux, de multiples solutions techniques peuvent être envisagées à l'avenir mais qui seraient, dans notre scénario, mises en œuvre à la condition qu'elles permettent une circularité intégrale dans l'idéal, et à défaut une circularité extractive portant au moins sur l'azote et le phosphore, voire le potassium.

Les hypothèses relatives à la gestion des urines et matières fécales que nous prenons pour notre scénario prospectif pour l'agglomération parisienne sont donc les suivantes :

- notre caractérisation du système alimentation/excrétion de Paris étant effectuée en 2013 dans le chapitre 3.2, nous nous plaçons ici en 2053. Nous considérons que les premières modifications interviennent en 2020 ;
- le taux d'accroissement de la population est stable à 0,5 % par an (cf. sous-section 5.3.1.2). Cela correspond à une nouvelle population de 1,9 million de personnes en

2053 par rapport à 2020 dont nous supposons qu'elle est entièrement logée dans des nouveaux bâtiments ;

- tous les nouveaux bâtiments résidentiels construits à partir de 2020 sont considérés comme équipés d'une collecte sélective d'urine²⁹¹. Pour le reste du résidentiel, nous supposons une reprise de l'existant à raison de 1 % par an entre 2020 et 2030, de 2 % par an entre 2030 et 2040 et de 2,5 % par an à partir de 2040²⁹² ;
- nous considérerons une efficacité de collecte des urines de 80 % en 2050. Le reliquat, c'est-à-dire les urines qui auraient pu être collectées mais qui ne le sont pas, est supposé être collecté par les égouts. Ce chiffre correspond à une hypothèse relativement optimiste au regard des systèmes socio-techniques existants aujourd'hui. Nous considérons d'une part qu'il constitue la résultante d'une croissance de l'efficacité de collecte sur 2020-2053 et d'autre part qu'il intègre des nouveaux systèmes socio-techniques à partir de 2030 pour lesquels on peut imaginer des efficacités supérieures de collecte par au moins trois voies combinées : par le comportement de l'utilisateur ; par une modification technique de l'interface utilisateur ; enfin par des modalités de gestion des matières fécales qui deviennent également circulaires, auquel cas ce chiffre de 80 % intègre une circularité sur les urines qui ne sont pas séparées à la source mais recyclées avec les matières fécales. Nous prendrons en conséquence des hypothèses plutôt prudentes sur la circularité des systèmes de gestion des matières fécales ;
- nous considérons une perte atmosphérique au stockage d'urine (ou éventuellement à la collecte ou au transport) de 5 %, ce qui est relativement élevé mais nous paraît prendre en compte la réalité du dysfonctionnement attendu de certaines des collectes sélectives d'urine qui seraient mises en place (ventilation inappropriée, stockage non étanche, etc.) ;
- pour les bâtiments non résidentiels, nous considérerons que la population y excrète en moyenne 30 % de ses excréments et que le taux d'équipement y est légèrement plus

²⁹¹ Ils peuvent également être équipés d'autres systèmes que la collecte sélective d'urine mais nous considérerons alors que ces systèmes sont d'une performance équivalente à celle de la collecte sélective d'urine.

²⁹² Les chiffres compilés par Jacquemet (1979) montrent une proportion moyenne de 1,1 % par an de nouvelles chutes de tout-à-l'égout par rapport aux autres modalités de gestion des urines et matières fécales dans la période 1885-1893 soit la décennie qui précède la loi tout-à-l'égout. Pour les deux décennies suivantes, la proportion des immeubles nouvellement connectés au tout-à-l'égout est en moyenne de 2,4 % par an.

élevé : toujours 100 % des bâtiments nouveaux à partir de 2020 et 2,5 % de reprise de l'existant à partir de 2020. L'efficacité de collecte y est également estimée à 80 %.

- enfin, pour le reliquat des excréments, à savoir les matières fécales, ainsi que les urines non collectées séparément, nous considérerons qu'ils rejoignent des stations d'épuration conventionnelles ou de nouvelles unités décentralisées, avec un taux de collecte de 97 % (cf. chapitre 3.2)²⁹³. Nous intégrons l'efficacité d'éventuelles nouvelles unités décentralisées circulaires dans une efficacité globale du système que nous considérons être de 30 % sur l'azote (typiquement par valorisation totale de l'azote des boues – aujourd'hui environ 10 % de l'azote entrant – et par valorisation de flux concentrés tels que les digestats)²⁹⁴, de 85 % sur le phosphore (typiquement par valorisation totale du phosphore des boues de station d'épuration avec un abattement à 85 %) et de 5 % pour le potassium. Cette mise en œuvre se fait progressivement à partir de 2030. Nous conservons une hypothèse plutôt basse sur les taux de recyclage de l'azote et du potassium au regard de l'absence de mise en œuvre aujourd'hui de gestion circulaire de l'azote ou du potassium en station d'épuration et pour contrebalancer l'hypothèse plutôt haute prise sur le taux de collecte de l'urine.

Par ailleurs, afin de développer l'analyse complète du système alimentation/excrétion au regard des critères de caractérisations développés dans la deuxième partie de cette thèse, il convient de prendre également des hypothèses sur les pollutions induites, sur la gestion des biodéchets, sur le régime alimentaire et sur le fonctionnement de l'hinterland agricole. Nous proposons de décrire brièvement ci-après ces hypothèses, en conformité avec le scénario bio-autonome-démocratique (Billen *et al.*, 2017a) et donc assez proche également du scénario Afterres 2050 (Solagro, 2017), pour l'azote uniquement :

- régime alimentaire sobre à 3,9 kgN/pers/an ingéré et 33 % de protéines d'origine animale ;
- gestion efficace des biodéchets avec un taux de biodéchets égal à 15 % ;
- gestion circulaire également sur les biodéchets avec un taux de recyclage de l'azote des biodéchets de 80 % ;

²⁹³ L'excrétion des différents nutriments dans les urines par rapport aux matières fécales est supposée être de 85 %, 65 % et 75 % respectivement pour l'azote, le phosphore et le potassium.

²⁹⁴ Une valeur supérieure à 30 % serait même aisément envisageable car l'augmentation du ratio DBO5/N en entrée de station d'épuration, consécutive à la séparation à la source de l'urine, induirait un taux de captation plus important de l'azote dans les boues.

- autonomie maximale de l'agglomération parisienne avec un recyclage de l'azote issu des biodéchets, des urines et des matières fécales sur les territoires voisins de l'agglomération parisienne qui sont son hinterland agricole nourricier ;
- pour la pollution, nous proposons de considérer que les égouts et stations d'épuration améliorent leurs performances et ne rejettent plus que 20 % de l'azote sous forme réactive (principalement sous forme de nitrates et secondairement d'azote réduit et de nitrites) ;
- enfin, nous supposons des systèmes agricoles biologiques intégrant polyculture et élevage pour lesquels le seul intrant azoté autre que les produits de recyclage urbains (et les boucles de recyclage internes agricoles) est la fixation symbiotique d'azote.

Les hypothèses agricoles choisies pour 2053 correspondent à des pratiques déjà réalisées aujourd'hui en agriculture biologique et sans difficulté technique majeure de mise en œuvre. Elles sont les suivantes :

- les apports de produits urbains issus des urines, des matières fécales, des eaux usées et des biodéchets sont fixés par les hypothèses indiquées préalablement. Ils sont épandus sur les terres arables ;
- l'efficacité de conversion azotée des animaux est fixée à 10 %, correspondant à l'efficacité actuellement observée en France en polyculture-élevage ;
- le taux de déchets d'abattage est le même que celui évalué pour 2013 (cf. sous-section 3.2.2.1) ;
- les animaux sont nourris pour moitié en prairie, pour moitié en fourrages produits localement ;
- les excréments animaux se font pour moitié directement en prairies, l'autre moitié se fait en bâtiment et elle est épandue sur les terres arables ;
- le taux de volatilisation de l'ammoniac des excréments est fixé à 10 % au champ et à 30 % en bâtiment ;
- la productivité des prairies est fixée à 50 kgN/ha/an ;
- la fixation symbiotique et les surplus en prairies ont été calculés suivant les mêmes ratios qu'aujourd'hui dans le Grand Est (cf. sous-section 3.2.2.1) ;
- la valeur asymptotique de la relation de productivité des terres arables en fonction de la fertilisation azotée totale (Y_{\max}) est fixée à 400 kgN/ha/an ;
- la lixiviation est nulle sur les prairies et égale à 70 % du surplus sur les terres arables ;

- l'assolement des terres arables correspond à des rotations comportant trois années sur huit de légumineuses fourragères qui fixent 300 kgN/ha/an en moyenne.

5.4.2.2. Un régime socio-écologique concevable du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne en 2053

L'illustration suivante montre une des possibilités de mise en œuvre de la collecte sélective d'urine dans notre scénario. Nous avons figuré une collecte locale par tuyau depuis les habitations jusqu'à une unité de concentration de l'urine. Les eaux usées (matières fécales, eau de chasse et eaux ménagères) sont toujours collectées par égout et envoyées vers les stations d'épuration existantes.

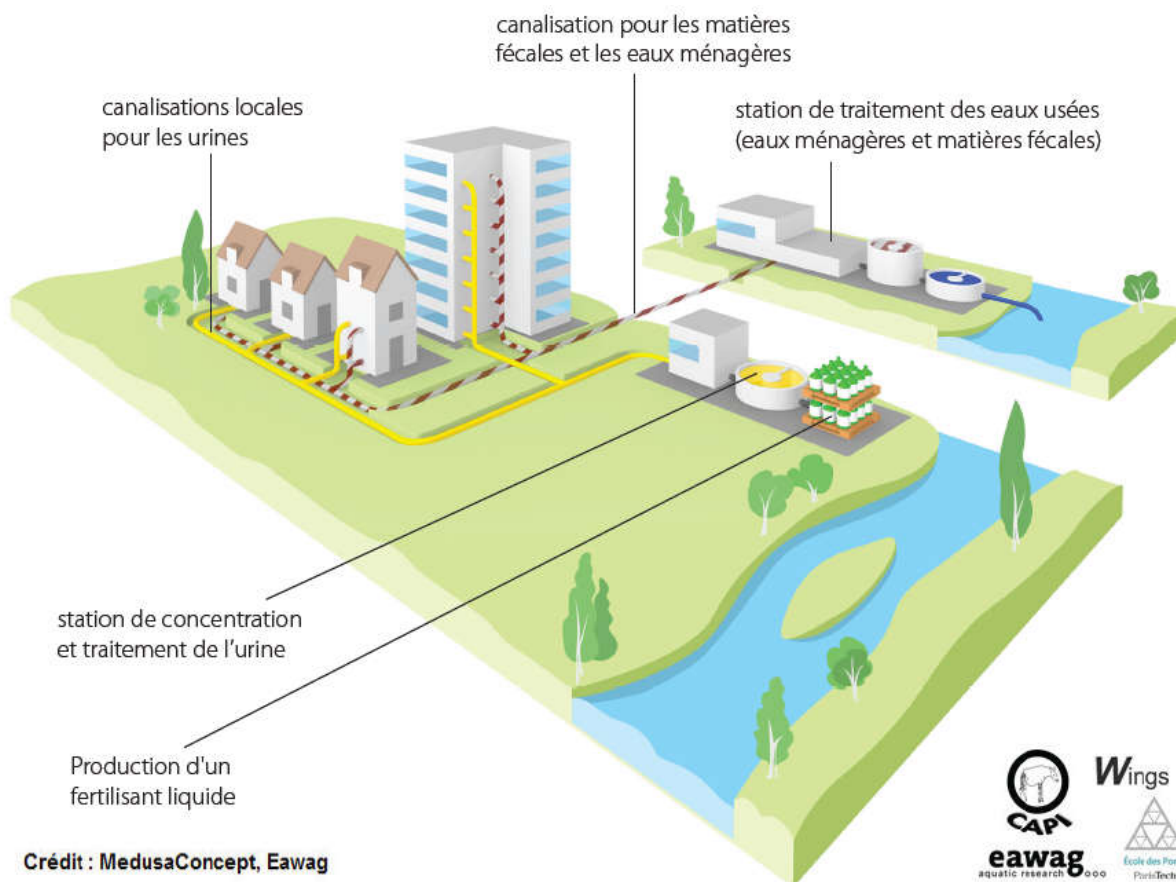


Figure 5.11 : Illustration du scénario Paris 2053.

Cette illustration montre le cas de la collecte sélective d'urine locale vers une unité de concentration.

Avec les hypothèses que nous avons proposées dans la sous-section précédente (sous-section 5.4.2.1), nous détaillons ici les caractéristiques du système alimentation/excrétion théorique résultant pour l'agglomération parisienne en 2053. On pourra se référer pour mémoire au chapitre 3.2 pour une analyse du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne en 2013.

69 % des bâtiments résidentiels et 86 % des autres bâtiments seraient équipés de systèmes de séparation à la source de l'urine. Les pourcentages totaux de récupération de l'azote, du phosphore et du potassium en fonction des sources (urines ou stations d'épuration) sont résumés dans le tableau suivant (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Taux de récupération de l'azote, du phosphore et du potassium des excréments humains pour l'agglomération parisienne en 2053, comparé à 2013.

Élément chimique \ Taux de récupération ^a	2013			2053		
	Sur urines	En station d'épuration	Total	Sur urines	En station d'épuration	Total
Azote	0 %	4 %	4 %	48 %	14 %	62 %
Phosphore	0 %	41 %	41 %	38 %	51 %	89 %
Potassium	0 %	2 %	2 %	44 %	3 %	47 %

^a Le taux de récupération est la proportion d'un élément excrété dans les urines et les matières fécales et qui se retrouve dans un produit épandu sur les terres arables.

Avec les hypothèses que nous avons prises, nous avons donc construit un scénario pour 2053 dans lequel le régime socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est devenu majoritairement circulaire. Les taux de circularité ont considérablement augmenté sur les trois éléments chimiques principaux.

Pour l'azote, les urines sont la source majoritaire de circularité avec plus des deux tiers des bâtiments de l'agglomération équipés de séparation à la source de l'urine et un taux résultant de récupération de l'azote des excréments humains de 48 %. Sur les 52 % restants, l'amélioration de la circularité des équipements de gestion des matières fécales entraîne une circularité résultante de 14 % en tout, ce qui donne un taux global de recyclage de l'azote des excréments humains de 62 %, à comparer à un taux de 4 % aujourd'hui.

Pour le phosphore, ce sont *a contrario* les stations d'épuration qui sont la source du recyclage le plus important. Cela s'explique d'une part par une proportion de phosphore moins élevée dans les urines par rapport aux matières fécales comparativement à l'azote et par l'hypothèse d'une circularité

beaucoup plus poussée des stations d'épuration sur le phosphore. Les urines participent tout de même de façon importante à ce recyclage, à hauteur de 38 %, amenant le taux de recyclage global du phosphore à 89 %. On notera que ce taux de recyclage ne diffère pas fondamentalement du taux de recyclage permis par une agglomération qui mettrait en œuvre aujourd'hui une précipitation poussée du phosphore en station d'épuration et une valorisation agricole totale de ses boues (cf. les quelques communes françaises mentionnées à la section 5.3.3). En revanche, par rapport à la situation de l'agglomération parisienne aujourd'hui, cela constitue plus qu'un doublement du taux de recyclage du phosphore.

Enfin, pour le potassium, la valorisation proviendrait presque exclusivement de la collecte sélective des urines et permettrait un taux global de valorisation de 47 %. Ce taux constitue un progrès considérable par rapport au taux actuel de 2 %.

Ces résultats peuvent également être combinés à l'analyse temporelle de la circularité de gestion des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne que nous avons effectuée à la section 3.1.4. La Figure 3.14 peut être ainsi prolongée comme illustré par la figure suivante (Figure 5.12).

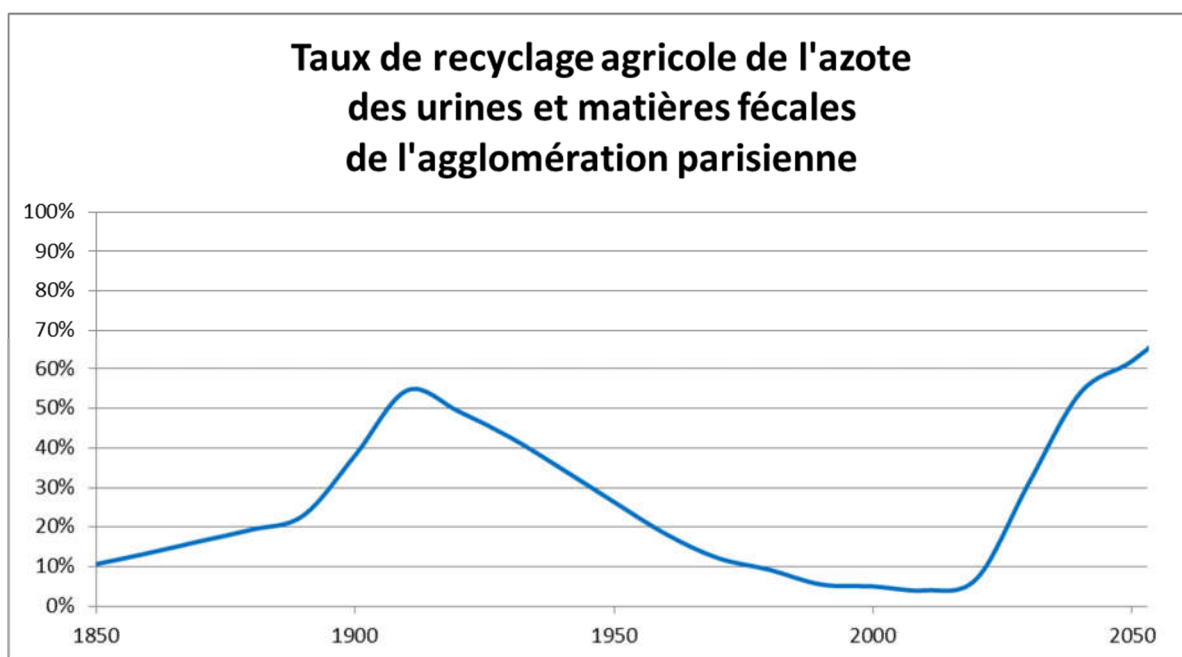


Figure 5.12 : Taux de recyclage agricole de l'azote des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne – 1850-2053

Les produits urbains issus des urines, des eaux usées et des biodéchets permettent respectivement un apport agricole de 1,8, 0,6 et 0,5 kgN/pers/an. Dans l'hinterland agricole, la fixation symbiotique d'azote est la voie principale d'entrée d'azote dans les systèmes agricoles. Le recyclage urbain permet de fournir 20 % de la fertilisation azotée des terres arables. La représentation GRAFS correspondante au niveau de l'hinterland agricole est la suivante (Figure 5.13).

Flux d'azote dans l'hinterland parisien 2053 (kgN/pers/an)

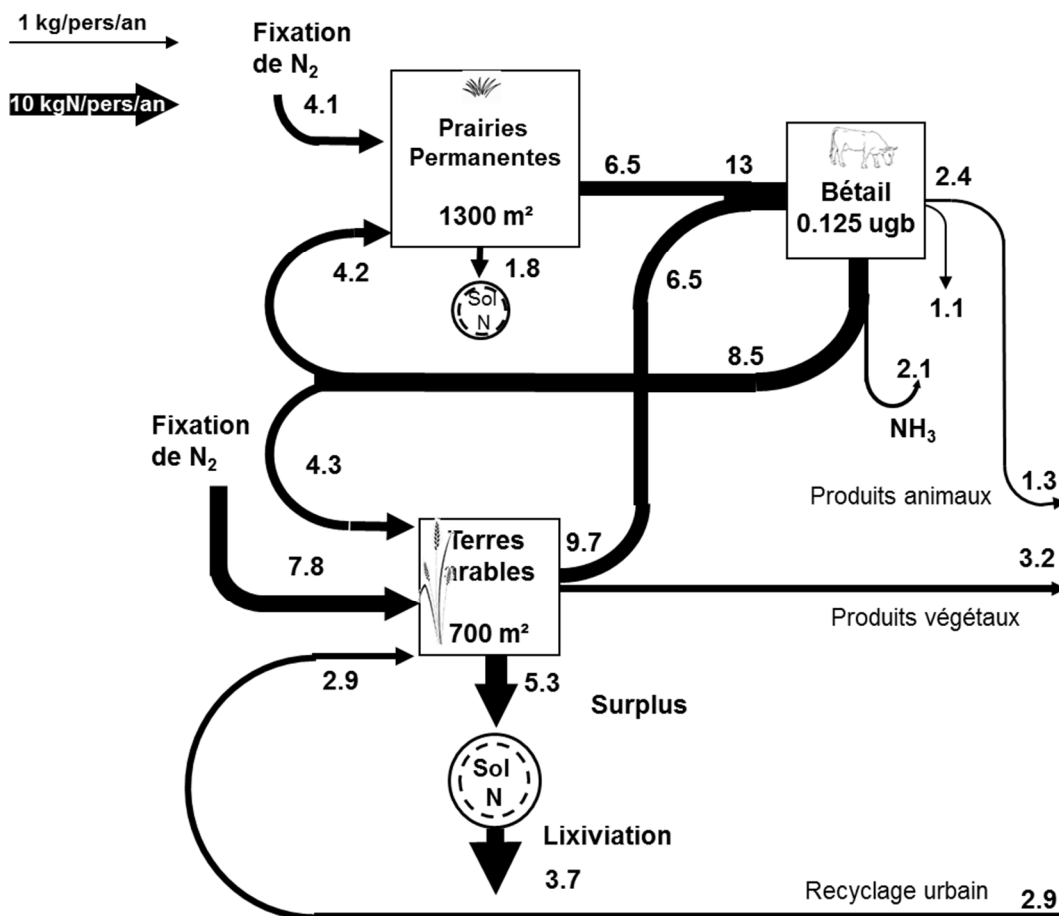


Figure 5.13 : Représentation GRAFS des flux d'azote de l'hinterland agricole parisien en 2053.

Les flux d'azote sont exprimés en kgN/pers/an.

Nous rappelons ci-dessous le résultat de la Figure 3.22 qui représentait le bilan de l'empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne en 2013 pour permettre aisément sa comparaison avec le bilan de l'empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne que nous obtenons en 2053 avec nos hypothèses (Figure 5.14).

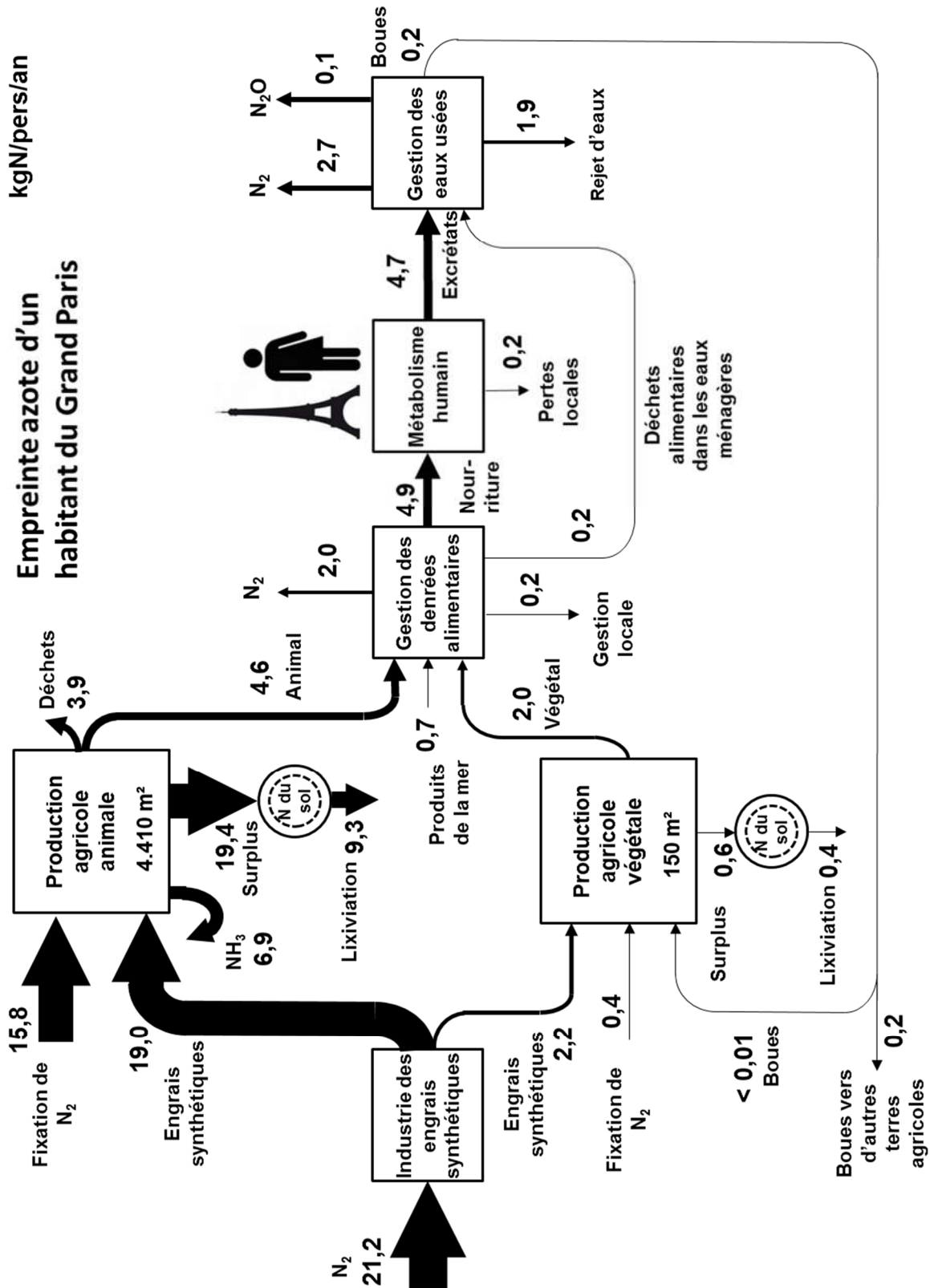


Figure 3.22 (rappel) : Empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne en 2013.

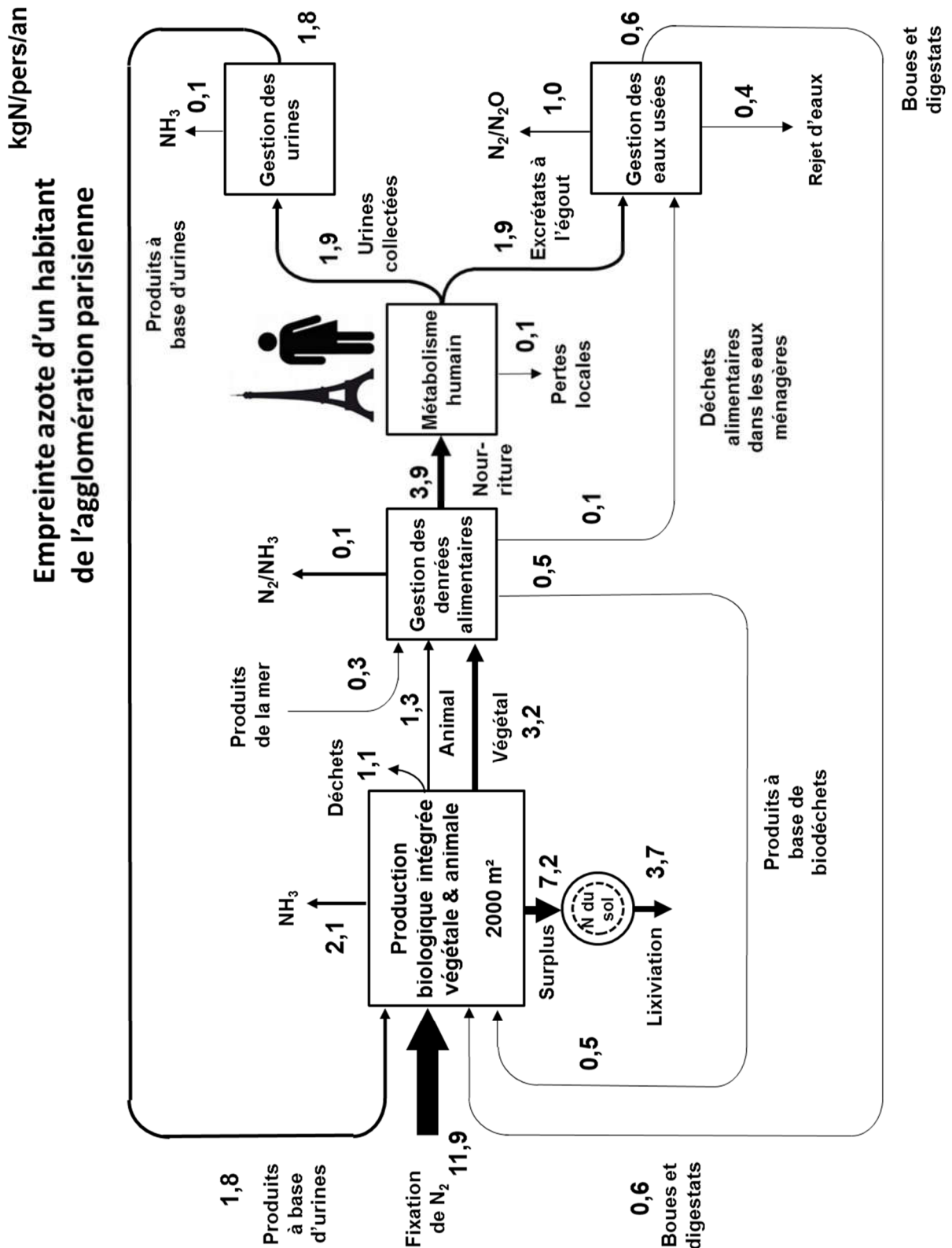


Figure 5.14 : Empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne en 2053.

Les mentions « urines collectées », « gestion des urines » et « produits à base d'urines » peuvent désigner des urines séparées à la source ou des systèmes de gestion conjointe des urines et des matières fécales.

Il apparaît ainsi qu'un tel régime socio-écologique est très nettement amélioré par rapport à 2013 sur l'ensemble des critères. Nous avons cherché à montrer visuellement les différences de fonctionnement. Ainsi nous avons intégré la production agricole végétale et animale dans une même fonction pour indiquer le mutualisme renforcé entre ces deux types de production par rapport à la spécialisation des productions qui prévaut en 2013. *A contrario*, il y a désormais deux fonctions principales de gestion des excréments en ville. En 2053, la gestion des urines devient d'importance égale à celle de la gestion des eaux usées en termes de flux d'azote reçus. Elle est de loin le principal pourvoyeur d'azote exogène des exploitations agricoles. Les flux de recyclage sont désormais dominants.

Au niveau de l'hinterland agricole, les surfaces dédiées à l'alimentation d'un parisien sont très nettement réduites et divisées par plus de deux. Elles « libèrent » ainsi 2500 m² par personne. Cette réduction concerne principalement des terres arables : il n'y a plus que 500 m² par personne de terres arables qui servent à l'alimentation des animaux contre 2500 m² aujourd'hui. La proportion de prairies dans l'hinterland parisien passe à 65 % contre 40 % aujourd'hui.

Les pollutions sont très nettement réduites. Au niveau agricole, elles sont divisées par trois pour les émissions d'ammoniac provenant des excréments animales. La lixiviation d'azote est divisée par presque trois. Au total, les pollutions globales d'azote réactif de l'hinterland passent de 16,6 kgN/pers/an à 6,8 kgN/pers/an. Les pertes totales agricoles sont également divisées par un facteur proche de trois.

Les pollutions urbaines sont également divisées par trois, passant de 2,0 kgN/pers/an à 0,7 kgN/pers/an. La pollution en azote réactif des milieux aquatiques est réduite d'un facteur supérieur à quatre. Dans le même temps, deux nouvelles pollutions apparaissent, qui correspondent aux limites de l'efficacité des nouvelles gestions introduites des biodéchets et des urines, principalement sous la forme de pollutions atmosphériques diffuses de NH₃. Cette pollution, inférieure à 0,2 kgN/pers/an, est très largement compensée par la baisse 25 fois plus importante des pollutions atmosphériques au NH₃ de la production agricole biologique intégrée végétale et animale (4,8 kgN/pers/an).

Certains paramètres influent fortement sur l'équilibre global de notre scénario. Les hypothèses de rapidité de diffusion de la séparation à la source de l'urine jouent principalement sur l'année à laquelle un bilan équivalent à celui que nous projetons en 2053 pourrait être atteint. Nous avons noté à la sous-section précédente (sous-section 5.4.2.1) l'importance de l'hypothèse de l'efficacité de la collecte des urines. Si au lieu de prendre une efficacité de 80 % nous prenions une hypothèse beaucoup plus pessimiste de 50 %, le taux de circularité de l'agglomération parisienne reste très élevé en 2053 à hauteur de 50 %. Les urines collectées restent alors majoritaires comme source d'azote recyclé (30 %) et une certaine résilience est permise par la circularité des stations d'épuration (20 %).

Dans notre scénario 2053, la gestion des eaux usées et la gestion des urines sont tributaires de flux équivalents d'azote. Si l'on prolonge les tendances de ce scénario au-delà de 2053, la gestion des eaux usées devient une fonction de moins en moins importante du système alimentation/excrétion mais le couplage entre le système alimentation/excrétion et le système eau reste important du fait de la gestion conjointe avec les eaux ménagères des flux d'urines non collectées séparément (au minimum 20 % dans nos hypothèses) et des flux de matières fécales (15 %). Ainsi, notre scénario ne figure pas de découplage quasi-total du système alimentation/excrétion avec le système eau, même si nous avons vu qu'une telle perspective était envisageable, en particulier avec l'introduction de systèmes de gestion des urines et matières fécales secs et totalement décentralisés.

En prolongeant nos hypothèses au-delà de 2053, le taux d'équipement de l'agglomération en séparation à la source de l'urine atteint 100 % en 2068. La circularité azote de l'agglomération atteint alors 74 % dont les neuf dixièmes (65 %) proviennent de la collecte sélective des urines. La circularité phosphore atteint 92 %, provenant alors majoritairement de la collecte sélective des urines, et la circularité potassium 62 %. Aller au-delà de ces taux de circularité nécessite d'introduire de nouveaux systèmes socio-techniques qui dépassent notre cadre d'analyse et peuvent consister par exemple à augmenter l'efficacité de la collecte sélective des urines et/ou à mettre en place des systèmes de gestion des matières fécales ou des urines non séparées à la source permettant des taux de recyclage élevés de l'azote. Ce scénario montre toutefois que la séparation à la source de l'urine constitue déjà un système socio-technique dont le déploiement est immédiatement envisageable pour l'agglomération parisienne. Il recèle la possibilité d'une réelle transition socio-écologique par le passage d'un régime linéaire à un régime circulaire et sa combinaison avec les hypothèses du scénario bio-autonome-démocratique donne à voir un système alimentation/excrétion envisageable et soutenable pour l'agglomération parisienne.

Conclusion de la cinquième partie

Pour compléter l'analyse des systèmes socio-écologiques réalisée dans les quatre premières parties, nous avons ainsi intégré dans cette cinquième partie des aspects liés au système socio-technique de gestion des urines et matières fécales. Nous avons vu que la prise de conscience relative à l'urine s'était traduite de façon assez différente dans chaque pays. En France, durant tout le vingtième siècle, les modalités de gestion de l'urine se sont progressivement uniformisées dans un verrouillage socio-technique autour du tout-à-l'égout : les urines y ont disparu avec les matières fécales et les champs du débat se sont progressivement réduits jusqu'à éluder presque totalement la possibilité que les urines puissent être gérées différemment. En ce début de XXI^e siècle, l'agglomération parisienne semble toutefois présenter un contexte particulièrement favorable à l'émergence de la séparation à la source de l'urine et la prise de conscience relative à l'urine s'y développe. De nombreux acteurs sont susceptibles d'y trouver un intérêt et les politiques publiques promeuvent la circularité de l'économie, voire soutiennent expressément la séparation à la source de l'urine. La séparation à la source de l'urine constitue finalement une opportunité de réalisation d'une transition socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne vers la circularité. Nous l'avons illustrée par trois récits fictifs à trois échelles différentes et un scénario prospectif montrant qu'il peut être envisageable que ce système alimentation/excrétion devienne circulaire en quelques décennies.

Nous avons également montré que les implications de la séparation à la source de l'urine pouvaient aller bien au-delà de la stricte mise en œuvre d'une circularité et pouvaient réinterroger les relations ville-campagne, les typologies d'agriculture de l'hinterland parisien, le rôle des usagers dans les services publics urbains ou encore le niveau de décentralisation de leur mise en œuvre. Si l'agglomération parisienne réalise effectivement à l'avenir une transition socio-écologique de son système alimentation/excrétion vers la circularité, celle-ci est susceptible de prendre des formes très variées et ses implications sociales, techniques, politiques ou économiques peuvent être de nature très diverse. Le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est donc susceptible de devenir biogéochimiquement soutenable : il conviendra toutefois également d'interroger les autres dimensions de ce système pour garantir sa soutenabilité au sens large.

Conclusion et perspectives

Toute vie se maintient grâce aux interactions avec son environnement : de l'environnement à l'organisme pour l'alimentation, de l'organisme à l'environnement pour l'excrétion. Depuis le développement de la vie sur Terre, ces interactions ont permis non seulement une profusion et une diversité remarquables d'organismes, mais elles ont également modifié la composition et le fonctionnement de la lithosphère, de l'hydrosphère et de l'atmosphère : un contexte propice à l'apparition de la vie humaine a ainsi pu se constituer. Celle-ci s'est développée et maintenue jusqu'à présent, soutenue par un immense réseau d'interactions écologiques.

L'alimentation humaine repose fondamentalement sur une réciprocité entre les êtres humains chimioorganohétérotrophes et les plantes chlorophylliennes photoautotrophes qui s'alimentent des excréments de gaz carbonique et d'azote minéral de ces derniers. La révolution agraire a conduit la majorité des communautés humaines à redéfinir en partie le cadre de ces interactions : l'alimentation humaine dépend désormais de la culture contrôlée de plantes et la capacité des agriculteurs à produire de la nourriture va conditionner la possibilité de développement de ces communautés. Agglomérées dans des villes, les communautés humaines reproduisent un métabolisme similaire mais à une autre échelle : les territoires urbains doivent subvenir à deux besoins d'alimentation et d'excrétion en relation avec les territoires agricoles. Analyser le métabolisme urbain sous l'angle des systèmes socio-écologiques, en y distinguant un sous-système alimentation/excrétion et en le caractérisant par la quantification des flux d'azote, nous a alors permis de porter un nouveau regard sur la gestion des urines et matières fécales en ville.

Les systèmes alimentation/excrétion mis en place par les villes ont présenté une grande diversité dans le temps et dans l'espace. La difficulté de gestion de l'azote, crucial dans le fonctionnement des systèmes alimentation/excrétion et de leur soutenabilité, aura représenté un défi constant. L'Extrême-Orient semble avoir mis en place depuis très longtemps des systèmes alimentation/excrétion circulaires, par le retour des urines et matières fécales de la ville aux champs et la réalisation effective d'une symbiose entre le métabolisme des plantes cultivées et celui des êtres humains. Les caractéristiques culturelles de l'Occident, *a contrario*, semblent avoir majoritairement été un délaissement de l'intérêt agronomique des excréments humains. À partir du XIV^e siècle, un grand nombre de villes françaises fonctionnent avec un système alimentation/excrétion linéaire, sans pour autant garantir la salubrité des populations.

La révolution industrielle aura deux conséquences antagonistes. En France, dans un premier temps, elle développera le mutualisme ville-campagne et la circularité du système alimentation/excrétion, en particulier dans quelques zones pratiquant l'épandage agricole des excréments après simple stockage.

Mais dans un second temps, les ressources fossiles provenant de l'extraction minière ou de l'exploitation des hydrocarbures permettent de déconnecter villes et campagnes, chacun se sustentant pour son fonctionnement, devenu industriel, de ressources fossiles perçues comme inépuisables et sans impact.

Au début du XXI^e siècle, alors que l'Occident a achevé sa transition socio-écologique vers le régime industriel, un grand nombre de pays de la planète s'y orientent. L'utilisation intensive des ressources fossiles conduit à altérer notablement les modalités de fonctionnement du système Terre, mettant en péril les conditions de vie de l'humanité. En particulier, les grands cycles biogéochimiques planétaires, auxquels est fondamentalement lié le métabolisme des êtres humains, sont profondément altérés par les systèmes alimentation/excrétion des villes industrielles. En Occident, ces systèmes apparaissent non soutenables car essentiellement linéaires et relativement polluants aux échelles locales et globales. Leur empreinte environnementale est exacerbée par des régimes alimentaires très riches en protéines, nettement au-dessus des besoins physiologiques, majoritairement d'origine animale, et une production importante de nourriture non consommée.

De nombreuses prises de conscience des limites et des dangers que représentent ces modes de fonctionnement sont apparues. En particulier, en Suède puis dans le reste de l'Europe germanique, une prise de conscience a émergé reposant sur le fait que l'urine était salubre et riche en nutriments et que son utilisation agricole permettait la mise en place de régimes circulaires. Les initiatives de séparation à la source de l'urine mises en place depuis les années 1990, dont certaines fonctionnent toujours encore aujourd'hui, sont les seules à avoir montré en Occident la possibilité d'établir un système alimentation/excrétion circulaire. La grande variété des systèmes socio-techniques qui peuvent permettre de collecter sélectivement les urines et de les valoriser en agriculture semble montrer que ces initiatives scandinaves et germaniques pourraient être étendues plus largement et adaptées aux différents contextes urbains.

La France et l'agglomération parisienne présentent un terrain particulièrement favorable à son déploiement. Si le verrouillage socio-technique autour du tout-à-l'égout obère la facilité d'émergence de la séparation à la source de l'urine, l'intérêt de nombreux acteurs et le soutien des politiques publiques pourraient la favoriser. Les initiatives locales, illustrées ici par trois récits fictifs, peuvent y jouer un rôle important et conduire l'agglomération parisienne à la mise en œuvre d'une circularité dépassant, en quelques décennies, l'extremum de circularité du début du XX^e siècle.

De nombreuses questions restent encore à creuser que cette thèse n'aura permis que d'aborder partiellement. L'approche biogéochimique développée, principalement fondée sur les flux d'azote, pourrait être affinée par une prise en compte adaptée des autres macronutriments et micronutriments. Le phosphore a ainsi été pris en compte, en particulier du fait des échelles de temps géologiques de son cycle biogéochimique planétaire et de l'inégalité de la répartition des mines à la surface de la planète. Mais les autres macronutriments et les micronutriments n'ont pas été autant intégrés : beaucoup moins de données et de travaux sont disponibles pour évaluer la sensibilité de leur gestion dans les systèmes alimentation/excrétion. La linéarité de leur gestion apparaît moins critique en termes de conséquences sur le fonctionnement du système Terre mais elle pourrait remettre en cause le fonctionnement des systèmes alimentation/excrétion par l'absence de retour au sol de ces nutriments.

Les différents systèmes circulaires envisageables recèlent également de grandes possibilités de développement technique. La création de nouvelles interfaces usagers permettant la collecte sélective de l'urine, le développement de systèmes de collecte, de stockage, de transport ou de traitement des urines permettant d'intégrer les problématiques de volatilisation, de précipitation et de conservation des nutriments sont des pans de recherche encore largement à explorer. Les possibilités de circularité de systèmes sans séparation à la source de l'urine sont également une voie technique prometteuse.

Plus largement, les questions relatives à l'interaction du système alimentation/excrétion avec les autres systèmes, en particulier les systèmes eau, énergie et transport, ouvrent de nombreuses perspectives d'élargissement par l'étude approfondie des différentes intégrations possibles et de la transition socio-écologique conjointe de ces systèmes.

Au niveau agronomique, l'épandage d'urine stockée, ou de produits obtenus à partir d'urine, soulève encore de nombreuses questions socio-techniques quant à l'efficacité et aux modalités de son utilisation, la présence éventuelle de pathogènes, le devenir des micropolluants et l'évaluation multicritère des différentes pratiques envisageables.

En outre, notre exploration de la circularité des systèmes alimentation/excrétion a également ouvert de nombreuses pistes de recherches en sciences humaines et sociales. La circularité passée des différentes sociétés humaines ne semble connue que très partiellement au travers d'études circonscrites à certains lieux et certaines époques particulières. Elles laissent encore largement à défricher la connaissance de la circularité de nombreux systèmes alimentation/excrétion passés. L'étude approfondie des traditions extrême-orientales serait ainsi riche d'enseignement, de même que l'analyse des trajectoires empruntées par les différentes communautés asiatiques avec leur industrialisation depuis quelques décennies. En France, la période d'émergence de la circularité, vraisemblablement au XVIII^e siècle, semble avoir été peu étudiée et l'analyse des trajectoires de certaines villes françaises vers la

circularité à cette époque serait riche d'enseignement. La rareté des données quantitatives rend cette exploration difficile et il conviendrait d'affiner les méthodologies d'évaluation rétrospective.

La circularité des systèmes alimentation/excrétion est aussi fortement conditionnée par la relation qu'entretiennent les populations avec leurs excréments. Une étude anthropologique serait ainsi à même de révéler quels sont les savoirs et imaginaires qui sont associés à l'utilisation de l'urine aujourd'hui. De multiples dimensions de la relation à l'urine pourraient être explorées : sensorielles, corporelles, affectives, culturelles, symboliques, etc. Une telle étude serait susceptible d'accompagner une meilleure appropriation des systèmes en cours d'élaboration et d'ouvrir la voie à une évolution de la relation des générations actuelles et futures vis-à-vis de l'urine.

La mise en place de modèles économiques constitue également un enjeu de recherche. Il conviendrait ainsi d'étudier dans quelle mesure des flux biogéochimiques soutenables peuvent être accompagnés de modèles économiques viables pour les acteurs considérés et, en particulier, les limites de leur compatibilité avec les modèles économiques actuels.

Plus largement, les conditions précises par lesquelles la séparation à la source de l'urine, aujourd'hui cantonnée dans une niche d'innovation, est susceptible de se diffuser, constituent des pans de recherche encore largement à explorer. Elles relèvent à la fois de questionnements relatifs aux rôles et aux capacités des différents acteurs dans les transitions socio-écologiques, à la place des usagers dans les services publics urbains, à la structuration de filières et à l'acquisition de compétences par les professionnels, à l'interaction entre les systèmes de séparation à la source de l'urine et les autres systèmes existants, en particulier le tout-à-l'égout, aux adaptations possibles des différents procédés techniques aux différents contextes locaux, en particulier aux formes urbaines, enfin à la façon dont les différents acteurs peuvent appréhender, rejeter ou intégrer cette innovation.

Les projets de recherche prévus dans la seconde phase du programme OCAP, ainsi que ceux des collaborateurs français et étrangers, devraient permettre d'aborder certains de ces enjeux. Quatre projets de recherche et action doivent ainsi commencer dans les mois à venir :

- le projet Agrocapi qui vise à investiguer les questions socio-techniques relatives à l'appropriation de produits issus de la séparation à la source de l'urine en agriculture ;
- le projet Design qui vise à investiguer la modélisation, l'évaluation et la faisabilité de scénarios urbains de séparation à la source, le développement de technologies innovantes de récupération de l'azote et l'appropriation des techniques de séparation à la source par les usagers et les professionnels ;

- une étude d’anthropologie environnementale sur l’inscription des expériences quotidiennes dans les cycles biogéochimiques, articulant échelles individuelle et collective, approches institutionnelle et territoriale ;
- un projet d’animation, de coordination et d’accompagnement des acteurs franciliens pour la mise en œuvre de séparation à la source.

La nécessité de transition socio-écologique des sociétés industrielles appelle à mettre en œuvre une évolution des systèmes socio-techniques sur lesquels repose leur métabolisme. Nous avons souligné l’importance d’une transition des systèmes alimentation/excrétion vers la circularité et nous avons montré que la séparation à la source de l’urine était une piste prometteuse, en forte cohérence avec une recherche d’autonomie locale et de reconnexion des territoires urbains et agricoles, un régime alimentaire sobre, la limitation du gaspillage alimentaire et les principes d’écologie de l’agriculture biologique.

Les systèmes alimentation/excrétion des villes occidentales vont nécessairement évoluer : la façon dont le métabolisme humain sera relié à son environnement biogéochimique constituera un déterminant de la soutenabilité future des modes de vie.

Remerciements

Je ne pourrai citer ici toutes les personnes envers lesquelles je suis reconnaissant de m'avoir permis de mener à bien ce projet de thèse. Cette thèse aura été une magnifique aventure humaine, très riche en rencontres, en débats et je remercie toutes les personnes qui y ont contribué. J'espère être digne et respectueux du travail de toutes les personnes qui ont œuvré et œuvrent encore aujourd'hui à gérer au mieux notre alimentation et notre excrétion.

Je remercie en particulier Josette Garnier et Bruno Tassin, mes directeurs de thèse, pour m'avoir lancé dans cette aventure et soutenu tout au long.

Je remercie Gilles Billen qui m'a accueilli dans son bureau et qui n'a jamais craqué bien que je l'assaille quotidiennement d'innombrables questions. Je le remercie aussi tout particulièrement de m'avoir fait découvrir la biogéochimie et espère que les bases de son cours de biogéochimie territoriale seront bientôt inscrites dans les programmes scolaires dès l'école primaire.

Je remercie Sabine Barles et Bernard De Gouvello d'avoir rejoint le comité OCAPI, de m'avoir ouvert à leurs travaux et à leurs disciplines et de m'avoir guidé dans mes recherches et mes orientations interdisciplinaires.

Je remercie Jean-Pierre Tabuchi et Jacques Lesavre de m'avoir accueilli comme jeune étudiant il y a dix ans et d'avoir continué l'aventure quand j'ai repris le chemin des études pour cette thèse.

Ce projet doit énormément à vous sept, avec qui nous avons monté le programme OCAPI, et je vous en suis reconnaissant.

Je remercie le Syndicat Interdépartemental de l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne et son conseil d'administration pour avoir soutenu ce projet et en particulier Jacques Olivier, Denis Penouel, Caroline Marc et Frédéric Darsaut. Je remercie Amandine Caby pour son travail inspirant. Je remercie Michel Gousailles de m'avoir tant transmis.

Je remercie l'Agence de l'Eau Seine Normandie et le comité de bassin Seine-Normandie pour avoir soutenu ce projet et en particulier Christian Lécussan, Jeannette Prétot, Michèle Rousseau, Marie-Dominique Monbrun, Nathalie Evain-Bousquet, Sarah Feuillet, Stéphane Le Bourhis, Hériniaina Andriamahéfa ainsi qu'Hosni Dridi qui a rejoint le comité OCAPI.

Je remercie le Ministère en charge de l'Environnement et l'École nationale des ponts et chaussées d'avoir permis que ce projet se fasse et les nombreux collègues de ces institutions qui m'ont accompagné dans ce projet.

Je remercie Yujie Qiao pour avoir été une voisine de bureau si charmante et pour m'avoir nourri au tofu pimenté et aux pattes de poulet.

Je remercie les membres du fameux groupe des Gourgandines, Damien Tedoldi, Kelsey Flanagan, Claire Trinh, Massimiliano Granceri, Bernard de Gouvello, Frédéric Soullignac et Julien Richard, pour les bons moments passés ensemble, en musique, au sport ou au bureau.

Je remercie le Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains et son directeur, Régis Moilleron, de m'avoir accueilli, ainsi qu'Agnès Dauvergne, Annick Piazza et Catherine Charleux. Je remercie tous les collègues du laboratoire pour leur soutien et le plaisir de collaborer et en particulier tous les doctorants et Mohamed Saad.

Je remercie le laboratoire Milieux Environnementaux Transferts et Interactions dans les hydrosystèmes et les Sols et son directeur, Jean-Marie Mouchel, de m'avoir accueilli. Je remercie tous les collègues du laboratoire pour leur soutien et le plaisir de collaborer et en particulier Julia Le Noë et tous les doctorants.

Je remercie le Réseau de l'Assainissement Écologique et tous ses membres de m'avoir accueilli, ainsi que toutes les personnes qui nous ont reçus en France, aux Pays-Bas, en Suisse, en Suède, au Danemark et en Allemagne pour partager leur expérience. Je remercie Ecosec d'avoir réalisé le premier poster de communication de résultats de recherche en pyrogravure sur bois que je connaisse et en particulier Benjamin Clouet et Vincent Le Dahéron. Je remercie les Gandousiers, Philippe Garin-Michaud et Tristan False. Je suis content d'avoir eu mon diplôme de gandousier et d'être leur premier client particulier dont ils collectent l'urine. Je remercie également Pierre et Terre, Christophe Merotto, Toilettes du Monde, Florent Brun, Sanisphère, Pierre Colombot, Écodoméo, Emmanuel Morin.

Je remercie l'EAWAG pour ses travaux pionniers et soutenus depuis vingt ans et en particulier Tove Larsen pour son aide depuis 2008 et pour avoir accepté d'être examinatrice de ma thèse. Je remercie tous les collègues de l'EAWAG et en particulier Bastian Etter, Kai Udert, Alice Aubert, Judit Lienert et Philippe Reymond.

Je remercie le Laboratoire d'Ingénierie des Systèmes Biologiques et des Procédés de l'INSA Toulouse d'avoir investigué précocement les sujets de séparation à la source. Je remercie Etienne Paul d'avoir accepté d'être rapporteur de ma thèse et je remercie Mathieu Spérandio et Mathilde Besson pour nos collaborations.

Je remercie Sylvain Pellerin d'avoir accepté d'être rapporteur de ma thèse et Catherine Boutin et Nicolas Buclet d'avoir accepté d'être examinateurs.

Je remercie toutes les personnes, associations, coopératives, entreprises, élus, administrations, journalistes qui m'ont reçu pendant ce projet de thèse et qui ont enrichi mon travail.

Je remercie Universcience et Yseult Berger pour leur documentaire *Urine, le nouvel or vert ?*

Je remercie tous les collègues doctorants avec qui j'ai échangé, en particulier Emmanuel Adler et Barbara Redlingshofer. Je remercie tous les étudiants qui ont suivi mes cours et ceux qui ont prolongé le débat très au-delà. Ces interactions sont très précieuses.

Je remercie tous les étudiants que j'ai encadrés et en particulier Anna Koenen, Benjamin Créno, Arnaud Crolais, Mathias Lebihain, Antoine Le Gal, Émilie Maysonnave, Maxime Dechesne, Amel Smail, Qiong He, Ningling Jiang et Romain Merlevede. Je remercie tout spécialement Tristan Martin qui se lance dans l'aventure avec une énergie et un enthousiasme admirables et je remercie Sabine Houot et Florent Levavasseur pour notre collaboration.

J'ai une pensée particulière pour Pierre Audibert qui m'a permis de découvrir l'assainissement et pour sa famille.

Enfin je remercie tous mes amis et ma famille à travers le monde qui sont un soutien précieux, mes compagnons de tacus et de ripaille et mon filleul Martin.

Je remercie les lucioles des Laurentides, les aurores boréales de Gaspésie et les fous de Bassan de Percé qui m'ont inspiré.

Je remercie mes neveux et nièces et mes beaux-frères et belles-sœurs pour leur soutien et j'ai hâte de faire la connaissance du bébé encore bien au chaud. Je remercie tout particulièrement Irmelind qui envisage de collecter l'urine dans leur nouvelle maison.

Je remercie Grand-Maï de m'avoir expliqué comment tout le village déversait ses pots de chambre en rivière, dans son village auvergnat, dans les années vingt ; Jérôme de m'avoir mis au défi de caser quelques mots doctotesques dans ma thèse tels que inexorablement, anachorète, irréductible, désoxydé et dérélition (c'est fait !) et de s'être inquiété pour le transit socio-écologique de mes rapporteurs ; Carole et Christian de m'avoir hébergé et fourni un environnement de travail propice à la rédaction. Je les remercie bien au-delà pour tout ce que je leur dois.

Je remercie enfin mes amours, Marine, Célestin et Sylvain.

Je remercie Susue pour tout.

Glossaire

Assainissement	377
Autotrophie	42
Chimioorganohétérotrophie	42
Eaux ménagères	223
Eaux-vannes	223
Équivalent-habitant	225
Eutélostomien	55
Excrétats	71
Gestion conjointe des urines et matières fécales, non mélangées aux eaux ménagères	332
Interface usager	222
Interface usager sèche	333
Métabolisme	41
Nutriments	22
Pollution globale	35
Pollution locale	35
Régime socio-écologique	78
Séparation à la source de l'urine	249
Soutenabilité	40
Système alimentation/excrétion	89
Autonomie	138
Circularité	138
Circularité extractive	139
Circularité intégrale	139
Couplage	139
Efficacité	136
Empreinte	148
Linéarité	137
Pollution	139
Salubrité	140
Sobriété	135
Tout-à-l'égout	223
Trajectoire socio-écologique	79
Transition socio-écologique	79
Uréotélie	49

Liste des sigles et abréviations

Sur l'emploi des unités :

Les grandeurs sont exprimées suivant les unités du Système International (SI). Nous avons également utilisé, comme il est de coutume, quelques unités complémentaires. Ainsi, les masses d'atomes sont exprimées en faisant suivre l'unité SI du symbole chimique de cet élément. Ainsi les kilogrammes d'azote sont exprimés en kgN. Quand il est fait référence à la masse d'un atome au sein d'une molécule, nous employons le tiret. Ainsi les masses d'azote sous forme de nitrates seront exprimées en kgN-NO₃⁻. Nous avons aussi utilisé le symbole « pers » pour désigner une unité de compte d'un nombre de personnes.

Sur la désignation des organismes vivants :

Nous avons essayé de nommer rigoureusement les taxons d'organismes vivants et de suivre les préconisations de la classification phylogénétique (Lecointre *et al.*, 2016). Nous avons toutefois préféré employer les termes courants pour simplifier la lecture. Ainsi, « plante terrestre » ou « plante » désignera les embryophytes, « végétal » les eucaryotes chlorophylliens, « animal » les métazoaires, « poisson » les téléostéens, etc. En cas d'emploi de termes ambigus, on se reportera aux références données pour lever l'ambiguïté.

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
ADN	Acide désoxyribonucléique
AESN	Agence de l'Eau Seine-Normandie
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
ANS	Anthropogenic Nutrient Solution (solution anthropogénique de nutriment c'est-à-dire urine)
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ARCEAU IDF	Association Recherche et Collectivités dans le domaine de l'Eau – Ile-de-France
ASTEE	Association Scientifique et Technique pour l'Eau et de l'Environnement
ATP	Adénosine triphosphate
BUER	Besoins Unitaires en Énergie Rare
CIEAU	Centre d'information sur l'eau
CIPR	Commission Internationale pour la Protection du Rhin
CIQUAL	table de composition nutritionnelle des aliments de l'ANSES
CR IDF	Conseil Régional d'Île-de-France

CSHPF	Conseil Supérieur de l'Hygiène Publique de France
DBO (5) (7)	Demande Biologique en Oxygène après 5, respectivement 7 jours d'incubation.
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DRIEE-IF	Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie d'Île-de-France
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. Association allemande pour l'eau, l'assainissement et les déchets
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz Institut fédéral (suisse) pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux
EcoSanRes	Ecological Sanitation Research. Recherche en assainissement écologique
EH	Équivalent habitant (en termes de pollution générée)
ENPC	École nationale des ponts et chaussées
EPNAC	Évaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités
FAO	Food and Agriculture Organisation. Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
GACSA	Global Alliance for Climate-Smart Agriculture
GRAFS	Generalized Representation of Agro-Food Systems. Représentation généralisée des systèmes agro-alimentaires.
HCSP	Haut Comité de la Santé Publique
IBC	Intermediate Bulk Container. Grand Récipient pour Vrac
IFA	International Fertilizer Association
IFEN	Institut Français de l'Environnement
INCA	étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires
INSEE	Institut National de la Statistique et des études économiques
INVS	Institut National de Veille Sanitaire
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRSTEA	Institut de Recherche Scientifiques et Techniques pour l'Environnement et l'Agriculture
IWA	International Water Association. Association internationale de l'eau
LEESU	Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains
MAAP	Ministère de l'Alimentation de l'Agriculture et de la Pêche
MAAF	Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
MEDDE	Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Énergie
MEEM	Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer

MES	Matières en suspension
METIS	laboratoire Milieux Environnementaux, Transferts et Interactions dans les hydrosystèmes et les Sols
MTES	Ministère de la Transition Écologique et Solidaire
NASS	Neuartige Sanitärsysteme. Nouveaux systèmes alternatifs d'assainissement
NCBI	National Center for Biotechnology Information
NinE	Nitrogen In Europe (programme de Recherche de l'European Science Foundation)
NPP	Nombre le plus probable (lors d'une numération de germes microbien)
OCAPI	Optimisation des cycles Carbone, Azote et Phosphore en ville (premier sens)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEMA	Office National de l'Eau, du Milieux Aquatiques et de l'Agriculture
ONU	Organisation des Nations Unies
ORDIF	Observatoire Régional des Déchets d'Île-de-France
OSPAR	Organisme technique de suivi des Traités d'Oslo et de Paris (relatifs aux apports terrigènes aux zones marines côtières de la Mer du Nord, de la Manche et de l'Atlantique)
PNNS	Programme National Nutrition Santé
P/Q	rapport de la population d'une ville sur le débit (QMNA5) de la rivière qui y coule
QMNA5	débit moyen mensuel minimum de période de retour 5 ans
RAE	Réseau de l'Assainissement Écologique
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SEDIF	Syndicat des Eaux d'Île-de-France
SIAAP	Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne
SIDA	Swedish International Development Agency. Agence de développement interne suédoise
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet. Université suédoise des sciences agricoles
SNPSM	Syndicat National des Professionnels du Sanitaire Mobile
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. Fondation pour la recherche appliquée dans le domaine de l'eau
TDM	Toilettes du Monde
TLB	Toilette à Litière Biomaîtrisée
TLFi	Trésor de la Langue Française informatisé
UFC	Unité formant colonie
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture
VNF	Voies Navigables de France

WCED	World Commission on Environment and Development
WEDC	Water, Engineering and Development Centre
WFO	World Farmers' Organization
WHO	World Health Organization. Organisation Mondiale de la Santé
WINGS	Water and sanitation innovations for non-grid solutions
WRS	Water Revival Systems

Les abréviations typographiques usuelles ne sont pas rappelées ici. Par ailleurs, nous avons cherché à respecter les règles typographiques préconisées par l'imprimerie nationale française.

Liste des maximes

Maxime 1 : « J'urine donc je bois »	48
Maxime 2 : « Les êtres humains sont des chimioorganohétérotrophes uréotèles eutélostomiens »	56
Maxime 3 : « Le corps humain excrète deux fois plus de substances par les urines que par les matières fécales »	72
Maxime 4 : « L'azote est comme un nouveau-né »	129
Maxime 5 : « 1 kg DCO = 14 MJ »	235
Maxime 6 : « L'urine est liquide, salubre et riche en nutriments »	251
Maxime 7 : « La population masculine française pratique déjà largement la séparation à la source de l'urine »	271
Maxime 8 : « Un égout est un malentendu » (Victor Hugo)	379

Liste des figures

Figure 1.1 : Le cycle de l'azote dans une forêt tempérée.	26
Figure 1.2 : Évolutions comparées durant le xx ^e siècle de la population humaine mondiale et de l'utilisation de l'azote.	29
Figure 1.3 : Concentration atmosphérique des trois principaux gaz à effet entre l'an 0 et l'an 2005. ...	30
Figure 1.4 : Sources historiques mondiales de fertilisants phosphorés (1800-2000).	31
Figure 1.5 : La Grande Accélération.	32
Figure 1.6 : Statut actuel des variables de contrôle de sept des neuf limites planétaires.	33
Figure 1.7 : Acronyme ACT AS GrOUP des neuf altérations environnementales majeures résultant de l'introduction massive d'azote réactif dans l'environnement.	35
Figure 1.8 : Modèle global tendanciel du rapport Meadows.	38
Figure 1.9 : Les cinq échelles d'analyse du corps humain.	46
Figure 1.10 : Principaux flux de l'interaction entre les êtres humains et leur environnement.	53
Figure 1.11 : Échelles imbriquées du métabolisme humain et flux de matière et d'énergie correspondants.	61
Figure 1.12 : Transition nutritionnelle française dans la structure des apports énergétiques.	65
Figure 1.13 : Évolution du régime alimentaire français depuis 1785 analysé en termes du contenu azoté de la consommation apparente.	66
Figure 1.14 : Relation entre le produit intérieur brut et (a) la consommation d'azote par personne et (b) la proportion d'azote d'origine animale dans le régime alimentaire.	67
Figure 1.15 : Les systèmes socio-écologiques représentés comme le recouvrement des sphères naturelles et culturelles.	78
Figure 1.16 : Trois niveaux d'analyse proposés pour la description des systèmes socio-écologiques en sous-systèmes.	84
Figure 1.17 : Représentation d'un système socio-écologique par la relation entre besoins, activités et matières & énergie.	87
Figure 1.18 : Flux d'azote du système agricole du bassin de la Seine en 2006.	92
Figure 1.19 : Représentation schématiques des intrants, du stockage et des excréments dans les flux du système alimentation/excrétion d'une ville.	94

Figure 1.20 : Caractérisation globale des flux d'azote de l'agglomération parisienne montrant la linéarité de son système alimentation/excrétion.....	95
Figure 1.21 : Taux de recyclage de l'azote de l'alimentation humaine et animale à Paris aux XIX ^e et XX ^e siècles.	96
Figure 1.22 : Bilan de masse en matières sèches du système alimentation/excrétion à l'échelle d'un ménage.	97
Figure 1.23 : Les niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion d'une ville et la cascade d'intrants et excréments correspondants.	99
Figure 2.1 : Cascade des flux de carbone dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.....	120
Figure 2.2 : Le « bio-bus » de Bristol.....	124
Figure 2.3 : Émissions de carbone de l'agglomération parisienne. XVIII ^e - XXI ^e siècle. Adapté de Barles (2013).	125
Figure 2.4 : Cascade des flux d'azote dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.	127
Figure 2.5 : Le système alimentation/excrétion analysé sous l'angle des besoins/activités/matières & énergie/limites planétaires correspondants et dans ses relations avec les autres sous-systèmes socio-écologiques.....	130
Figure 2.6 : Flux d'azote d'un système alimentation/excrétion urbain totalement linéaire.	138
Figure 2.7 : Le diagramme f des voies de transmissions féco-orales.....	141
Figure 2.8 : Analyse conjointe du degré de circularité et de salubrité des systèmes alimentation/excrétion.....	143
Figure 2.9 : Flux maximaux d'antibiotiques (gauche) et d'hormones (droite) appliqués par différents engrais.	147
Figure 3.1 : Lavage des cheveux à l'urine chez les Inuits.....	153
Figure 3.2 : Toilettes à séparation d'urine dans des immeubles de plusieurs étages à Sana'a (Yémen).	156
Figure 3.3 : Toilette à cochons.	159
Figure 3.4 : Latrine suspendue indonésienne.	161
Figure 3.5 : Trois grands régimes alimentation/excrétion historiques de l'humanité.	165
Figure 3.6 : Moyens techniques dédiés à la méthode flamande.	168

Figure 3.7 : Zones françaises où se pratique l'épandage à la flamande au milieu du XIX ^e siècle.....	170
Figure 3.8 : Le « Chocolat Express » de Copenhague.....	172
Figure 3.9 : Ratio recyclage / pertes de l'ensemble des flux d'azote et de phosphore de la partie urbaine du système alimentation/excrétion de Linköping (Suède).	175
Figure 3.10 : Trajectoire de la circularité du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping (Suède).	176
Figure 3.11 : Arbre décisionnel des dix paramètres évalués permettant d'estimer la circularité de l'agglomération parisienne.	178
Figure 3.12 : Taux d'urines et de matières fécales collectées de l'agglomération parisienne collectées vers des systèmes à valorisation agricole (1850-2010).	180
Figure 3.13 : Taux de recyclage agricole de l'azote et du phosphore des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne (1850-2010).	182
Figure 3.14 : Contributions respectives des différentes modalités de gestion des urines et matières fécales à la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne (1850-2010).	182
Figure 3.15 : Périmètres respectifs du centre-ville de Paris, de l'unité urbaine, de l'aire urbaine et de l'Ile-de-France.	187
Figure 3.16 : Périmètres de compétence du SIAAP et du Sycotom.	196
Figure 3.17 : Contribution des différentes régions agricoles à l'approvisionnement en protéines animales et végétales de l'agglomération parisienne.	198
Figure 3.18 : Représentation GRAFS des flux d'azote et de phosphore de l'hinterland de l'agglomération parisienne.	199
Figure 3.19 : Flux d'azote et de phosphore attribuables à l'approvisionnement alimentaire d'un habitant de l'agglomération parisienne dans les différentes régions agricoles.....	202
Figure 3.20 : Flux d'azote et de phosphore attribuables aux déchets alimentaires d'un habitant de l'agglomération parisienne.	206
Figure 3.21 : Flux d'azote et de phosphore attribuables aux eaux usées d'un habitant de l'agglomération parisienne.	208
Figure 3.22 : Empreinte azote du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne.	210
Figure 3.23 : Empreinte phosphore du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne.	211
Figure 3.24 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales.	222
Figure 3.25 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales dans le modèle dominant du monde occidental.	229

Figure 3.26 : Répartition des charges émises dans les eaux usées domestiques par source.....	230
Figure 3.27 : Charge en phosphore total des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Seine-Aval.....	232
Figure 3.28 : Représentation schématique de l'évolution des traitements mis en œuvre dans les stations d'épuration des grandes agglomérations du monde occidental.....	234
Figure 3.29 : Concentrations en nitrates dans la Seine et dans le Rhin, 1900-2005.....	237
Figure 4.1 : Toilette Marino.....	252
Figure 4.2 : Toilette à séparation d'urine « Séparaterre ».....	254
Figure 4.3 : Bibbi Söderberg et la toilette à séparation d'urine Dubbletten.....	256
Figure 4.4 : Sélection de localités suédoises où la séparation à la source de l'urine est installée pour dix ménages ou plus entre 1995 et 2006.....	258
Figure 4.5 : Les trois typologies de gestion des urines et matières fécales de l'humanité.....	260
Figure 4.6 : Composition croisée des eaux usées domestiques en termes de composition chimique et de sources principales de ces éléments.....	265
Figure 4.7 : Diffusion de la prise de conscience relative à l'urine et aux eaux usées en Europe scandinave et germanique entre 1990 et 2010.....	268
Figure 4.8 : Urinoir à chasse d'eau masculin.....	272
Figure 4.9 : Urinoir temporairement installé dans le square du jardin Saint-Laurent à Paris IX ^e	274
Figure 4.10 : Urinoir féminin.....	275
Figure 4.11 : Toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau.....	276
Figure 4.12 : Détail du bouton de chasse d'eau de toilettes à séparation d'urine.....	277
Figure 4.13 : Toilette à séparation d'urine No Mix.....	278
Figure 4.14 : Toilette à séparation d'urine bouchée au niveau du tuyau d'évacuation des urines.....	280
Figure 4.15 : Dispositifs d'adaptation des toilettes à séparation d'urine pour les enfants.....	281
Figure 4.16 : Toilette à séparation d'urine et cuve de stockage d'urine de l'unité de médecine nucléaire de l'hôpital de la Pitié-Salpêtrière (Paris).....	281
Figure 4.17 : Toilette à séparation d'urine à tapis roulant.....	282
Figure 4.18 : Kit de séparation des urines pour toilette sèche unitaire.....	283
Figure 4.19 : Précipitations dans des tuyaux de collecte d'urine (source personnelle).....	285
Figure 4.20 : Urinoirs secs portables.....	286
Figure 4.21 : Urinoir sec portable du projet Azuradom.....	287
Figure 4.22 : Urinoirs en bottes de paille.....	288

Figure 4.23 : Urinoir sec portable combiné à un arrosoir.....	288
Figure 4.24 : « Vanne de transition socio-écologique » du projet Azuris.	290
Figure 4.25 : Cuve de stockage du projet Azuris lors de son installation.	290
Figure 4.26 : Système de ventilation initial de la collecte d'urine du bâtiment Forum Chriesbach de l'EAWAG.....	292
Figure 4.27 : Habitant d'Understenshøjden devant le regard d'une des cuves de stockage d'urine. ...	294
Figure 4.28 : Exemple de contenants pouvant servir au transport d'urines et de matières fécales.	296
Figure 4.29 : Camion-citerne de transport d'urine.	297
Figure 4.30 : Stockage d'urine au champ avant valorisation agricole.....	298
Figure 4.31 : Transport d'urine par traction animale à Paris à la fin du XIX ^e siècle.....	300
Figure 4.32 : Urines brutes et birg-koom (urines stockées).	303
Figure 4.33 : Engrais liquide Aurin obtenu par traitement des urines.....	306
Figure 4.34 : Précipitation de struvite des urines dans un objectif de sensibilisation.	308
Figure 4.35 : Aires d'approvisionnement de l'agglomération parisienne en produits animaux.....	313
Figure 4.36 : Composition comparée en nutriments azotés, phosphorés et potassiques de diverses substances en relation avec les prélèvements de ces nutriments par différentes cultures.	318
Figure 4.37 : Schéma de principe d'une fertilisation d'un champ avec épandeur relié par tuyau à une cuve de stockage.....	322
Figure 4.38 : Épandage d'urine avec pendillard et tuyau relié au stockage	323
Figure 4.39 : Aperçu de la diversité des interfaces usagers envisageables et alternatives à la toilette à chasse d'eau conventionnelle.	335
Figure 4.40 : Le système Clivus Multrum.....	337
Figure 4.41 : Métabolismes schématisés carbone et azote du blé et de l'être humain représentés successivement.	343
Figure 4.42 : Schéma de fonctionnement du traitement des eaux-vannes et des eaux ménagères à Noorderhoek.....	350
Figure 5.1 : Vue sur des maisons de l'éco-village Understenshøjden.....	368
Figure 5.2 : Povl Markussen, habitant et responsable assainissement du quartier Hyldebjerg, debout sur le regard de la cuve de stockage d'urine.....	369
Figure 5.3 : Débat sur le devenir des urines et matières fécales.....	380
Figure 5.4 : Réduction au débat sur le devenir des eaux usées	381
Figure 5.5 : Réduction du débat sur le devenir des boues	382

Figure 5.6 : Réduction du débat sur le devenir des cendres	383
Figure 5.7 : Réduction du débat sur le devenir des cendres sans phosphore ?	384
Figure 5.8 : Analyse dynamique et multi-niveaux des transitions socio-techniques.....	386
Figure 5.9 : Effet ciseau auquel est soumis l'assainissement de l'agglomération parisienne	395
Figure 5.10 : Photographie de la Seine à Paris durant l'été 1942.....	396
Figure 5.11 : Illustration du scénario Paris 2053.....	426
Figure 5.12 : Taux de recyclage agricole de l'azote des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne – 1850-2053	428
Figure 5.13 : Représentation GRAFS des flux d'azote de l'hinterland agricole parisien en 2053.....	429
Figure 5.14 : Empreinte azote d'un habitant de l'agglomération parisienne en 2053.	431

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Composition atomique du corps humain.....	47
Tableau 1.2 : Principaux flux de matière et d'énergie de l'interaction des êtres humains avec leur environnement.....	50
Tableau 1.3 : Comparaison des flux et des stocks des principaux éléments du métabolisme humain. .	56
Tableau 1.4 : Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les matières fécales et maladies & symptômes associés.	73
Tableau 1.5 : Excrétions liquides et solides du corps humain.....	75
Tableau 1.6 : Principales caractéristiques du régime socio-écologique industriel occidental.....	80
Tableau 1.7 : Principaux types de matière première et d'énergie mobilisés par les villes occidentales aujourd'hui.	82
Tableau 2.1 : Usages de l'eau domestique en relation avec le système alimentation/excrétion.....	117
Tableau 2.2 : Ordres de grandeur énergétiques du système alimentation/excrétion au regard de la consommation de la société.....	123
Tableau 3.1 : Matrice d'évaluation des dix paramètres de la circularité parisienne sur 1850-2010. ...	179
Tableau 3.2 : Population et densité de Paris : centre-ville, unité urbaine, aire urbaine et Ile-de-France.	186
Tableau 3.3 : Empreinte environnementale de l'agglomération parisienne au niveau des ses quatre grandes régions d'approvisionnement.....	201
Tableau 3.4 : Teneur en azote et en phosphore de l'approvisionnement et de la consommation alimentaire par personne.	204
Tableau 4.1 : Contenu énergétique des eaux usées domestiques typiques européennes (kWh/pers/an) Source : Larsen (2015).....	266
Tableau 4.2 : Besoin en azote, phosphore et potassium pour produire 250 kg de céréales et nutriments contenus dans les urines et matières fécales (suédoises).....	266
Tableau 4.3 : Durées de stockage recommandées pour les mélanges d'urine ^a , d'après la teneur estimée en agents pathogènes ^b , et types de cultures recommandés pour les grands systèmes ^c	302
Tableau 4.4 : Mise en regard de procédés de traitement de l'urine ^a développés en Europe au XIX ^e et au XXI ^e siècle.....	310
Tableau 4.5 : Teneurs NPK comparées d'engrais liquide du commerce, Aurin et urine brute.	320

Tableau 4.6 : Circularité potentielle de différents maillons de chaînes de séparation à la source de l'urine	326
Tableau 5.1 : Taux de récupération de l'azote, du phosphore et du potassium des excréments humains pour l'agglomération parisienne en 2053, comparé à 2013.....	427

Bibliographie

- ADEME, 2008. *Enquête nationale sur la gestion domestique des déchets organiques*. Groupement INDDIGO SAS / LH2. Angers. 88 p.
- ADEME, Service public 2000, BRGM, CEMAGREF, 2010. *La composition des ordures ménagères et assimilées en France. Campagne nationale de caractérisation 2007*. ADEME, Angers. 60 p.
- ADEME & ASTEE, 2013. *Guide méthodologique d'évaluation des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement*. ADEME & ASTEE Éd. 3^e éd. Mai 2013.
- Adler, E., 2014. *Recycler l'urine, une idée lumineuse source d'innovations, d'hier à demain*. Techniques Sciences Méthodes n° 12.
- AESN, 2013. *État des lieux du bassin de la Seine et des cours d'eau côtiers normands*. Agence de l'eau Seine Normandie. Préfecture de Région Ile-de-France. 329 pp.
- AESN, 2015. *Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux*. AESN, Nanterre.
- AFSSA, 2002. *Rapport sel : Évaluation et recommandations*. Ed. AFSSA.
- AFSSA, 2007. *Apport en protéines : consommation, qualité, besoins et recommandations*. Ed. AFSSA.
- AFSSA, 2009. *Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2)*. Éd. AFSSA.
- Agapakis, C.M., Niederholtmeyer, H., Noche, R.R., Lieberman, T.D., Megason, S.G., Way, J.C., Silver, P.A., 2011. *Towards a Synthetic Chloroplast*. PLoS ONE 6, e18877. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018877>
- Aguerre, J.-P., 2003. *Scatophobie des villes, scatophilie des champs. Gestion et utilisation des fèces à Lyon à la fin du 19e siècle*, Ruralia [En ligne], 12/13 | 2003, mis en ligne le 01 juillet 2007. URL : <http://journals.openedition.org/ruralia/329>.
- Anand, C.K., Apul, D.S., 2014. *Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation – A review*. Waste Management 34, 329-343. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.006>.
- ANSES, 2015. *Analyse des risques sanitaires liés à la réutilisation d'eaux grises pour des usages domestiques*. Éd. ANSES. ISBN 979-10-286-0057-0.
- ANSES, 2017. *Actualisation des repères du PNNS : révision des repères de consommations alimentaires*. Éd. ANSES. ISBN 979-10-286-0140-9.

- Aouad, G., Crovisier, J.-L., Damidot, D., Stille, P., Meyer, J.-M., Geoffroy, J.-M., 2006. *Action bactérienne sur un mâchefer d'incinération d'ordure ménagère*. Déchets - Rev. Francoph. Décologie Ind. 12–16.
- Armelagos, G.J., 2014. *Brain Evolution, the Determinates of Food Choice, and the Omnivore's Dilemma*. Crit. Rev. Food Sci. Nutr. 54, 1330–1341. <https://doi.org/10.1080/10408398.2011.635817>.
- Aubert, A. & Alcan, M. (1848). *Instruction pour le peuple: cent traités sur les connaissances les plus indispensables*. Paris, J.J. Dubochet.
- Baccini, P. & Brunner, P.H., 2012. *Metabolism of the anthroposphere: analysis, evaluation, design*, Second edition. ed. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Barles, S., 2005. *L'invention des déchets urbains: France 1790-1970*. Champ Vallon, Seyssel (Ain).
- Barles, S., 2007a. *Feeding the city: Food consumption and flow of nitrogen, Paris, 1801–1914*. Sci. Total Environ. 375, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.003>
- Barles, S., 2007b. *Urban metabolism and river systems: an historical perspective – Paris and the Seine, 1790–1970*. Hydrol. Earth Syst. Sci., 11, 1757-1769.
- Barles, S., 2013. *Trends in urban biogeochemistry and urban metabolism at the Anthropocene*. Goldschmidt conference. Florence, Italy.
- Barles, S., 2014. *History of waste management and the social and cultural representations of waste*. In: The Basic World of Environmental History. Agnoletti M. & Neri Serneri S. (Ed). P. 199-216. Chapitre 7. Heidelberg, Springer.
- Barles, S., 2015a. *Écologie territoriale*. Article. In: Merlin, P., Choay, C. (Éds.). *Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement*, 7^e éd. [1^{ère} éd. 1988], Paris : PUF, 2015, p. 270-271
- Barles, S., 2015b. *The main characteristics of urban socio-ecological trajectories: Paris (France) from the 18th to the 20th century*. Ecol. Econ. 118, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.027>
- Barles, S., 2017. *Métabolisme territorial et trajectoires socio-écologiques*. Colloque du PIREN-Seine. Paris.
- Batstone, D.J., Hülsen, T., Mehta, C.M., Keller, J., 2015. *Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review*. Chemosphere 140, 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>.
- Baum, R., Luh, J., Bartram, J., 2013. *Sanitation: A Global Estimate of Sewerage Connections without Treatment and the Resulting Impact on MDG Progress*. Environmental Science and Technology 47, no 4 (2013): 1994-2000. doi:10.1021/es304284f.

- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. *Gaseous Emissions of Carbon Dioxide, Ammonia and Nitrous Oxide from Organic Household Waste in a Compost Reactor under Different Temperature Regimes*. SE—Structures and Environment. Journal of Agricultural Engineering Research 78, 423-430. <https://doi.org/10.1006/jaer.2000.0662>
- Bellanger, E., 2010. *Assainir l'agglomération parisienne. Histoire d'une politique interdépartementale de l'assainissement (XIXe-XXe siècles)*. Avec la collaboration d'Éléonore PINEAU, Paris, Éditions de L'Atelier, 352 p.
- Berger, Y., 2016. *Urine, le nouvel or vert ?* Documentaire Universcience, 7 minutes. France.
- Berrod, T. & Russel, Q., 2013. *Les superpouvoirs de l'urine*. ARTE France, Mona Lisa Production. 52 minutes. France.
- Besson, M., 2015. *Étude des réalisations internationales et simulation d'un scénario de séparation à la source*. Rapport de Master 2, INSA Toulouse.
- Billen, G., Garnier, J., Cugier, P., Thieu, V., 2007. *Le traitement inhibitif du plomb par injection d'orthophosphates : modélisation de ses effets potentiels sur l'eutrophisation dans la Basse Seine et la Baie de Seine*. Étude SEDIF, PIREN-Seine.
- Billen, G., Silvestre, M., Barles, S., Mouchel, J.-M., Garnier, J., Curie, F., Boët, P., 2009a. *Le bassin de la Seine. Découvrir les fonctions et les services rendus par le système Seine*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.
- Billen, G., Barles, S., Garnier, J., Rouillard, J., Benoit, P., 2009b. *The food-print of Paris: long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland*. Reg. Environ. Change 9, 13–24. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0051-y>
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Passy, P., Rioussat, P., Silvestre, M., Théry, S., Vilain, G., Billy, C., 2011. *La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine: comprendre les processus pour inverser les tendances*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.
- Billen, G., Garnier, J., Barles, S., 2012a. *Special issue. History of the urban environmental imprint: introduction to a multidisciplinary approach to the long term relationships between Western cities and their hinterland*. Regional Environmental Change. 12: 249-254.
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Silvestre, M., Barles, S., Chatzimpiros, P., 2012b. *Localising the nitrogen imprint of the Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet*. Biogeosciences 9, 607–616. <https://doi.org/10.5194/bg-9-607-2012>.
- Billen, G., Barles, S., Chatzimpiros, P., Garnier, J., 2012c. *Grain, meat and vegetables to feed Paris: where did and do they come from? Localising Paris food supply areas from the eighteenth to the twenty-first century*. Regional Environmental Changes. 12: 325-336. DOI: 10.1007/s10113-011-0244-7
- Billen, G., 2013. *La filière agro-carburants dans l'agriculture du bassin de la Seine*. Rapport annuel du PIREN-Seine 2013. PIREN-Seine Éd.

- Billen, G., Garnier, J., Lassaletta, L., 2013. *The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales*. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20130123–20130123. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0123>
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2014. *A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade*. *Glob. Food Secur.* 3, 209–219. doi:10.1016/j.gfs.2014.08.003.
- Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., 2015. *A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade*. *Environ. Res. Lett.* 10, 025001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025001>
- Billen, G., Le Noë, J., Lassaletta, L., Thieu, V., Anglade, J., Petit, L., Garnier, J., 2017a. *Et si la France passait au régime « bio, local et demitarian » ?* Le Déméter, 2017.
- Billen, G., Le Noë, J., Garnier, J. 2017b. *L'agriculture française dans le bilan énergétique : hier, aujourd'hui et demain*. 28^{es} journées scientifiques de l'environnement. 31 janvier – 2 février 2017. Créteil, France.
- Bisinella de Faria, A.B., Spérandio, M., Ahmadi, A., Tiruta-Barna, L., 2015. *Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA)*. *Water Research* 84, 99–111. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.048>
- Blanchoud, H., Barriuso, E., Chevreuil, M., Guery, B., Moreau-Guigon, E., Schott, C., Théry, S., Tournebize, J., 2011 *Les pesticides dans le bassin de la Seine*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre. ISBN : 978-2-918251-13-2.
- Bognon, S., 2014. *Les transformations de l'approvisionnement alimentaire dans la métropole parisienne. Trajectoire socio-écologique et construction de proximités*. Thèse de doctorat. Université Paris 1. <tel-01175746>
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V. et Gillot, S., 2016a. *N₂O Emissions from Full-Scale Nitrifying Biofilters*. *Water Research* 102 (October 2016): 41-51. doi:10.1016/j.watres.2016.05.091.
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V. et Gillot, S., 2016b. *Full-Scale Post Denitrifying Biofilters: Sinks of Dissolved N₂O?* *Science of The Total Environment* 563-564 (September 2016): 320-28. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.237.
- Bonhommeau, S., Dubroca, L., Le Pape, O., Barde, J., Kaplan, D.M., Chassot, E., Nieblas, A.-E., 2013. *Eating up the world's food web and the human trophic level*. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 20617–20620. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305827110>
- Bonneau, M., Dourmad, J.-Y., Germon, J.-C., Hassouna, M., Lebret, B., Loyon, L., Paillat, J.-M., Ramonet, Y., Robin, P., 2008. *Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins*. *INRA Prod. Anim.*, 21, 345-360.

- Bouatra, S., Aziat, F., Mandal, R., Guo, A.C., Wilson, M.R., *et al.*, 2013. *The Human Urine Metabolome*. PLoS ONE 8(9): e73076. doi:10.1371/journal.pone.0073076.
- Brun, F., He, Q., Joncoux, S., Bayard, R. et Esculier, F. 2017. *Caractérisation des pratiques et des impacts de la gestion des sous-produits de toilettes sèches mobiles*. Toilettes du Monde et ADEME. 153 pages.
- Buclet, N. (dir.), 2015. *Essai d'écologie territoriale : l'exemple d'Aussois en Savoie*. Paris: CNRS éditions.
- Caballero, B., 2013. *Encyclopedia of human nutrition*. Elsevier, Amsterdam.
- Caby, A., 2013. *Quel intérêt et quelle opportunité de mettre en place une collecte sélective des urines en milieu urbain dense ? Etude sur le territoire du SIAAP*. Thèse professionnelle de Mastère. Mastère d'Action publique. Ecole des Ponts ParisTech, AgroParisTech, SIAAP.
- Carré, C. & Deutsch, J.-C., 2015. *L'eau dans la ville. Une amie qui nous fait la guerre*. Aube. ed.
- Carré, C., Meybeck, M., Esculier, F., 2017. *The Water Framework Directive's "percentage of surface waterbodies at good status": unveiling the hidden side of a "hyperindicator"*. Ecological Indicators 78: 371-80. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.03.021.
- Chatzimpiros, P., 2011 *Les empreintes environnementales de l'approvisionnement alimentaire : Paris, ses viandes et lait, XIXe-XXIe siècles*. Thèse de doctorat. Université Paris-Est. <NNT : 2011PEST1135>. <pastel-00834837>
- Chocat, B., 1997. *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. TEC & DOC Éd.
- CIPR, 2013. *Le Rhin et son bassin : un survol*. CIPR Éd. Koblenz.
- Chaillou, K., Gérente, C., Andrès, Y., Wolbert, D., 2011. *Bathroom Greywater Characterization and Potential Treatments for Reuse*. Water. Air. Soil Pollut. 215, 31–42. doi:10.1007/s11270-010-0454-5
- Combris, P., 2006. *Le poids des contraintes économiques dans les choix alimentaires*. Cah. Nutr. Diététique 41, 279–284. [https://doi.org/10.1016/S0007-9960\(06\)70640-X](https://doi.org/10.1016/S0007-9960(06)70640-X)
- Commission Européenne, 2014. *Report on critical raw materials for the EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials*. Commission Européenne Éd.
- Cordell, D., 2010. *The story of phosphorus: sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security*. Thèse de doctorat. Department of Water and Environmental Studies, The Tema Institute, Linköping University, Linköping.
- Corenwinder, B., 1866. *Recherches sur l'engrais flamand. Son emploi dans la culture des terres*. L. Danel imp. Lille.
- CR IDF, 2009. *Plan Régional d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés d'Île-de-France*. CR IDF Éd. Paris.

- Créno, B., 2015. *Étude comparative du métabolisme urbain des urines et des fèces*. Rapport de projet d'ingénieur en laboratoire. École nationale des ponts et chaussées.
- Crolais, A., Lebihain, M., Le Gal, A. et Maysonnave, E., 2016. *L'or liquide, l'innovation sociotechnique en assainissement par la mise en synergie d'acteurs locaux: le cas de la collecte sélective des urines sur le plateau de Saclay*. Rapport de Groupe d'Analyse de l'Action Publique. Mastère Politique et Action Publique pour le Développement Durable. École nationale des ponts et chaussées.
- Cross, P., 1985. *Existing practices and beliefs in the utilization of human excreta*. In: Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. IRCWD Report No. 04/85. Dübendorf, Suisse.
- Crutzen, P.J., 2002. *Geology of mankind: the anthropocene*. Nature 415, 23.
- Cutler, D. & Miller, G., 2005. *The role of public health improvements in health advances: the twentieth-century United States*. Demography. Feb;42(1):1-22.
- Dechesne, M. 2016. *Mise en place d'un réacteur de précipitation de struvite à partir d'urine humaine*. Rapport de Master 1 Sciences et de Gestion de l'Environnement. École Nationale des Ponts et Chaussées.
- De Gouvello, B., 2009. *La gestion durable de l'eau Gérer durablement l'eau dans le bâtiment et sa parcelle*. Guide Bâtir le développement durable. Centre scientifique et technique du bâtiment.
- De Looze, R., 2016. *L'urine, de l'or liquide au jardin*. Terran Editions. ISBN : 978-2359810608.
- Denes, J., Menasseri, S., Gasco, S., Tremier, A., 2015. *Proposal of a composting model to predict and manage gaseous emissions and quality of compost*. RAMIRAN conference. Octobre 2015. Hamburg, Allemagne.
- Deshayes, S., 2015. *Identification des sources de phtalates et d'alkylphénols (polluants émergents) en milieu urbain et compréhension des processus d'élimination*. Thèse de doctorat. Université Paris Est.
- Diamond, J.M., 2005. *Collapse: how societies choose to fail or succeed*. Penguin Books, New York.
- Dmitrieva, T., 2018. *Perceptions, réglementations et mesures de la qualité des eaux de surface en France, 1854-1964. Le cas des eaux de la ville de Versailles*. Thèse de doctorat.
- Dorthe, G. & Roudit, J.A.R., 2014. *Modifier l'espèce humaine ou l'environnement ? Les transhumanistes face à la crise écologique*. Bioethica Forum. Vol. 7, No. 3.
- Drangert, J.-O., 1998. *Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture*. GeoJournal 45: 201-208.
- Drangert, J.-O., 2017. *The future of sanitation—a return to circular systems*. Håkan Jönsson Symposium. SLU, Upssala. 25 octobre 2017.

- DRIAAF, 2012. *Etude de cas territoriale sur les déchets de petites entreprises alimentaires franciliennes*. CERVIA. ORDIF. 107 p.
- DRIEE-IF, 2014. *La Seine de Paris à Oissel. Statistiques interannuelles. Période 2010 - 2013*. DRIEE-IF Éd.
- Dussourt, E. & Ruel-Kellermann, M., 2012 *L'urine et ses diverses utilisations, en particulier dentaires*. Actes de la société française d'histoire dentaire. 2012, 17.
- Eaufrance, 2017. *Observatoire des services publics d'eau et d'assainissement. Panorama des services et de leur performance en 2014*. Eaufrance, Éd.
- Edeline, F., 2001. *Le pouvoir autoépurateur des rivières : une introduction critique*. Liège Belgique Tec & Doc. Paris Cebedoc.
- Ek, M., Bergström, R., Bjurhem, J.-E., Björlenius, B., Hellström, D., 2006. *Concentration of nutrients from urine and reject water from anaerobically digested sludge*. Water Science and Technology 54, 437-444. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.924>.
- Ekeberg, C., 1771. *Précis historique de l'économie rurale des chinois*, Présenté à l'Académie des Sciences de Suède (1754). Publié par C. von Linné. Traduit par D. de Blackford. À Milan, chez les frères Reycends libraires sous les Arcades de Figini.
- Eme, C. & Boutin, C., 2015. *Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation*. IRSTEA, ONEMA, CréaPure Éd.
- Enders, G. & Enders, J., 2016. *Le charme discret de l'intestin : tout sur un organe mal aimé*. Actes Sud, Arles.
- Erisman, J.W., Domburg, N., de Vries, W., Kros, H., de Haan, B., Sanders K., 2005. *The Dutch N-cascade in the european perspective*. Science in China Series C: Life Sciences, 48 (supplement 2), 827-842.
- Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. *How a century of ammonia synthesis changed the world*. Nature Geoscience 1, 636-639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>
- Erisman, J.W. & Larsen, T.A., 2013. *Nitrogen economy of the 21st Century*, in: Source Separation and Decentralisation for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 4.
- Esculier, F., 2008. *Vers une gestion cyclique des déchets et des eaux usées*. Rapport de fin d'études. École nationale des ponts et chaussées. Paris.
- Esculier, F. & Andriamahéfa, H., 2014. *Analyse critique de l'état des lieux du bassin Seine-Normandie au regard des objectifs d'atteinte de bon état*. Agence de l'Eau Seine Normandie.

- Esculier, F., Le Noë, J., Barles, S., Billen, G., Créno, B., Garnier, J., Lesavre, J., Petit L., Tabuchi, J.-P., 2018. *The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system*. Journal of Hydrology. 10.1016/j.jhydrol.2018.02.043.
- Esrey, S., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, R., Simpson-Hébert, M., Vargas, J., Winblad, U. (Éd), 1998. *Assainissement écologique*. Sida, Stockholm. ISBN 91 586 76 12 0
- Etter, B., Tilley, E., Khadka, R., Udert K. M., 2011. *Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal*. Water Research 45, 852 -862.
- Etter, B., Udert, K.M., Gounden, T. 2015. *VUNA Final Report - Valorisation of Urine Nutrients*. EAWAG Éd. Dübendorf, Suisse.
- Facq, F., 2015. *Gestion durable du phosphore*. CGDD, MEDDE Éd.
- FAO, 2005. *L'état des ressources halieutiques mondiales*. Document Technique sur les pêches 457. ISBN : 92-5-205267-4.
- Fennel, K., Follows, M., Falkowski, P. G., 2005. *The co-evolution of the nitrogen, carbon and oxygen cycles in the Proterozoic ocean*. American Journal of Science. Vol. 305, Juin-septembre-octobre p. 526-545.
- Fernández-Arévalo, T., Lizarralde, I., Fdz-Polanco, F., Pérez-Elvira, S.I., Garrido, J.M., Puig, S., Poch, M., Grau, P., Ayesa, E., 2017. *Quantitative assessment of energy and resource recovery in wastewater treatment plants based on plant-wide simulations*. Water Research 118, 272-288. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.001>
- Ferriman, A., 2007. *BMJ readers chose the “sanitary revolution” as greatest medical advance since 1840*. BMJ. 334:111.
- Fischer-Kowalski, M. & Haberl, H., 2007. *Socioecological transitions and global change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use*. Edward Elgar, Cheltenham, UK; Northampton, USA.
- Fischer-Kowalski, M., Haberl, H., Krausmann, F., 2007. *Conclusions: likely and unlikely pasts, possible and impossible futures*. In: *Socioecological transitions and global change: Trajectories of Social Metabolism and Land Use*. Fischer-Kowalski, M. & Haberl, H. Éd. Edward Elgar, Cheltenham, UK; Northampton, USA.
- Forkes, J., 2007. *Nitrogen balance for the urban food metabolism of Toronto, Canada*. Resour. Conserv. Recycl. 52, 74–94. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2007.02.003>
- Fraústo da Silva, J.J.R. & Williams, R.J.P., 2009. *The biological chemistry of the elements: the inorganic chemistry of life*, 2. ed., repr. ed. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Freud, S., 1917. *Une difficulté de la psychanalyse*. J.-M. Tremblay, Chicoutimi (2002). <https://doi.org/10.1522/030149455>

- Friedler, E., Butler, D., Alfiya, Y., 2013. *Wastewater composition*, in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 17.
- Frioux, S., 2009. *Les réseaux de la modernité. Amélioration de l'environnement et diffusion de l'innovation dans la France urbaine (fin XIXe siècle – années 1950)*. Thèse de doctorat. Université Lumière Lyon 2.
- Gaci, N., Borrel, G., Tottey, W., O'Toole, P.W., Brugère, J.-F., 2014. *Archaea and the human gut: New beginning of an old story*. World J. Gastroenterol. 20, 16062. <https://doi.org/10.3748/wjg.v20.i43.16062>
- Gaglio, G., 2011. *Sociologie de l'innovation*. Presses universitaires de France, Paris.
- Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Romero, E., Grizzetti, B., Némery, J., Le, T.P.Q., Pistocchi, C., Aissa-Grouz, N., Luu, T.N.M., Vilmin, L., Dorioz, J.-M., 2015. *Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27)*. Global Biogeochemical Cycles 29, 1348-1368. <https://doi.org/10.1002/2015gb005147>.
- Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.M., Schott, C., Tallec, G., 2016. *Reconnecting crop and cattle farming for a reduction of nitrogen losses in an intensive agricultural watershed*. Environm Sci Policy. 63 :76-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019>.
- Geels, F. W., 2002. *Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study*. Research Policy (2002) 1257-1274.
- Girardin, J., 1876. *Des fumiers et autres engrais animaux*, Septième édition. Garnier frères, Paris. Disponible sur : <http://catalogue.bnf.fr/ark:/12148/cb305108417>
- Goubert, J.-P., 1984. *La France s'équipe. Les réseaux d'eau et d'assainissement. 1850-1950*. In: Les Annales de la recherche urbaine, N°23-24, 1984. Les réseaux techniques urbains. pp. 47-53; Consulté le 3 octobre 2016. http://www.persee.fr/doc/aru_0180-930x_1984_num_23_1_1094.
- Gourou, P., 1950. *Les dangers de l'engrais humain en Chine*. In: *Annales de Géographie*, t. 59, n°317, 1950. pp. 388-389.
- Gruber, N. & Galloway, J.N., 2008. *An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle*. Nature 451, 293–296. <https://doi.org/10.1038/nature06592>.
- GT EPNAC, 2014. *Lumière sur le véritable rôle des végétaux dans le traitement des eaux usées*. EPNAC Éd. Groupe de travail national EPNAC.
- Gueymard, E., 1868. *Recueil d'analyses chimiques à l'usage de l'agriculture moderne*. Imp. De Prudhomme. Grenoble.
- Guillerme, A., 1990. *Les temps de l'eau : la cité, l'eau et les techniques ; nord de la France fin III. - début XIX. siècle*, 2. édition. ed, Collection milieux. Champ Vallon, Seyssel.

- Gustavsson, D., 2017. *How to improve wastewater treatment with increased recovery of plant nutrients in urban areas?* Håkan Jönsson Symposium. SLU, Upssala. 25 octobre 2017.
- Guzmán, G., Aguilera, E., Soto, D. *et al.*, 2014. *Methodology and conversion factors to estimate the net primary productivity of historical and contemporary agroecosystems*. Sociedad Española de Historia Agraria. Documentos de Trabajo DT-SEHA n° 1407. Mayo 2014.
- Habets, F., Boé, J., Déqué, M., Ducharne, A., *et al.*, 2011. *Impact du changement climatique sur les ressources en eau du bassin versant de la Seine : résultats du projet GICC-RExHySS*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre.
- Hache, E., 2011. *Ce à quoi nous tenons : propositions pour une écologie pragmatique*. Les Empêcheurs de penser en rond : La Découverte, Paris.
- Hammer, M. & Clemens, J., 2007. *A tool to evaluate the fertiliser value and the environmental impact of substrates from wastewater treatment*. Water Sci. Technol. 56, 201. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.573>.
- Harpert, C., 1998. *Du déchet : philosophie des immondices*. L'Harmattan.
- Hashemi, S. & Han, M., 2017. *Methods for controlling stored urine odor in resource-oriented sanitation*. Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development 7, 507-514. <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.098>.
- HCSP, 2000. *Pour une politique nutritionnelle de santé publique en France*. ENSP, Rennes.
- He, Q., 2016. *Caractérisation de filières d'assainissement des matières de toilettes sèches mobiles et urbaines*. Rapport de Master 2 Science et Ingénierie de l'Environnement. Université d'Angers.
- Heysmsfield, S., 2005. *Human Body Composition*. Leeds: Human Kinetics.
- Hugo, V., 1862 (1999). *Les misérables*. Paris. Gallimard. Sous la direction d'Y. Gohin. 1999. 1^{ère} édition par Lacroix, Verboekhoven et C^{ie}, 1862.
- Huzard, 1832. *Rapport au conseil de salubrité, sur l'emploi de l'urine comme engrais*. In : Annales de l'agriculture française. 3^{ème} série, Tome X. pp. 133-137. Mme Huzard Imp-Lib.
- IFA, WFO, GACSA. 2016. *Nutrient Management Handbook*. IFA, WFO, GACSA Ed.
- IFEN, 2008. *L'économie de l'environnement en 2006 – Rapport général*. Juin 2008. 133 p.
- INERIS, 2003. *Seuil de toxicité aiguë. Ammoniac (NH₃)*. INERIS Éd.
- IPCC Working Group I, 2007, *Climate Change 2007, The Physical Science Basis*, Canada.
- Jacquemet, G., 1979. *Urbanisme parisien : la bataille du tout-à-l'égout à la fin du XIXe siècle*. Revue d'histoire moderne et contemporaine. Tome XXVI. Oct-déc 1979.

- Jenssen, P.D. & Vatn, A., 1991. *Decentralized technologies – the future solution to high nutrient removal and recycling*. In: H. Ødegaard (ed.) *Emerging technologies in municipal wastewater treatment*. Proc. International conference: Environement Northern Seas (ENS), Stavanger, Norway, p. 191-207.
- Johansson, M., 2000. *Urine separation – closing the nutrient cycle*. Final Report of the R&D Project: Source-Separated Human Urine - A Future Source of Fertilizer for Agriculture in the Stockholm Region. Stockholm: Stockholm Vatten, Stockholmshem & HSB National Federation. Verna Ecology.
- Jönsson, H., Stenström, T.-A., Svensson, J., Sundin, A., 1997. *Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination*. *Water Science and Technology* 35. [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(97\)00192-3](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(97)00192-3).
- Jönsson, H., 2001. *Urine separation – Swedish experiences*. *EcoEng Newsletter* 1, International Ecological Engineering Society, Wolhusen, Switzerland. Octobre 2001.
- Jönsson, H. & Vinnerås, B. 2013. *Closing the loop: Recycling nutrients to agriculture*, in: *Source Separation and Decentralisation for Wastewater Management*. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 12.
- Jönsson, H., 2017. *Lessons learnt towards sustainable resource loops, and remaining challenges*. Håkan Jönsson Symposium. SLU, Upssala. 25 octobre 2017.
- Jourdan, J.-P., 2016. *Manuel de culture artisanale de spiruline*. Jourdan éd.
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M., 2009. *Nitrous oxide emission during wastewater treatment*. *Water Res.* 43, 4093–4103. doi:10.1016/j.watres.2009.03.001
- Karak, T. & Bhattacharyya, P., 2011. *Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality*. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 400–408. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.008>
- Kempf, H., 2013. *Fin de l'Occident, naissance du monde*. Éditions du Seuil, Paris.
- Kingma, B.R., Frijns, A.J., Schellen, L., van Marken Lichtenbelt, W.D., 2014. *Beyond the classic thermoneutral zone: Including thermal comfort*. *Temperature* 1, 142–149. <https://doi.org/10.4161/temp.29702>
- Kirchmann, H. & Pettersson, S., 1995. *Human urine - Chemical composition and fertilizer use efficiency*. *Fertilizer Research*. 40,149-154.
- Kohlbrener, A., 2014. *De l'engrais au déchet, des campagnes à la rivière : une histoire de Bruxelles et de ses excréments*, *Brussels Studies* [En ligne], Collection générale, n° 78, mis en ligne le 23 juin 2014. Consulté le 23 juin 2017. URL : <http://journals.openedition.org/brussels/1224> ; DOI : 10.4000/brussels.1224.

- Kroiss, H. & Zessner, M., 2001. *Wastewater treatment and sludge disposal – What are the challenges?* European Council of Applied Sciences and Engineering. Éd.
- Kuntke, P., 2013. *Nutrient and energy recovery from urine*. Thèse de doctorat. Wagenigen University.
- Kuschik, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U., 2003. *Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate*. *Water Research* 37, 4236-4242. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(03\)00163-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(03)00163-5).
- Kvarnström, E., Emilsson, K., Richert Stintzing, A., Johansson, M., Jönsson, H., af Petersens, E., Schönning, C., Christensen, J., Hellström, D., Qvarnström, L., Ridderstolpe, P., Drangert, J.-O., 2006. *Urine diversion : one step towards sustainable sanitation*. Stockholm: Stockholm Environment Institute. EcoSanRes Publications Series. Report 2006-1.
- Labadan, E., 2013. *Filière de valorisation agricole des boues du site Seine Aval*. Journée « Perspectives d'évolution de la filière du compostage des boues d'épuration », 7 novembre 2013 à Lyon, ISARA.
- Lanoé, S. 2009. *Assainissement durable*. Editions Goutte de Sable. 175p.
- Larsen, T.A. & Gujer, W., 1996. *Separate management of anthropogenic nutrient solution (human urine)*. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 34. No. 3-4, pp. 87-94
- Larsen, T.A. & Lienert, J., 2007. *Novaquatis final report. NoMix – A new approach to urban water management*. Eawag, Dübendorf, Suisse. Mars 2007.
- Larsen, T.A., Udert, K. M., Lienert, J. (Éd), 2013. *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing.
- Larsen, T.A. & Gujer, W., 2013. *Implementation of source separation and decentralization in cities*. in: *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 10.
- Larsen, T.A., 2015. *CO₂-neutral wastewater treatment plants or robust, climate-friendly wastewater management? A systems perspective*. *Water Research*. 87, 513-521. DOI : 10.1016/j.watres.2015.06.006.
- Larsen, T.A., 2017. *Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world*. Håkan Jönsson Symposium. SLU, Upssala. 25 octobre 2017.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014. *Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends*. *Biogeochemistry* 118, 225–241. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- Lasztity, R. & Hidvégi, M., 1985. *Amino Acid Composition and Biological Value of Cereal Proteins*. Proceedings of the International Association for Cereal Chemistry Symposium on Amino Acid Composition and Biological Value of Cereal Proteins Budapest, Hungary, May 31-June 1, 1983. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Lecointre, G., Le Guyader, H., Visset, D. 2016. *Classification phylogénétique du vivant*. Paris : Belin. 2 tomes.
- Leguay, J.-P., 1984. *La rue au Moyen-Âge*. Éditions Ouest-France, Rennes.
- Lennartsson, M., Kvarnström, E., McConville, J., 2017. *Planning and implementation of source-separating systems. The importance of policies and people*. Poster at IWA Cities of the Future Conference. Göteborg, Suède. Juin 2017.
- Le Noë, J., Billen, G., Lassaletta, L., Silvestre, M., Garnier, J., 2016. *La place du transport de denrées agricoles dans le cycle biogéochimique de l'azote en France : un aspect de la spécialisation des territoires*. Cahiers Agricultures 25 (1).
- Le Noë, J., Billen, G., Garnier, J., 2017a. *How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: The generalized representation of agro-food system applied at the regional scale in France*. Sci. Total Environ. 586, 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>
- Le Noë, J., Garnier, J., Billen, G. 2017b. *Phosphorus management in cropping systems of the Paris Basin: From farm to regional scale*. Journal of Environmental Management 205 (2018) 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>.
- Le Noë J., Billen G., Esculier F., Garnier J. (soumis) *Long term socio-ecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows: the case of French regions from 1852 to 2014*. Agriculture, Ecosystems & Environment.
- Leroux, P., 1853. *Aux États de Jersey, sur un moyen de quintupler, pour ne pas dire plus, la production agricole du pays*. Universal Library. ed. Londres.
- Lesavre, J., 2014. *Épuration des eaux usées: Évolution des filières de traitement depuis 50 ans (et plus)*. Atelier d'échanges international « Gestion des eaux usées urbaines ». Colombes, France. 5-7 octobre 2014.
- Lestel, L. & Carré, C. (Éd), 2017. *Les rivières urbaines et leur pollution*. Éd. Quæ. ISBN : 978-2-7592-2582-8.
- Lewis, D.A., Brown, R., Williams, J., White, P., Jacobson, S.K., Marchesi, J.R., Drake, M.J., 2013. *The human urinary microbiome; bacterial DNA in voided urine of asymptomatic adults*. Front. Cell. Infect. Microbiol. 3. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2013.00041>
- Li, Y. & Li, W., 2015. *Nitrogen transformations and losses during composting of sewage sludge with acidified sawdust in a laboratory reactor*. Waste Management & Research 33, 139-145. <https://doi.org/10.1177/0734242x14564642>.
- Liger, F., 1875. *Dictionnaire historique et pratique de la voierie, de la construction, de la police municipale et de la contiguïté : fosses d'aisances, latrines, urinoirs et vidanges*. Baudry, Paris.

- Londong, J., 2013. *Practical experience with source separation in Germany*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 29.
- Lotka, A. J., 1924 (1956). *Elements of mathematical biology*. Dove Pub. Inc. New York. Première édition sous le titre de *Elements of physical biology* (1924). The Williams & Wilkins Inc. Co.
- Lovelock, J., 1979. *Gaia, a new look at life on earth*. Oxford University Press, Oxford; New York.
- MAAP & MEDDE, 2009. *Bilan de dix années d'application de la réglementation relative à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées*. Rapport n° 1771 CGAAER.
- Maksimović, Č. & Tejada-Guibert, J. A. (Éd), 2001. *Frontiers in urban water management: deadlock or hope*. Londres : IWA Pub. ISBN : 9781900222761.
- Martin, T., 2017. *Valorisation des urines humaines comme source d'azote pour les plantes : une expérimentation en serre*. Rapport de Master 2 Systèmes Aquatiques et Gestion de l'Eau. Institut National de la Recherche Agronomique & École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Maslow, A. H., 1943. *A theory of human motivation*. Psychol. Rev. 50, 370–396. <https://doi.org/10.1037/h0054346>.
- Matassa, S., Batstone, D.J., Hülsen, T., Schnoor, J., Verstraete, W., 2015. *Can Direct Conversion of Used Nitrogen to New Feed and Protein Help Feed the World?* Environ. Sci. Technol. 49, 5247–5254. <https://doi.org/10.1021/es505432w>.
- Matsui, S., 1997. *Nightsoil collection and treatment in Japan*. Publications on Water Resources No 9. Ecological alternatives in sanitation. Sida, Stockholm, Suède.
- Max-Neef, M.A., 1991. *Human scale development: conception, application and further reflections*. Apex Press, New York.
- Mazoyer, M. & Roudart, L., 1998. *Histoire des agricultures du monde. Du Néolithique à la crise contemporaine*. Seuil, Paris.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens III, W.W., 1972. *The Limits to Growth*, Universe Books, New York.
- MEDDE (Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie), 2015. *Chiffres clés du climat. France et Monde*. MEDDE Ed.
- MEEM (Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer), MASS (Ministère des Affaires Sociales et de la Santé), MAAF (Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt), 2016. *Plan micropolluants 2016-2021 pour préserver la qualité des eaux et de la biodiversité*. Éd. MEEM.
- Meynard, J.-M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M'hand, Le Bail, M., Magrini, M.-B., Savini, I., 2013. *Freins et leviers à la diversification des cultures : étude au niveau des exploitations agricoles et des filières*. OCL 20, D403. <https://doi.org/10.1051/ocl/2013007>.

- Mimeault, M., 2011. *Destins de pêcheurs : Les Basques en Nouvelle-France*. Éditions du Septentrion.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2004. *Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l'art et performances des filtres plantés de roseaux en France*. Ingénieries. Numéro spécial. p. 23 à 32.
- Möllring, B., 2003. *Toiletten und Urinale für Frauen und Männer*. Thèse de doctorat. Université d'Art de Berlin. Allemagne. En allemand.
- Monestier, M. & Martin, S., 1997. *Histoire et bizarreries sociales des excréments : des origines à nos jours*. Paris : Le Cherche midi éd.
- Monpétard, K. de, 1888. *La terre des légumes. Poème à la louange de l'engrais humain*. Couronné au concours littéraire de Montcucq (Côte d'Or). Simon & C^{ie} lib.-éd. Paris
- Morée, A. L., Beusen, A. H. W., Bouwman, A. F., Willems, W. J., 2013. *Exploring global nitrogen and phosphorus flows in urban wastes during the twentieth century*. Global biogeochemical cycles 27, pp. 1-11.
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., Niggli, U., 2017. *Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture*. Nat. Commun. 8. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01410-w>
- Muñoz, I., Milà i Canals, L., Clift, R., Doka, G., 2007. *A simple model to include human excretion and wastewater treatment in Life Cycle Assessment of food products*. Centre for Environmental Strategy. Éd. University of Surrey. ISSN: 1464-8083
- Musée de la Marine, 2015. *Dans les mailles du filet*. Exposition présentée du 7 octobre 2015 au 26 juin 2016. Musée de la Marine. Paris.
- négaWatt, 2011. *Scénario négaWatt 2011*. Negawatt Ed.
- négaWatt, 2017. *Scénario négaWatt 2017-2050*. Negawatt Ed.
- Neset, T.-S. Schmid, 2005. *Environmental imprint of human food consumption: Linköping, Sweden 1870 - 2000*, Thèse de doctorat. Linköping studies in arts and science. Dep. of Water and environmental studies, Univ, Linköping.
- Nesme, T., Nowak, B., David, C., Pellerin, S., 2016. *L'Agriculture Biologique peut-elle se développer sans abandonner son principe d'écologie ? Le cas de la gestion des éléments minéraux fertilisants*. Innovations Agronomiques 51 (2016), 57-66.
- Norbeck, M., 1998. *Individual community environment – Lessons from nine Swedish ecovillages*. <http://www.ekoby.org>. Dernière consultation le 24 janvier 2017.
- Oldenburg, M., Werner, C., Schlick, J., Klinge, F., Ulrich, L., 2009. *Urban urine diversion & greywater treatment system – Linz, Austria*. Case study of SuSanA projects. GTZ Éd. 2^e éd.

- OMS & FAO, 2003. *Diet, nutrition and the prevention of chronic diseases*. Report of a joint WHO/FAO expert consultation. Technical Report Series 916. 2003. Geneva. World Health Organization (OMS).
- OMS (Ed.), 2007. *Protein and amino acid requirements in human nutrition: report of a joint WHO/FAO/UNU Expert Consultation*. Geneva, 9 - 16 April 2002, WHO technical report series. WHO, Geneva.
- OMS, 2012a. *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères. Vol. IV Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture* Éd. OMS. ISBN 978 92 4 254685 9
- OMS, 2012b. *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères. Vol. III Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture* Éd. OMS. ISBN 978 92 4 254684 2
- ONU, 2014. *World urbanization prospects: the 2014 revision. Highlights*. Éd. ONU.
- ORDIF, 2014. *Atlas des installations de traitement de déchets 2012-2013*. ORDIF, Région Ile-de-France, ADEME. Paris. 182 p.
- Otterpohl, R., Grottker, M., Lange, J., 1997. *Sustainable water and waste management in urban areas*. Water Science and Technology, 35(9), 121–133.
- Otterpohl, R., 2003. *New technological development in ecological sanitation*. Proceedings of 2nd international symposium on ecological sanitation, April 2003, Lübeck, Germany.
- Otterpohl, R. & Buzie, C., 2013. *Treatment of the solid fraction*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. §18.
- Otterwasser, 2009. *Ecological housing estate, Flintenbreite, Lübeck, Germany*. Case study of SuSanA projects. GTZ Éd.
- Paulet, M., 1853. *L'Engrais humain. Histoire des applications de ce produit à l'agriculture, aux arts industriels, avec description des plus anciens procédés de vidanges et des nouvelles réformes dans l'intérêt de l'hygiène*. Comptoir des imprimeurs-unis, Veuve Comon, Paris.
- Perret, J.-M., Garcia, O., Canler, J.-P., 2016. *Étude du procédé Organica : ses spécificités et performances par rapport à une filière classique*. Journées Information Eaux 2016, Oct 2016, Poitiers, France. JIE, 12 p. hal-01420372.
- Perrier, L., 2006. *Le traitement des urines : étude bibliographique*. Rapport de fin d'études. École Supérieur d'Ingénieur de Chambéry. Écosphère Technologies.
- Peyraud, J.-L., Cellier, P., Donnars, C., Réchauchère, O., (éditeurs), 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68 p.

- Poiret, N., 1998. *Odeurs impures*. Terrain [En ligne], 31 | septembre 1998, mis en ligne le 14 mai 2007, consulté le 23 juin 2017. <http://journals.openedition.org/terrain/3141> ; DOI : 10.4000/terrain.3141
- Poujol, T., 1990. *Le développement de l'assainissement par dépression : un réseau urbain retrouvé*. Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Français. <tel-00519681>
- Randall, D.G., Krähenbühl, M., Köpping, I., Larsen, T.A., Udert, K.M., 2016. *A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition*. Water Research 95, 361-369. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>.
- Remy, C., 2010. *Life cycle assessment of conventional and source separation systems for urban waste water management*. Thèse de doctorat, Technischen Universität. Berlin.
- Renaudat, E., 1989 *La consommation domestique de 1950 à 1980*. In: Recherches et Prévisions, n°18-19, Décembre – mars 1989. Activité féminine - Vie familiale. pp. 23-25; doi : 10.3406/caf.1989.1384 Consulté le 31 mai 2016. http://www.persee.fr/doc/caf_1149-1590_1989_num_18_1_1384.
- Rey, A. & Rey-Debove, J. (dir.), 1988. *Le Petit Robert, dictionnaire alphabétique et analogique de la langue française*. Les dictionnaires Le Robert Éd. Paris.
- Richert A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.-A., Dagerskog, L., 2011. *Conseils Pratiques pour une Utilisation de l'Urine en Production Agricole*. EcoSanRes Series 2011-3. Stockholm Environment Institute. ISBN 978-91-86125-37-0.
- Rittmann, B.E., 2013. *The energy issue in urban water management*, in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 2.
- Rocher, V. & Azimi, S., 2016 *Qualité microbiologique des eaux en agglomération parisienne*. Éditions Johanet. 96 pages. ISBN : 9791091089296.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. *A safe operating space for humanity*. Nature 461, 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Ronteltap, M., Maurer, M., Gujer, W., 2007. *The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine*. Water Research 41, 1859–1868
- Rose, C., Parker, A., Jefferson, B., Cartmell, E., 2015. *The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology*. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 45, 1827–1879. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>

- Rosemarin, A., Kvarnström, E., Subbaraman, M., Ganapathy, V., Dagerskog, L., Pasupathiraj, K., 2007. *Ecosan systems that accommodate anal washing*. Sustainable water management. 2-2007.
- Rosemarin, A., 2010. *Peak phosphorus and the eutrophication of surface waters : a symptom of disconnected policies to govern agricultural and sanitation practices*. In: World Water Week, Stockholm, 5-11 September, 2010, 325-326 p.
- Rosenberg, M. B., 2016. *Les mots sont des fenêtres (ou bien ce sont des murs): introduction à la communication non violente*. Paris : La Découverte.
- Sahakian, A.B., Jee, S.-R., Pimentel, M., 2010. *Methane and the Gastrointestinal Tract*. Dig. Dis. Sci. 55, 2135–2143. <https://doi.org/10.1007/s10620-009-1012-0>.
- Sanisphère, 2016. *Les toilettes sèches publiques*. Sanisphère Éd.
- Seconda, L., Baudry, J., Allès, B., Hamza, O., Boizot-Szantai, C., Soler, L.-G., Galan, P., Herberg, S., Lairon, D., Kesse-Guyot, E., 2017. *Assessment of the Sustainability of the Mediterranean Diet Combined with Organic Food Consumption: An Individual Behaviour Approach*. Nutrients 9, 61. <https://doi.org/10.3390/nu9010061>
- Senecal, J. & Vinnerås, B., 2017. *Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in ash*. Science of The Total Environment 586, 650-657. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.038>
- Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., Pellerin, S., 2012. *Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: the case of France*. Glob. Biogeochem. Cycles 26 (2).
- Sherwood, L., Klandorf, H., Yancey, P.H., 2013. *Animal physiology: from genes to organism*. 2nd edition. ed. Brooks/Cole, Belmont, CA.
- Siegrist, H., Laurenzi, M., Udert, K., M., 2013. *Transfer into the gas phase: ammonia stripping*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 23.
- Skambraks, A.-K., Kjerstadius, H., Meier, M., Davidsson, Å., Wuttke, M., Giese, T., 2017. *Source separation sewage systems as a trend in urban wastewater management: Drivers for the implementation of pilot areas in Northern Europe*. Sustainable Cities and Society 28, 287-296. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.09.013>.
- Smail, A. 2016. *Mise en place d'une chaîne complète instrumentée de traitement et valorisation de l'urine humaine dans le bâtiment Coriolis de l'École Nationale des Ponts et Chaussées*. Rapport de Master 2 Systèmes Aquatiques et Gestion de l'Eau. École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Solagro, 2016. *Afterres2050 - Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*. Éd. Solagro.

- Souami, T., 2012. *Récupération et utilisation de la pluie : un éclairage sur l'enfermement décisionnel et économique de la gestion de l'eau*. Flux n° 88, 7. <https://doi.org/10.3917/flux.088.0007>.
- Spångberg, J., Tidåker, P., Jönsson, H., 2014. *Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment*. Science of The Total Environment 493, 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.123>.
- SRU, 2015. *Nitrogen: Strategies for resolving an urgent environmental problem*. SRU Éd. Berlin.
- Steffen, W., Crutzen, J., McNeill, J.R., 2007. *The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature?* Ambio. 2007 Dec;36(8):614-21.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S., 2015. *Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet*. Science. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Steinfeld, C., 2004. *Liquid gold. The lore and logic of using urine to grow plants*. Totnes, Devon: Green Books.
- STOWA, 2014. *Evaluatie Nieuwe Sanitatie Noorderhoek Sneek*. Rapport 38. STOWA Éd. Amersfoort. ISBN 978.90.5773.656.8.
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Tang, Y.S., Fowler, D., 2000. *Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK*. Atmos. Environ. 34, 855-869. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00362-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00362-3)
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., et al. (Eds.), 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York.
- Sutton, M.A., Bleeker, A., Howard, C.M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H.J.M., Abrol, Y.P., Adhya, T.K., Billen, G., Davidson, E.A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J.W., Liu, X.J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R.W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F.S., 2013 *Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution*. Edinburgh, NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 114pp.
- Svardal, K. & Kroiss, H., 2011. *Energy requirements for waste water treatment*. Water Sci. Technol. 64, 1355. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.221>
- Svirejeva-Hopkins, A., Reis, S., Magid, J., Nardoto, G. B. , Barles S., Bouwman, A. F., Erzi, I., Kousoulidou, M., Howard C. M., Sutton M. A., 2011. *Nitrogen flows and fate in urban landscapes*. In: The European Nitrogen Assessment: sources, effects and policy perspectives. Ed. Sutton, M. A. et al. Cambridge University Press. Cambridge, UK ;New York.
- Swart, D., B. & Palsma, A. J. B., 2013. *The Netherlands: "Nieuwe Sanitatie"*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 30.

- Talleg, G., Rousselot, O., Garnier, J., Gousailles, M., 2007. *Émissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote des eaux usées de l'agglomération parisienne : état actuel et prévisions*. Revue des Sciences de l'Eau. 20(1) (2007) 149-161.
- TDM, 2010. *Le toilettes sèches familiales. État de l'art, état des lieux dans plusieurs pays et propositions pour un accompagnement en France*. B. Berne. TDM éd. Nyons.
- TDM, 2014. *Gestion des sous-produits de toilettes sèches familiales : étude sur le traitement des matières par compostage*. TDM, ADEME, RAE. TDM éd. Nyons.
- Tervahauta, T., Hoang, T., Hernández, L., Zeeman, G., Buisman, C., 2013. *Prospects of Source-Separation-Based Sanitation Concepts: A Model-Based Study*. Water 5, 1006-1035. <https://doi.org/10.3390/w5031006>.
- Tidäker, P., 2003. *Life cycle assessment of grain production using source-separated human urine and mineral fertiliser*. Rapport 251. SLU. Uppsala.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Zurbrügg, C., 2014. *Compendium of sanitation systems and technologies*. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf. 2^e éd.
- Toutain, J.-C., 1971. *La consommation alimentaire en France de 1789 à 1964*. Economie et Société. 5, 1909-2049.
- Trelaün, B., 1983. *Water sans eau : alternative au tout à l'égout*. Paris : Éditions alternatives. Geysier.
- Triger, A. 2012. *Procédé hybride cristallisation/séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine)*. Thèse de doctorat. Université de Toulouse.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Gujer, W., 2006. *Fate of major compounds in source-separated urine*. Water Sci. Technol. 54, 413–420. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.921>
- Udert, K.M., Jenni, S., 2013. *Biological nitrogen conversion processes*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 20.
- Udert, K.M., Brown-Malker, S., Keller, J., 2013. *Electrochemical systems*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 22.
- Valero Delgado, A., 2008. *Exergy evolution of the mineral capital on Earth*. Thèse de doctorat. University of Zaragoza.
- van Grinsven, H.J.M., Erisman, J.W., de Vries, W., Westhoek, H., 2015. *Potential of extensification of European agriculture for a more sustainable food system, focusing on nitrogen*. Environ. Res. Lett. 10, 025002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/2/025002>.

- Verstraete, W., Diamantis, V., Bundervoet, B., 2013. *Enhanced fractionation of mixed wastewater as an alternative to separation at the source*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 27.
- Victor, P.-E., 2015. *Chiens de traîneaux : compagnons du risque*. Paris, Arthaud.
- Victor, D., Dugast, S., Hulot, N., 2017. *Paul-Émile Victor : j'ai toujours vécu demain*. Paris, Editions Points.
- Villarroel Walker, R., Beck, M.B., Hall, J.W., Dawson, R.J., Heidrich, O., 2014. *The energy-water-food nexus: Strategic analysis of technologies for transforming the urban metabolism*. J. Environ. Manage. 141, 104–115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.054>
- Vinnerås, B. & Jönsson, H., 2013. *The Swedish experience with source separation*. in: Source Separation and Decentralisation for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 28.
- Vinnerås, B., 2017. *The future in sanitation is off the grid*. Håkan Jönsson Symposium. SLU, Uppsala. 25 octobre 2017.
- Vymazal, J., 2007. *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Science of The Total Environment 380, 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.
- Wagner, E.G. & Lanoix, J.N., 1958. *Excreta disposal for rural areas and small communities*. Organisation Mondiale de la Santé Éd. Monograph Series No. 39. Genève.
- Wang, Z., 1997. *Human body composition models and methodology: theory and experiment*. Thèse de doctorat. Landbouwniversiteit Wageningen.
- WCED, 1987. *Our common future*. Oxford, Oxford University Press.
- WEDC, 2014. *Prévention de la transmission des maladies féco-orales*. WEDC, Loughborough University Éd. ISBN 978 1 84380 166 5
- Westhoek, H., Lesschen, J.P., Leip, A., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Pallière, C., Howard, C.M., Oenema, O. & Sutton, M.A., 2015. *Nitrogen on the Table: The influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. European Nitrogen Assessment. Special Report on Nitrogen and Food. Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK.
- Wilsenach, J. A., Maurer, M., Larsen, T. A., van Loosdrecht, M. C. M., 2003. *From waste treatment to integrated resource management*. Water Science and Technology Vol 48 No 1 pp 1–9.
- Winker, M., 2009. *Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertilizer in agriculture*. Thèse de doctorat. Technische Universitaät Hamburg-Harburg. Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

- Wohlsager., S., Clemens, J., Nguyet, P. T., Rechenburg, A., Arnold, U., 2010. *Urine--a valuable fertilizer with low risk after storage in the tropics*. Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation, 09/2010, Volume 82, Numéro 9
- WRS, 2001. *Market survey – extremely low flush toilets*. SwedEnviro report No 2001:1. Water Revival Systems Uppsala AB.
- Zarebska, A., Romero Nieto, D., Christensen, K. V., Fjerbaek Sotoft, L., Norddahl, B., 2015. *Ammonium fertilizers production from manure: a critical review*. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 45 (2015), pp. 1469–1521.
- Zeeman, G. & Kujawa-Roeleveld, K., 2013. *Anaerobic treatment of source-separated domestic wastewater*. in: Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. Larsen, T., A., Udert, K. M., Lienert, J. Éd. IWA Publishing. § 21.

Annexes

Annexe 1 : Compte rendu de voyage d'étude en Scandinavie.

Annexe 2 : Compte rendu de voyage d'étude en Drôme.

Annexe 3 : Compte rendu de voyage d'étude en Allemagne.

Annexe 4 : Feuille de calcul de la section 3.2.1.4.

Annexe 1



Compte rendu de voyage d'étude Danemark – Suède Collecte sélective des urines Du 2 au 4 mai 2016

Rédaction initiale : Jean-Pierre TABUCHI

Version finale : Fabien ESCULIER

Mission organisée à l'initiative de Fabien Esculier dans le cadre du projet OCAP, en collaboration avec David Gustavsson de VASYD, Malmö, avec le soutien logistique de l'Ecole des Ponts et Chaussées et du SIAAP et organisée sur place par Mats Johansson, fondateur du bureau d'étude EcoLoop.

Elle réunissait pour la partie française :

- Fabien Esculier – en charge du projet OCAP
- Jean-Pierre Tabuchi – chargé de mission innovation au SIAAP
- Bernard De Gouvello – chercheur au LEESU et au CSTB
- Emmanuel Adler – consultant et professeur à l'EIVP
- Etienne Paul – chercheur au LISBP, Toulouse, en charge du projet SMS (Séparation des Micropolluants à la Source et traitement des urines)
- Vincent Le Daheron – Ingénieur R&D de la startup ECOSEC
- Elisabeth Felt – Fondatrice de la startup allemande, NoWaTo, spécialisée dans les toilettes sèches et le compostage. Importatrice en Allemagne des produits de la startup française Kazuba.
- Pascal Dauthuille – Suez Coordonateur des projets de recherche
- Amel Smail – Etudiante en Master 2 sur le projet OCAP

La mission s'est déroulée du 2 au 4 mai au Danemark et en Suède avec un programme riche, intéressant et varié.

Les intervenants danois et suédois sont présentés dans la CR Détaillé.

Mats Johansson, l'organisateur suédois a été excellent !

Cette mission a permis de rencontrer les principaux acteurs historiques suédois de la collecte sélective des urines. Un programme dense a permis de faire un tour complet des enjeux grâce au réseau de Mats Johansson.

La visite de la délégation française a été perçue avec beaucoup d'intérêt par sa composition : chercheurs collectivités et acteurs économiques.

Une mission aussi carte sur table et sans faux semblants. Tout était ouvert.

Une histoire presque ancienne

Les actions de collecte sélective des urines ont réellement démarré à la fin des années 90. L'idée date cependant de la fin des années 80, reprise des toilettes à séparation Marino du XIXème siècle. Les premiers modèles de toilettes à séparation ont été introduits en 1993 et les premières applications ont eu lieu dans des écovillages par conviction militante. Le véritable essor date de la fin des 1990 sur la base de travaux de recherche conduits notamment par l'université d'Uppsala.

Ces expériences ont alors été soutenues par les pouvoirs publics et le pic d'installation des cuvettes a été en 2006 – 2007. Le changement politique intervenu en Suède a donné un coup de frein à ces

développements mais on assiste aujourd'hui à un regain d'intérêt pour ces techniques dans le cadre de la valorisation énergétique et des économies circulaires. On nous a indiqué les mêmes tendances au Danemark.

Aujourd'hui en Suède on compte environ 120.000 toilettes avec une collecte séparée des urines par toilettes sèches et environ 15.000 toilettes à séparation d'urine à chasse d'eau.

La visite de la délégation française a été perçue avec beaucoup d'intérêt pour relancer la filière en Suède.

Les principales applications de cette technique sont en milieu rural ou dans des habitations individuelles.

Les constats

Les cuvettes de toilettes actuelles sont un problème. L'entretien est indispensable. Pour développer la filière il faut trouver des toilettes fiables. L'idée d'un concours commun entre suédois et français, voire suisse a été évoquée avec intérêt.

Les filières de valorisation agricoles ne sont pas si simples et doivent être vues dès l'origine. L'idée du SIAAP de compléter les boues avec de l'azote issu de l'urine semble être une bonne réponse. Les intérêts techniques et environnementaux n'ont pas été démentis

Les tendances

Les acteurs de la filière recyclage semblent être un peu à la croisée des chemins. Après la COP 21 ils savent devoir aller de l'avant sur les questions énergétiques et de bouclage des cycles des éléments. Cela relance l'intérêt pour la collecte sélective des urines mais aussi la collecte séparée des eaux noires.

Le discours sur l'intérêt de boucler la boucle matière est clair. Le SIAAP et Malmö ont des visions très voisines sur l'intérêt technique de la collecte sélective en milieu urbain : amélioration des performances épuratoires, réduction des consommations énergétiques, réduction de l'empreinte carbone, augmentation de la durée de vie des équipements.

Le ministère de l'environnement suédois a pour objectif de faire en sorte que 10% de l'azote et 40 % du phosphore des eaux résiduaires urbaines retournent à l'agriculture.

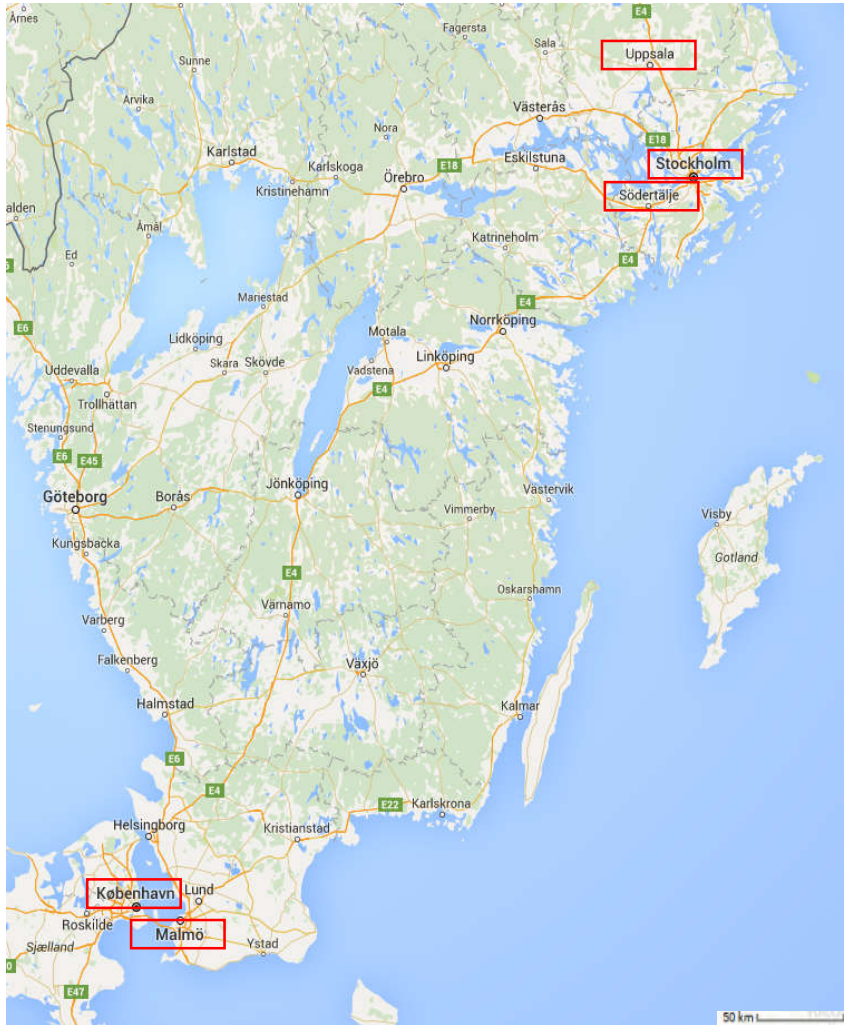
Les hésitations sont entre la collecte concentrée des eaux noires et la collecte séparée des urines. On a beaucoup parlé de collecte sous vide qui permet une collecte concentrée avec peu d'eau. De plus cela permet de limiter les pollutions des ressources de C, N et P en évitant les contacts avec les eaux résiduaires urbaines. A Stockholm, Stockholm Vatten, le service de l'eau a absorbé celui de la collecte des OM. Cela se traduit par une convergence dans la gestion des déchets et la collecte séparée à la source. On étudie l'association avec la collecte des matières fermentescibles avec des broyeurs d'évier en vue d'une digestion séparée après décantation pour séparer l'eau.

La Suède souhaite développer ces techniques en milieu urbain pour être efficace. C'est le cas à Malmö et à Stockholm.

On nous a présenté le grand projet de la ville de Stockholm : l'opération Royal Seaport qui est une opération majeure de réaménagement d'une zone portuaire. C'est une opération importante à l'échelle de la ville (15.000 logements d'ici 2030) mettant l'accent sur le développement durable avec un territoire à énergie positive et recyclage.

Dans les faits les choses sont plus délicates ! Aucune des tentatives sur les premiers lots n'ont abouties.

Compte rendu détaillé



Jour 1 – 2 mai			
Visite de terrain : HyldeSPAeldet, Albertslund - DK 10 toilettes à séparation d’urine dans un lotissement réhabilité.	Povl Markussen	Agenda Center Albertslund	08:00-09:00



Arne Backlund – Consultant assainissement petites collectivités. Lagunes roseaux/ saules/fertilisation.
David Gustavsson – research leader at VA SYD/Sweden Water Research
Mats Johansson – main organiser and leader of study trip, consultant at Ecoloop
Visite avec l'habitant gestionnaire du projet de toilettes. Povl Markussen – Agenda Center Albertslund
Date : 1999 (?)

Mise en place d'un agenda 21 dans un quartier « difficile ». Objectif de l'animation locale : tirer vers le haut avec des actions notamment environnementales.

400 habitations.

10 logements équipés de toilettes sélectives « Urine sortering toilets ».

Mise en place d'un réservoir relais à partir duquel les urines sont refoulées vers un lieu de stockage de 5 cuves de 3 m³ chacune. Elles permettent de garantir un temps de conservation de l'urine de 3 mois afin de garantir leur hygiénisation. Cela conformément aux recommandations danoises en la matière. Les urines sont collectées dans une bache de refoulement intermédiaire d'où elles sont renvoyées vers les réservoirs de stockage. Cette solution a été retenue en raison des contraintes liées à la longueur du réseau et des pentes. Le niveau de remplissage est suivi par des sondes à ultrason et le basculement d'une cuve à l'autre se fait à l'aide d'électrovannes.

Le volume annuel est de l'ordre de 10 à 12 m³.

Diamètre des canalisations internes : 40mm. Canalisation de transport : 100mm. Pente 1%.

Urines toujours un peu diluées à cause du système de toilettes qui prend toujours de l'eau à chaque chasse.

Le nettoyage de la canalisation est fait par voie mécanique une fois par an.

A l'ouverture des cuves : léger dégagement d'odeur mais pas d'odeur d'ammoniac. Pas d'odeurs environnantes.

Une ventilation des cuves connectées au réseau d'assainissement.

Les urines sont collectées 2 fois par an par l'université de Copenhague pour des essais sur champs.

L'opération a bénéficié de subventions d'Etat.

Maintenance obligatoire : passage d'un furet pour entretenir l'évacuation. Utilisation de vinaigre.

Selon Arne, une cuvette Wostman coûte environ 600 €.

Le prix de l'eau est de l'ordre de 8€/m³.





Povl Markussen

Pov dans ses toilettes

La rue avec les toilettes



Les réservoirs de stockage

Visite de l'écovillage : Munksøgård, Roskilde

Arne Backlund. Concepteur ([Backlund](#))
Bodil Arlif, habitante gestionnaire de

09:30-10:00

100 toilettes à diversion d'urine - Technical tour in Munksøgård	l'assainissement <i>Lotte Kjærgård</i> , habitante gestionnaire de l'assainissement		
---	--	--	--

Il s'agit d'un projet communautaire autogéré de lotissement écologique construit en 2000.

Il compte xx maisons réparties en 5 groupes avec environ 225 habitants

L'organisation s'appuie sur différents groupes de gestion : eaux usées, chauffage, déchets, etc.

Parcelles de jardins potagers où l'urine est utilisée comme fertilisant + export agricole de l'urine.

Les eaux pluviales sont récupérées pour les machines à laver. Comme souvent dans les pays d'Europe du nord, la buanderie est communautaire.

Il existe une chaufferie centrale à granulés bois.

Epuration des eaux grises et noires passe par une fosse septique puis sur un filtre à sable. Cette installation a été un fiasco mais sa reconstruction récente a résolu tous les problèmes. Vidange annuelle de la fosse septique.

Les maisons sont équipées avec une ou deux toilettes. Les urines sont collectées par ilot vers 4 réservoirs alimentés par des canalisations de 110 mm avec une pente de 3%.

La vidange a lieu 2 fois par an et le volume collecté est d'environ 150 m³ par an.

Entretien des cuvettes est un point clé. Lotte utilise le nettoyage mécanique plus le vinaigre. Bodil utilise uniquement le nettoyage mécanique. Elles recommandent toutes les deux de faire régulièrement l'entretien de la partie évacuation.

En 2016 : premier entretien des canalisations de transports : nettoyage sous pression + passage caméra de contrôle. Encrassement dans les coudes.



Panneau d'accueil



Les maisons



Le ralentissement des eaux de pluie avec des coquilles de moules



Bodil Arlif,
resp. assainissement

Cuvette Wost Man
Nouveau modèle

Réhausseur pour enfants

Visite des champs expérimentaux de l'Université de Copenhague : Taastrup
Recherches sur le recyclage des urines Danemark

[Jakob Magid](#)

[University of Copenhague](#)

10:30-11:30

Visite des champs expérimentaux de l'université de Copenhague pour y conduire des essais comparatifs de différents types d'amendements : parcelles témoins avec aucun apport, fertilisation classique, boues de STEP, fumiers, lisiers, urine humaine, compost. Les essais ont démarré en 2003.

Des essais ont été conduits avec différents apports de boues de STEP pour simulations longues durées

Le suivi concerne les pathogènes, les nutriments et les métaux lourds. Malheureusement il ne concerne pas les résidus de médicaments. Le suivi après épandage se fait 3 semaines, 9 semaines, 32 semaines etc. après l'épandage.

L'Université de Copenhague est ouverte à mettre à disposition tous les échantillons possible pour étudier les médicaments. Les échantillons des urines utilisées sont conservés depuis le début des essais.

L'urine s'avère être un excellent fertilisant, au moins équivalent aux engrais traditionnels. Notamment en raison de

l'apport en minéraux complémentaires. Cependant pas de mesure sur le NaCl.
 Le compost apporte une très bonne structure des sols. A noter que cette bonne structure des sols facilite le labour et la baisse de consommation de gasoil qui en résulte a été chiffrée à 30%.
 Selon Jakob Magid : les sols sont des réacteurs très robustes. Au moins sur le plan de la bactérie et des métaux.
 On notera l'influence des politiques. Actuellement l'approche environnementale avec recyclage n'a pas le vent en poupe. Les crédits de recherche sont réduits.




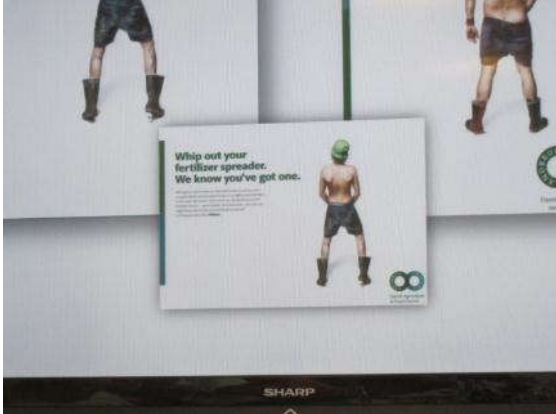
Jakob Magid



Parcelles expérimentales



Plans des parcelles, encadrées en rouge les parcelles recevant l'urine

<p>Visite à l'association danoise de l'agriculture et de l'alimentation, Copenhagen</p> <p>Présentation du Beercycling – Recyclage de l'urine pour la culture de l'orge</p>	<p>Christian Kragerup</p> <p>Arne Backlund</p>	<p>Landbrug & Foedevarer</p>	<p>12:00 - 13:00</p> <p>Lunch during meeting</p>
<p>Présentation de la politique de communication de la fédération des industriels de l'agroalimentaire et de l'agriculture. Projet basé de communication pour sensibiliser au recyclage et développer la collecte des urines sur les événements publics comme le festival rock de Roskilde. D'autres événements sont prévus. A noter que les Hollandais font la même chose.</p> <p>Communication intéressante car elle permet de toucher un très large public sur la question de l'économie circulaire au travers de la bière. Utiliser l'urine comme matière fertilisante pour la culture de l'orge.</p> <p>Le slogan « From piss to pilsner ».</p> <p>Opération conduite en 2015, rien en 2016 mais retour prévu en 2017.</p> <p>100 m3 d'urine collectés lors du festival. Taux de collecte environ : 30 à 40 %.</p> <p>L'autorisation d'épandre vient d'être donnée seulement.</p> <p>Tuborg sponsor du festival était réservé sur l'association « Bière-urine ». Ils n'ont pas souhaité reconduire le partenariat. Une autre marque de bière a pris la suite.</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div data-bbox="188 869 746 1281">  </div> <div data-bbox="753 869 1311 1281">  </div> </div> <div style="display: flex; justify-content: space-around; margin-top: 10px;"> <div data-bbox="245 1290 612 1317"> <p>Campagne de pub « From Piss to Pilsner »</p> </div> <div data-bbox="890 1290 1203 1348"> <p>« Sortez votre épandeur d'engrais, Nous savons que vous en avez un. »</p> </div> </div>			

<p>Visite de la station d'épuration Sjölanda de Malmö, 450 000 EH</p> <p>Présentations and discussions sur les projets de Malmö et en France</p> <p>Les projets de ville durable à Malmö :</p> <p>Urilab – test bed Sege Park</p> <p>Start-up of urine nitrification</p> <p><i>Coffee</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Experiences of urine separation in Sweden - Possibilities for collaboration - Short visit to Sjölanda WWTP 	<p>Daniel Skog, Directeur de la recherche à Va SYD</p> <p>David Gustavsson</p> <p>VA SYD/Sweden Water Research</p> <p>Mats Johansson</p>		<p>14:00-18:00</p>
<p>VA SYD est la société publique qui gère l'eau potable, l'assainissement et la collecte des ordures ménagères pour les villes de Burlöv, Eslov, Lund et Malmö.</p> <p>La station de Malmö a une histoire un peu similaire à celle de Seine aval avec un traitement du C en forte charge suivi d'une nitrification sur lits bactériens puis une post dénitrification. Les boues sont digérées et envoyées en agriculture.</p> <p>Elle est membre et fondateur d'un centre de recherche : Sweden Water Research qui se consacre à l'eau potable et à l'assainissement.</p> <p>Plusieurs projets concernent la collecte sélective des urines.</p> <p>Avec la collecte sélective des urines VA SYD cherche l'amélioration des performances épuratoires, la baisse des coûts d'exploitation, l'allongement de la durée de vie des installations. Elle souhaite ainsi remettre au goût du jour l'épuration à forte charge.</p> <p>Ce programme vise à boucler la boucle de l'azote et du phosphore et de répondre à l'objectif de ministère de l'environnement suédois de recycler 10 % de l'azote et 40 % du phosphore.</p> <p>Le programme comporte un volet SuNha or later. Sustainable Urban Nitrogen Handling.</p> <p>Un autre projet est la mise en place cette année d'une opération pilote dans le cadre du réaménagement d'un quartier de Malmö : Sege Park.</p> <p>Ils travaillent également sur l'anamox. L'objectif est d'adapter le traitement pour le mettre œuvre directement sur la file eau, d'où le nom du projet : Manammox pour Mainstream anammox. On notera la présence d'un pilote Veolia.</p> <p>Parmi les autres sujets traités :</p> <ul style="list-style-type: none"> • l'élimination des résidus de médicaments et autres micropolluants par ozonation et CAG. • la place de l'eau dans la ville avec la gestion à la parcelle des eaux pluviales et les usages récréatifs ; • le N2O • l'eau résiduaire source d'énergie et de matière 			



Pilote Manammox





Pilote Veolia Anita Mox



Boues activée forte charge avec post DN Caldness

Jour 2 – 3 mai			
Site visit: Södertälje Recyclage et séparation à la source dans la municipalité de Södertälje	Karl-Axel Reimer karl-axel.reimer@sodertalje.se	Municipality of Södertälje	10:30-12:00 <i>20 min</i>
Urine storage and usage – Ekeby gård, Enhörna (annulé)	Chef du service Milieu et Santé Leif Majander Farmer		<i>70 min</i>
<p>Södertälje est la ville du constructeur de camion Scania.</p> <p>La visite de la ferme avec le stockage de l'urine a été annulée.</p> <p>Réunion à la mairie avec Karl-Axel Reimer en charge de la politique de développement durable et de notamment de l'assainissement.</p> <p>Présentation de la politique de la ville.</p> <p>Sa conviction est que l'avenir est à la séparation des flux avec une coopération entre l'agriculture, les déchets et les eaux usées. Une devise : "Le courage d'essayer, le droit à l'erreur"</p> <p>Comment passer d'un concept "Combien l'environnement peut-il supporter" à "Comment allons-nous boucler la boucle des besoins agronomiques" avec les stations dépuraton urbaines et la séparation à la source ?</p> <p>Le prix de l'eau est d'environ 3,5 €/m3 (25 SEK/m3).</p> <p>M. Reimer a travaillé à la ville de Trosa où il a fait émerger un projet de collecte sélective des urine dans une école de la ville avec 15 toilettes. Depuis qu'il est parti, les toilettes ont été "normalisées" sans qu'il n'en connaisse la raison.</p> <p>Présentation d'une réalisation de valorisation/traitement des eaux noires collectées sur une centaine de logements. Les toilettes sont des toilettes sous vide permettant ainsi de disposer d'une matière première avec peu d'eau. Le système est proche d'une compostage. Le compost est produit dans une réacteur aéré. Il permet de fertiliser 40 ha.</p> <p>Mats Johansson relate que la question des résidus de médicaments a fait l'objet d'une analyse de risque par rapport à l'exposition aux résidus de médicament. Elle conclut que le risque d'exposition à des résidus de médicaments par l'intermédiaire d'aliments fertilisés avec de l'urine est bien plus faible que celui lié à la consommation d'eau potable.</p>			

Site visit: Understenshöjden, Stockholm <i>Lunch</i> - Tour – Ecovillage of Understenshöjden	Nils Söderlund/Jan Ohlin	Architect/inhabitant	13:00-14:50 50 min 60 min
<p>Visite d'un écovillage communautaire pionnier suédois de la collecte sélective des urines. Cet écovillage, situé dans la ville même de Stockholm, a été construit il y plus de 20 ans. Il comprend 44 maisons. Il se rapproche quelque peu de celui vu au Danemark.</p> <p>Nous y avons été accueillis par 2 habitants dont l'un est un des architectes du projet.</p> <p>Chaque maison dispose d'une ou deux toilettes à séparation raccordées à un réseau commun de collecte des urines qui sont drainées vers un lieu de stockage aval constitué de 2 citernes de 40 m³ chacune. La gestion du système est hydraulique : quand la première cuve est remplie, l'urine se déverse dans la suivante.</p> <p>Le débouché agricole est difficile à trouver. Actuellement c'est un agriculteur qui collecte ces urines mais le rendez-vous avec lui a malheureusement été annulé. Le coût annuel de l'enlèvement est d'environ 20 000 SEK, soit environ 3.000 €/an.</p> <p>Les eaux vannes sont raccordées au réseau municipal. Les gestionnaires de l'assainissement du projet ayant échoué dans la mise en oeuvre d'une station de traitement locale avec un niveau de performances compatible avec le rejet au milieu naturel via le réseau d'eaux pluviales.</p> <p>Le nettoyage du réseau est fait tous les 10 ans.</p> <p>Toutes les maisons ont rencontré plus ou moins des problèmes de colmatage de la petite canalisation de collecte des urines. Cela se passe principalement dans le siphon. Le nettoyage au furet est indispensable.</p> <p>Les problèmes varient d'une maison à l'autre, vraissemblablement selon les habitudes de vie et alimentaires. La Suède compte 15 % de végétariens.</p>			
			
Modèle Gustavsberg		Tuyau d'évacuation sujet à obstruction	



Maisons écologiques



Cuve de stockage de l'urine



Au centre nos 2 habitants et guides

<p>Visite à la ville Stockholm Collecte séparée des urines et le recyclage de l'eau usée dans le nouveau quartier de the Royal Seaport - Discussions</p>	<p>Kristina Salmhofer Anna Norström Jonas Dahllöf Fabien Esculier All</p>	<p>City of Stockholm Ecooop AB Stockholm Vatten</p>	<p>15:10-17:30 80 min 30 min 30 min</p>
<p>La ville de Stockholm a commencé une importante réhabilitation urbaine d'un secteur industriel et portuaire. Une ancienne usine de production de gaz se trouvait sur une partie du site avec une architecture industrielle intéressante qui sera conservée. Ce nouveau quartier de 260 hectares dont l'aménagement doit être achevé en 2030 doit accueillir 12 000 appartement et 35 000 espaces de bureaux se veut un exemple de développement durable. L'investissement public s'élève à 3 milliards d'euros. Parmi les objectifs figure celui d'un quartier sans énergie fossile alimenté par des énergies renouvelables et des constructions à énergie positive. On trouve aussi le recyclage des déchets en tête de liste ainsi qu'une gestion des eaux pluviales à la source. Dans ce projet 40 lots sont ouverts aux aménageurs. Pour le moment les tentatives de collaboration avec les aménageurs sont plutôt un échec.... Un premier lot : Norra 2 de 700 logements devait comporter la collecte sélective sous vide des déchets organiques produits par des broyeurs au niveau des éviers et la collecte sélective des urines. L'implication des aménageurs a été trop tardive de même que celle de Stockholm Vatten. Cela a achoppé sur les emprises pour les canalisations et la localisation des réservoirs. La collecte des broyats d'évier est destinée à avoir un produit propre. L'idée est de séparer en aval les broyats de l'eau et de conduire le broyat en digestion. Selon nos collègues, l'intérêt de ne pas mélanger</p>			

avec les ERU est que le digestat ne sera pas pollué par des métaux et autres polluants que l'on trouve dans les boues. Il semble exister une suspicion sur la pollution des boues même si elle vont en agriculture. Ils ne parlent pas de co-digestion. L'objectif est de collecter ainsi 70 % des déchets alimentaires domestiques.

Des problèmes juridiques de statut ont été soulevés. L'urine collectée séparément n'est plus un sous-produit de l'assainissement mais un déchet entrant dans le monopole de la gestion des déchets.

Une seconde tentative a été faite avec la collecte séparée (sous vide ?) des urines sur le lot Södra Värtan. 7 alternatives de collecte séparée ont été testées notamment avec des analyses de cycle de vie. Nouvel échec lié notamment à la mauvaise réputation des toilettes sélectives.

Il apparaît que les toilettes actuellement disponibles sur le marché ne sont pas satisfaisantes.

Ce point a été souligné par David Gustavsson.



Ancien stockage de gaz.

Au retour à l'hôtel nous avons eu un entretien de 40 minutes avec le chef du service environnement et culture de l'ambassade de France : Emmanuel Salmon.

C'est la première fois qu'il voit une délégation composée de représentants économiques, chercheurs et collectivités en Suède. L'ambassade fera son possible pour favoriser les échanges universitaires.

Day 3 4 mai			
Uppsala			
<i>Transfert Stockholm – Uppsala (minibus)</i>			07:30-09:00
Site visit: SLU, Uppsala - Swedish research on urine separation and source separation The Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) is situated in Uppsala - OCAPI project - Possibilities for collaboration and future activities	Björn Vinnerås Håkan Jönsson Annika Nordin Jenna Senecal-Smith Fabien Esculier and Paul Etienne All	Swedish University of Agricultural Sciences	09:00-12:00

Rencontre avec l'équipe du professeur Håkan Jönsson spécialiste du recyclage des nutriments et parmi les

initiateurs de la collecte séparée de urines

Björn Vinnerås est chercheur, spécialiste du traitement de l'azote et des matière fécales.

Annika Nordin est chercheuse dans le domaine de l'hygiénisation des boues et de la digestion aérobie. Elle a également contribué au développement du PeePooBag sac-toilettes d'urgence.

Cette matinée a été riche en échanges.

Au-delà de l'intérêt à nouveau souligné de la collecte sélective des urines et des biodéchets, on notera :

- La nécessité d'un entretien régulier à la soude des toilettes pour éviter les blocages et d'un nettoyage mécanique régulier, 2 fois par an ;
- Eviter les circulations d'air dans les canalisations de transport. Elles favorisent la précipitation
- Diamètre des canalisations de transport supérieur ou égale à 110mm.
- A l'intérieur le diamètre doit au moins être de 50 mm, 75 mm recommandé pour les sections avec peu de pente.
- Pente supérieure à 1%
- Qualité de pose importante pour éviter l'introduction d'eaux parasites.
- Le réservoir doit être sans autre ventilation qu'une mise à l'air pour équilibrer les pressions.
- Son alimentation doit se faire au plus près du fond pour limiter les turbulences.
- Il se produit des dépôts dans les réseaux. Il s'agit d'une sorte de gelée riche en bactéries et en nutriments.
- D'après les dernières données de l'US Geological Survey, le potassium apparaît aujourd'hui comme un élément rare ! Plus rare que le phosphore dont le Maroc a doublé l'estimation de ses ressources ;
- Le handicap de l'urine par rapport à l'engrais azoté industriel est double : la concentration : pour apporter 90 kg de N à l'hectare, il faut 196 kg d'engrais sous forme d'urée contre 15 tonnes pour l'urine.
- Le second handicap tient au fait que l'engrais solide peut être apporté au sol en même temps que la graine est semée. Cela ne fait qu'un passage.

L'équipe travaille aussi sur la stabilisation de l'azote et sur la réduction de volume par des voies plus rustiques que les collègues de l'EAWAG. Il s'agit de bloquer l'uréase en montant le pH à une valeur supérieure à 10. Pour cela l'urine passe à travers une résine échangeuse d'ions qui échange les ions Cl- de l'urine contre des ions OH- Il est ainsi inutile de passer par une nitrification.

Pour la réduction de volume, il s'agit d'une évaporation naturelle aidée par une ventilation et un chauffage à basse température issu d'une source de chaleur fatale. La vitesse d'évaporation atteint alors 0,28 kg/h. Cela permet de produire une poudre avec 5% de teneur en eau.

L'autre sujet concerne l'hygiénisation des matières fécales dans le cas de la collecte sous vide notamment. On utilise les propriétés de l'urine comme antiseptique. En pilotant le pH et la température on arrive à contrôler le nombre de pathogènes

A l'issue de cet échange a lieu un tour de table sur les attentes des uns et des autres :

Pour David Gustavsson le sujet majeur est les toilettes : disposer de toilettes qui rendent le même service que les toilettes classiques est essentiel.

Pascal Dauthuille : les pays en voie de développement, les procédés décentralisés sont un nouvel enjeu pour le futur. Quel modèle économique y associer? L'énergie devrait être un moteur avant le N et P qui pourront bénéficier de ce stimulus.

Etienne Paul apprécie la robustesse des solutions proposée et la vue globale.

JP Tabuchi : les toilettes : organiser un concours ? Les voies explorée par le SLU semblent prometteuses et intéressantes. Se préoccuper des résidus de médicaments.

Annika Nordin : intérêt à avoir des opérations pilotes en France. Il faut développer une vue d'ensemble de l'azote aux micropolluants. Développer une analyse des risques.

Hakan Jonsson : Très agréablement surpris qu'il se passe enfin quelque chose en France sur ce sujet. Il existe un groupe à l'IWA sur ce sujet où aucun français ne s'est manifesté. La présence de Suez est

importante. Le driver de Paris est important. Travailler sur le coût.
 Elisabeth Feltel : travailler sur les aspects sociaux
 Björn Vinneras : il y a de quoi développer une plateforme d'échanges.
 Mats Johansson : Chercher les autres bénéfices que techniques. Mettre en place une e-plateforme d'échange et de partage.



<p>Visite du bureau d'étude Water Revival System à Uppsala - Experiences of building small scale urine diversion systems</p>	<p>Peter Ridderstolpe, consultant and partner WRS Uppsala</p>		<p>14h00 15h30</p>
--	---	--	------------------------

Nous sommes reçus par Peter Ridderstolpe, fondateur du WRS qui dresse un historique de la collecte sélective des urines.
 Il est lui aussi parmi les précurseurs de la collecte sélective des urines en Suède, entre 1989 et 1994.
 Il s'agissait d'amener des idées neuves pour la place de la ville dans le développement. Il s'agissait de réviser la thermodynamique du système avec les bons bouclages des systèmes.
 En 92-93 cette conception reçoit l'adhésion du parti social démocrate. Les choses vont alors aller très vite, trop vite même dans prendre le temps de faire le point. Ensuite viendra le temps du reflux avec le changement politique.
 Aujourd'hui il y a un regain d'intérêt en lien avec le changement climatique et le résultat de la COP21. On nous a pas mal parlé de la COP 21.
 Une grande expérience de la collecte sélective des urines a été développée en Chine
 Enfin une grande enquête a été menée auprès de 800 usagers de toilettes sous vide avec un retour de 500 réponses. Refaire un point sur cette enquête. Restitution trop rapide. La qualité des installations est un problème. Tout comme le fait de disposer de toilettes qui fonctionnent réellement bien.

En guise de conclusions, à la demande de Mats Johansson chacun a exprimé ses souhaits de réalisation pour 2016 et 2017 et plus tard.

2016	2017 et plus tard
Installer un pilote de toilette à collecte sélective à Malmö	Soutenir des nouveaux produits et procédés Développer des équipements pour tester les matériels Organiser des conférences pour développer les échanges

Une plateforme d'échange d'information – Internet	Développer une structuration des systèmes
Réussir l'installation d'un démonstrateur de collecte sélective d'urines en France (SIAAP SAV) Communiquer avec les utilisateurs futurs Développer la recherche sur les résidus de médicaments	Lancer un concours sur la conception des toilettes sélectives. Développer un partenariat FR/SW sur le conditionnement des urines et la réduction de volume
Lobbying de haut niveau pour accroître la prise de conscience de l'intérêt sur de nouveaux systèmes urbains décentralisés fondés sur l'énergie et le recyclage dans lesquels la valorisation du N et P trouveront leur place. Urban mining Accroître le financement	Un projet à l'échelle 1 sur un territoire compris entre 1000 et 10000 habitants Développer un business model fondé sur un mode d'exploitation, une réglementation et des bénéfices et bénéficiaires
Développer la collecte sélective dans des bâtiments tertiaires	Developper de nouveaux produits
Comparaison des scénarios Black Water/urine diversion Créer une plateforme d'échange des données pour développer des analyses de scénarios sur des bases partagées.	Tester l'épandage de l'urine en poudre Développer un pilote de démonstration de collecte des eaux noires en milieu urbain.
Développer une chaîne complète pilote française de récupération et valorisation d'urine	Vue d'ensemble des leviers et blocages pour aller vers un assainissement durable.
Partager de l'information sur les projets Tester un séminaire sur internet (Webinar)	Conduire d'autre visites techniques en Allemagne par exemple

Annexe 2

		
<p>Compte rendu du voyage d'étude dans la Drôme</p>		<p>Période : du lundi 4 juillet au mardi 5 juillet 2016</p>
<p><u>Participants :</u></p> <ul style="list-style-type: none"> - Fabien ESCULIER - Amel SMAIL - Maxime DECHESNE 		

Journée 1 : Lundi 4 Juillet 2016

CR visite n°1: Les Gandousiers, Service de Toilettes Sèches (Le Village 26310 Saint-Dizier en Diois)

Les Gandousiers ont développé des modules de toilettes sèches démontables adaptés aux besoins des organisateurs d'événements accueillant temporairement du public. Au lieu de tirer une chasse d'eau, les utilisateurs sont invités à ajouter un mélange de sciure et de copeaux de bois qui absorbe les liquides et neutralise les odeurs. L'ensemble des matières est collecté et stocké dans des fûts hermétiques puis transporté et vidé sur une aire de compostage. Après six mois à un an et quelques opérations de brassage, le mélange devient du compost qui peut être utilisé pour fertiliser les sols.

Déroulé de la journée

13h30 – 14h30 : Déjeuner avec les membres de l'équipe qui travaille avec Les Gandousiers

14h30 – 15h00 : Echanges avec le directeur, Philippe Garin-Michaud.

15h00 – 18h00 : visite des locaux des Gandousiers.

Résumé de la journée :

Philippe Garin-Michaud, le gérant de l'entreprise Les Gandousiers, nous a accueillis dans son village à Saint-Dizier-en-Diois dans la Drôme, un village situé à 1.100 m d'altitude comptant 42 habitants. En 2000, à l'arrivée de Philippe on comptait seulement 7 habitants alors qu'en 1830, il y avait 380 habitants.

Philippe a étudié les Beaux-Arts, réalisé des films documentaires ou des fictions pour la télévision. Il s'installe ensuite dans la Drôme où il fait des petits boulots pendant 4 ans. Sa

rencontre avec Pascal Baetman, un ancien de Science-Po qui s'est converti dans l'installation de toilettes sèches en bois massif très prisé lors du Salon Primevère, va le conduire à s'associer avec lui un certain temps.

D'ailleurs, il doit le nom de l'entreprise « Les Gandousiers » à Pascal, les gandousiers étant le nom donné historiquement aux professionnels de la vidange dans la ville de Lyon. Par la suite chacun décide de travailler de son côté. Philippe se spécialise dans la confection des toilettes mobiles à louer tandis que Pascal Baetman reste dans les toilettes fixes.

En 2005, Philippe démarre son activité avec un capital de 7.000 € prêté par des amis et famille car aucune banque n'accepte de financer son projet.

Philippe propose ce service à des festivals, qui lui permettent de payer ses employés mais ne peut pas encore se verser un salaire. L'activité commence à devenir bénéficiaire à partir de 2007 et s'accompagne d'une montée en puissance illustrée par une prestation pour la Coupe de rugby à Saint-Denis. Aujourd'hui, le réseau Les Gandousiers a pris de l'ampleur, il est présent à plusieurs foires, salons, manifestations culturelles, sportives. Il a ainsi été sélectionné pour la Coupe d'Europe 2016 de football, présent à la fan zone de Saint-Denis. Il compte 20 à 40 personnes dont la plupart sont embauchées à temps partiel.

Visite de ses locaux :

Le pôle administratif se trouve dans un petit bureau aménagé chez Philippe, dont la maison est en travaux.



Photo 1 : Maison de Philippe Garin-Michaud – Siège administratif



Photo 2 : À l'intérieur de la maison de Philippe, on aperçoit le bureau aménagé à l'étage supérieur.



Photo 3 et 4 : Local où les toilettes sont montées, façonnées et rangées.

Les Gandousiers construisent des toilettes sèches mobiles, ils façonnent ces toilettes de manière à ce qu'elles soient plus faciles au montage et démontage sur les lieux et en même temps à ce qu'elles soient pratiques d'utilisation.



Photo 4: Prototypé d'un modèle de toilettes sèches pliables et qui se juxtaposent les unes sur les autres pour faciliter le transport.



Photo 5 : Fiche d'information sur les toilettes sèches, accroché devant les WC

Les toilettes sèches sont composées d'une lunette et en dessous de la cuvette se trouve un fût. Dans ce fût est disposé un fond de foin qui sert à absorber l'urine. Les utilisateurs sont invités à ajouter un mélange de sciure et de copeaux de bois qui absorbe les liquides et neutralise les odeurs.

L'ensemble des matières est collecté et stocké dans des fûts hermétiques puis transporté et vidé sur une aire de compostage.

Les urines des urinoirs sont collectées dans des cuves citernes polyéthylènes. D'ailleurs, Philippe en stocke 2m³ à l'arrière du local depuis maintenant 3 ans car il a du mal à trouver des débouchés pour l'urine.



Photo 6 et 7 : Cuve de stockage d'urine avec à gauche Philippe et à droite Fabien et Maxime

Photo 8, 9 et 10: Aire de compostage





Journée 2 : Mardi 5 Juillet 2016

CR visite n°2: Sanisphère situé à Saint-Ferréol-Trente-Pas 26110, en Drôme Provençale, entre les Baronnies et le Diois.

Déroulement :

- Tour de table ; discussion avec les représentants de Sanisphère
- Visite des locaux

Résumé :

Présents :

- Pierre COLOMBOT, fondateur
- Oliver MARCHAND, directeur Général
- Ali BENADIR, Ingénieur d'innovation numérique, a fait son stage de fin d'étude d'école d'ingénieur de Brest à Sanisphère.

Sanisphère, est une entreprise créée en 1991, spécialisée dans la location et la vente de toilettes sèches publiques. Depuis 21 ans, Sanisphère a installé plus de 500 toilettes sèches publiques.



Photo 1 : Implantations françaises de toilettes Sanisphères

Sanisphère s'est inspiré, dans un premier temps, des dispositifs de toilettes sèches (dites aussi "toilettes à compost") mises au point il y a une cinquantaine d'années dans les Pays Scandinaves, dispositifs qui ont également équipé les Parcs Nationaux Américains à partir des années 1970. Sanisphère a, par exemple, équipé à partir de 1995 le Sommet de l'Aiguille du Midi à Chamonix (11 toilettes toujours en fonctionnement) avec un tel dispositif de cuve étanche (dérivé du Clivus Multrum Suédois) stockant d'une part les matières fécales et d'autre part les urines percolant au travers de ces matières fécales. Mais, très vite, les limites de ces dispositifs sont apparues, mettant en lumière leurs inconvénients :

- Sur-humidification des matières fécales par les urines ce qui génère une forte anaérobiose et donc, le dégagement d'odeurs très désagréables et la multiplication de mouches.
- Produit final dont l'évacuation s'avère très laborieuse et repoussante dès lors que des camions de vidange n'ont pas d'accès facile.

Pour répondre à ces problèmes, Sanisphère a mis au point, en 1996, **une nouvelle technologie basée sur la séparation, par un tapis roulant incliné, des urines d'une part et des matières fécales et papiers toilettes d'autre part**, suivi d'un traitement, au sein même des toilettes, de ces matières fécales par séchage ou depuis 2005 par lombricompostage. Cette innovation s'est très vite révélée extrêmement performante et a constitué **une véritable percée technologique supprimant l'essentiel des nuisances** et facilitant grandement l'évacuation finale.



Photo 2 : Lombricompostage de matières fécales

Sanisphère cherche à développer son activité, en misant sur le déploiement à l'international, une recherche et développement performante et l'équipement potentiel de bâtiments afin de s'ouvrir à un marché beaucoup plus large que les toilettes en site isolé.

CR visite n°3 : Toilette Du Monde à Nyons (TDM) (28, place des Arcades - 26110 NYONS)

Déroulement:

- visite des locaux
- échanges avec Florent Brun (Ingénieur d'étude) et Quiong He (stagiaire).

Résumé :

Toilettes du Monde (TDM) intervient comme acteur et promoteur de solutions techniques d'assainissement durable en développant des modes d'intervention qui promeuvent des solutions à forte valeur ajoutée sociale. TDM propose ses expériences et compétences dans le domaine de l'assainissement durable axées sur l'assainissement autonome en milieu urbain ou rural. TDM travaille à une ingénierie sociale prenant en compte toutes les étapes des projets et qui utilise diverses méthodologies participatives. Ces méthodes de travail développent généralement des campagnes d'Information, d'Éducation et de Communication (IEC). Les activités d'IEC relatives à des projets d'assainissement renforcent l'appropriation et la durabilité des solutions techniques proposées. Leurs compétences en ingénierie sociale se déclinent aussi par la maîtrise d'œuvre sociale visant à mobiliser des foyers / populations cibles des projets d'assainissement. Ils priorisent les interventions basées sur le renforcement des capacités d'acteurs relais locaux.

Dans leurs bureaux, on retrouve des toilettes sèches : une toilette de la marque *Seperett* et un urinoir sec construit par Florent Brun. Florent Brun est chargé de projet chez TDM. Il a

participé entre autres au Burundi à la maîtrise d'œuvre de toilettes dans un bâtiment public avec 34 modules de toilettes. Au Tchad et au Gabon, il travaille sur le montage de projets. Au Congo, il travaille sur leur service d'assainissement avec notamment le projet d'une redevance sur l'eau et sur la gestion des déchets. Et en France, il participe à la formation professionnelle collective et associative sur les toilettes sèches.

Qiong est étudiante. Elle réalise son stage de fin d'étude à TDM et ses deux encadrant sont Florent Brun et Fabien Esculier. Son sujet de stage est sur le suivi des paramètres physico-chimiques des sous-produits de toilettes.



Photo 1 : Urinoir portable



Photo 2 et 3 : Toilette sèche à séparation à la source

Annexe 3



COMPTE RENDU DE MISSION

Voyage d'étude en Allemagne

Collecte sélective et traitements alternatifs des eaux noires dans contexte urbain

Dates :

19. – 21. Juin 2017

Participants :

Volker Wagner, nowato
Elisabeth Felt, nowato
Bernard De Gouvello, OCAPI
Fabien Esculier, OCAPI
Etienne Paul, INSA
Mathilde Besson, INSA
Caroline Marc, SIAAP
Frederic Darsaut, SIAAP
Vincent Le Daheron, ECOSEC
Pascal Dauthuille, Suez
Bastian Etter, Vuna
Catherine Boutin, ISREA
Tristan Martin, INRA



Rédaction :

Fabien Esculier
Elisabeth Felt

...

Bilan général

Ce voyage en Allemagne fut un succès équivalent à celui de 2016 en Suède. La fluidité et la liberté des échanges au sein de notre groupe, la diversité de nos profils et la taille resserrée de notre groupe ont permis que ce voyage d'étude soit d'une grande richesse pour tous.

Nous avons pu bénéficier du retour d'expérience d'un très grand nombre de projets de séparation à la source et tous les acteurs que nous avons rencontrés partageaient une très forte motivation pour faire avancer la recherche et mettre en œuvre des projets en assainissement durable. Leur énergie communicative a donné à chacun l'envie de s'y investir davantage.

Ralph Otterpohl a bien résumé l'importance de s'investir dans les techniques alternatives d'assainissement : « Je ne sais pas si l'assainissement conventionnel pourra devenir circulaire et à faible empreinte environnementale. Je ne sais pas non plus si l'assainissement par séparation à la source pourra résoudre tous les problèmes. Ce qui est sûr, c'est qu'il faut s'investir dans les 2 domaines car en l'état actuel des potentiels de chaque système, il serait absurde de ne pas chercher à les faire progresser tous les 2. » Or la séparation à la source est notoirement sous-investie et méconnue par tous les acteurs par rapport à l'assainissement conventionnel, y compris dans les pays les plus avancés comme l'Allemagne. La communauté des professionnels de la séparation à la source est encore principalement cantonnée, même en Allemagne, à des chercheurs et collectivités engagés et l'assainissement n'est pas perçu, à tort, comme un levier d'innovation environnementale par la majorité des acteurs qui pourraient l'intégrer (aménageurs, urbanistes, architectes, professionnels de la construction, etc.). L'importance de la transversalité et de la coopération entre acteurs est ressortie comme un facteur majeur de réussite de projets d'assainissement durable.

Le voyage a permis de visiter des pilotes de taille intermédiaire, concernant des zones d'habitation de type quartier et non pas seulement de la taille des pilotes expérimentaux « classiques » menés en laboratoire. Toutefois la question du changement d'échelle se pose en termes de taille au regard des procédés mis en œuvre mais également en termes de nature et des fonctionnalités attendues du pilote pour asseoir, légitimer ces nouvelles solutions « dans la vraie vie » et préfigurer un modèle de développement économique viable pour la dissémination des systèmes de séparation à la source. Les coûts d'exploitation (savoir-faire spécifique, énergie) peuvent apparaître prohibitifs à petite échelle et *in fine* paradoxalement desservir la cause. Bref, la question « quel rôle, que faut-il attendre du pilote/démonstrateur par rapport au développement de la technique ? » reste à notre sens encore ouverte. On pourrait, pour avancer dans cette réflexion, se lancer sur un travail d'explication des finalités des pilotes pour en dégager une typologie au-delà de celle des techniques mises en œuvre.

Devant la très grande diversité des séparations à la source et traitements pouvant être mis en œuvre, il ne semble pas encore se dégager de consensus vers un type de solution à privilégier pour chaque contexte. Il est ressorti que la collecte sous-vide des eaux-vannes paraît avoir atteint une certaine maturité permettant son déploiement dans des habitations pour des quartiers de plusieurs milliers d'habitants. La collecte sélective d'urine nécessite l'implication d'un ou plusieurs industriels pour la construction d'un modèle satisfaisant de toilettes à séparation mais la collecte sélective d'urine sur urinoirs secs masculins peut déjà être réalisée dès maintenant.

Par rapport au voyage en Suède, ce voyage en Allemagne nous a semblé différer essentiellement sur trois points :

- le portage de la séparation à la source depuis de nombreuses années par des institutions très variées (centres de recherche, entreprises privées, DWA, collectivités, etc.) ;
- la faiblesse du lien entre techniques alternatives d'assainissement et valorisation agricole effective des produits ;
- le caractère très high-tech des solutions proposées.

La question des technologies mises en œuvre dans la séparation à la source est ressortie tout à la fois comme un sujet méritant encore de plus en amples recherches et développements mais aussi comme un sujet risquant d'être surinvesti, au regard des autres aspects qui conditionnent la possibilité de déploiement de techniques alternatives d'assainissement, à savoir :

- la sensibilisation des différents acteurs aux potentialités de la séparation à la source ;
- le portage de projets par des acteurs motivés et préparés à affronter les nombreuses difficultés inhérentes à la mise en œuvre d'un nouveau paradigme ;
- les contraintes organisationnelles, institutionnelles et réglementaires ;
- la bonne identification des intérêts des différents acteurs impliqués ;
- la coopération et la coordination entre acteurs ;
- la place et la finalité attribuée aux pilotes et démonstrateurs dans la montée en puissance de la séparation à la source.

L'enthousiasme général de notre groupe nous invite à continuer l'aventure par une troisième voyage d'étude qui pourrait être réalisé aux Pays-Bas en 2018 et pour lequel la société Vuna (Bastian Etter) s'est proposée pour l'organisation.

Agenda

Date	Time	Meeting	Location	topic
19. June 2017	14:30 à 17:00	Prof. Ralf Otterpohl	TUHH	Presentation of the alternative sanitation projects of the institute
20. June 2017	10:00 à 12:00	Annika Biederbeck, Hamburgwasser	Jenfelder Au, BUS Kuehnstraße (Ost) (33 Min)	Presentation of the 'Hamburg Water Cycle'
	14:00 à 16:00	SW- Kreislaufanlage, Stefan Deegener	Central Station	Treffpunkt: Rotunde, Ausgang Mönckebergstr, Eingang Saturn UG
21. June 2017	9:00 à 12:30	Dr.-Ing. Martina Winker (ISOE), Prof. Martin Wagner (IWAR)	ISOE (presentation, discussion)	ISOE: institutionel framework for sanitation projects in urban areas, contribution of sanitation to climate change, SaniResch IWAR: semizentral
	16:00 à 18:00	Dr.-Ing. Marius Mohr (igb Fraunhofer)	Knittlingen	DEUS 21

CR détaillé

Otterpohl - TUHH

Institut für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz

PJ :

Slides de Otterpohl

Film sur Terra Preta



Ralph Otterpohl est initialement ingénieur en assainissement. Il a commencé à réfléchir à des modèles alternatifs d'assainissement il y a 25 ans, choqué initialement par la linéarité des systèmes conventionnels. A l'époque, 5 personnes ont eu des réflexions similaires à peu près en même temps mais sans se connaître puis ils ont fini par se rencontrer et échanger. L'un d'entre eux est le norvégien Petter Jenssen (les Suédois se sont investis plus tard sur le sujet). Il a fondé son entreprise, Otterwasser, qui a principalement vendu de la modélisation de stations d'épuration. Il a gagné beaucoup d'argent et de notoriété avec ça, ce qui lui a permis de s'investir en assainissement alternatif et d'être crédible. Le sujet de la séparation à la source commence à monter en puissance depuis 2010 (après 15 ans de traversée du désert).

Il insiste sur la nécessité que la terre soit saine car seule une terre saine peut permettre d'avoir une eau saine également. Or des quantités immenses d'humus ont été détruites ces dernières décennies et le processus continue (artificialisation des sols, agriculture chimique intensive, etc.). Un tiers des terres fertiles de la planète ont été perdues entre 1950 et 1990 (UN Millenium assessment). Il faut développer la permaculture.

Il faut en particulier mettre les excréments, des humains comme des animaux, sur la terre et non dans l'eau. Deux points de vigilance :

- le risque de transfert de pathogènes ; en effet, les racines des plantes peuvent absorber des bactéries par endocytose (Bargyla Rateaver, 1993).
- les micropolluants médicamenteux et les hormones. Il vaut mieux les détruire avant de les mettre sur les sols.

Quand on retourne des matières fécales à la terre, il vaut mieux les mettre sur des sols de reforestation et prévoir éventuellement une reconversion en agriculture vivrière au bout de 10 ans par sécurité sanitaire. Pour les urines, il faut traiter les médicaments pour l'agriculture vivrière.

En revanche, le retour au sol des excréments humains permet d'y retourner tous les micronutriments : 80 en tout VS 16 micronutriments apportés en agriculture chimique. Par exemple, le recyclage du potassium est tout aussi important que celui du phosphore. Il y a actuellement une mode et une forte mise en exergue de l'importance du recyclage du phosphore mais l'importance de boucler les cycles est aussi forte (plus ?) pour les autres nutriments. De même, le problème des nutriments est beaucoup important à résoudre que celui de l'énergie.

Vers 1995, Otterwasser propose le quartier Flintenbreite, un des (le ?) premiers quartiers au monde utilisant le concept d'aspiration sous vide des eaux noires pour valorisation (avec biodéchets également). Malheureusement, l'échelle était trop petite (200 personnes). Cela ne permet pas d'avoir une personne dédiée à la maintenance du système (entretien et réparations générales, traitements des canalisations à l'acide citrique chaud pour détartrage, etc.). La décroissance des coûts unitaires n'est pas encore assez importante non plus. L'échelle satisfaisante est celle de Jenfelder Au, 2.000 personnes, voire 5.000 (anecdote où ils se sont mis à 20 pour creuser et réparer un tuyau supposément défectueux à Flintenbreite avant de découvrir qu'il suffisait d'ouvrir 3 vannes fermées par erreur).

L'appropriation par les usagers est correcte : s'ils bouchent une fois, ils ne recommencent plus (ça marche du coup moins bien dans des hôtels par exemple où l'utilisateur est nouveau à chaque fois). Les toilettes sous-vide installées sur Flintenbreite sont relativement bruyantes mais les nouveaux modèles (inspirés des toilettes dans les bateaux) ont abaissé les nuisances sonores. Le quartier a eu entre 4.000 et 5.000 visiteurs, certains sont repartis chez eux pour monter leur propre projet sur ce type de filière. Il y a maintenant 5 projets aux Pays-Bas avec séparation des eaux noires par réseau sous-vide. Seulement un a des problèmes au niveau de la collecte par réseau sous-vide. Mais Ralph Otterpohl reste mitigé sur le sous-vide.

L'assainissement par lacto-fermentation permet d'enlever les odeurs. Il suffit d'ajouter du sucre (2-3 kg/pers/an) et des lacto-bacilles. Fonctionne sur urines pures, matières fécales pures ou le mélange. Puis l'idéal est d'ajouter du charbon pour faire de la Terra Preta. Toilette en cours de développement avec design adapté pour position assise ou accroupie.

Sa conclusion :

Je ne sais pas si l'assainissement conventionnel pourra devenir circulaire et à faible empreinte environnementale. Je ne sais pas non plus si l'assainissement par séparation à la source pourra résoudre tous les problèmes. Ce qui est sûr, c'est qu'il faut s'investir dans les 2 domaines car en l'état actuel des potentiels de chaque système, il serait absurde de ne pas chercher à les faire progresser tous les 2.

Quelques propositions éparses :

- Faire de l'assainissement écologique également avec les animaux càd ne pas les laisser excréter un peu partout sur les champs (séchage) mais les faire excréter de façon concentrée sur une portion du champ.
- Faire des toilettes dont l'évacuation est par air sous pression plutôt qu'aspiration sous vide (propelair.com). Testé à Hambourg mais ça fait beaucoup de bruit.
- Le principe des toilettes à séparation d'urine dysfonctionne trop souvent au niveau de l'utilisateur. C'est très bien de collecter sur des toilettes publiques en urinoir sec masculin.
- La culture d'algues sur façade ne marche pas (pas de soleil l'hiver, trop chaud l'été).

JENFELDER AU et le Hamburg Water Cycle (HWC)

PJ :

HWC_Principe-Concept

HWC_Principe-Loops

Film sur HWC



Hamburg Wasser, entreprise publique en charge de l'eau potable et de l'assainissement pour les 2 millions d'habitants de Hamburg, a développé un concept « Hamburg Water Cycle » qui vise à séparer les flux et valoriser les ressources. Jenfelder Au est la première réalisation concrète de ce principe.

Le projet : amorcé en 2009, bcp de changements au fil de l'eau, aujourd'hui 2000 habitants, 835 unités, sur 35 ha. C'est le plus grand projet de séparation à la source d'Europe. Les premiers habitants (50 appartements) ont emménagé en février 2017. Ils sont connectés au réseau sous-vide mais tous les rejets se font à l'égout car la STEP est encore en construction.

Le projet a bénéficié de cofinancements européens Life et fédéraux allemands.

Trois flux :

- 1) Eaux pluviales vers un plan d'eau
- 2) Eaux grises collectées en gravitaire, pompage vers la station, traitement (pas encore choisi : bioréacteur à membrane ou lit bactérien), rejet vers le plan d'eau où sont aussi collectées les eaux pluviales. Pas de récupération d'énergie des eaux grises. Pas de récupération des biodéchets par tuyau (pb de réglementation sur le mélange biodéchets / eaux usées).
- 3) Eaux noires pompées sous-vide (toilettes Roediger ou Jets) vers station de traitement implantée dans une (future) zone d'activités pour éviter de la mettre à côté des maisons (acceptabilité générale dont odeurs (fictives) et moins de contraintes constructives). Les eaux noires devraient être envoyées en digestion et le biogaz brûlé dans une unité de cogénération pour produire de la chaleur et de l'électricité. La méthode et le degré de récupération de nutriments ne sont pas encore connus.

Le réseau sous-vide est constitué de 3 sous-systèmes pour permettre de fonctionner en cas de pannes. Il y a 2 niveaux de sous-pression (0,45 bar VS 0,65 bar) : faible sous-pression au niveau de la toilette pour limiter le bruit, forte sous-pression après pour mieux aspirer. Les tuyaux sous-vide sont en zig-zag pour mieux permettre leur vidange.

Le projet a fait face à de nombreux défis :

- techniques, en particulier le sous-vide ;

- compétences : très peu d'entreprises savent gérer du sous-vide (plombiers, architectes, constructeurs, etc.)
- réglementaires : besoin d'un amendement à la réglementation assainissement pour faire du sous-vide (apparemment pour permettre à la collectivité de changer la limite de propriété, non pas en sortie de parcelle mais en sortie de toilettes). Demande commencée en 2010 et toujours pas résolue aujourd'hui !

En outre, l'administration a demandé un niveau de rejet quasi-inatteignable pour les eaux grises (presque de l'eau potable). Hamburg Wasser est en cours de négociation pour changer ce niveau de rejet

- portage : l'initiative était à Hamburg Wasser et il a fallu convaincre la ville, qui désormais soutient le projet.

Le prix payé par les habitants pour le service d'eau est le même qu'ailleurs à Hambourg. C'est donc économique pour eux car ils consomment 30% d'eau en moins.

INTAQUA



Intaqua est une entreprise fondée par Ulrich Braun, inventeur géo-trouve-tout, malheureusement décédé en 2015. Il avait développé, avec le soutien de Ralph Otterpohl, une technique de traitement d'eaux-vannes. La municipalité de Hamburg a toujours été motivée pour mettre en œuvre des solutions alternatives d'assainissement (collecte d'urine d'urinoirs publics, Jenfelder Au, etc.) et a apporté son soutien dans l'équipement des toilettes de la gare principale de Hamburg avec le système d'Intaqua. La construction a été réalisée par Stefan Deegener qui exploite depuis le système et qui nous a fait la visite. Le coût total de l'installation est estimé à 100.000 € de matériel et 100.000 € de main d'œuvre.

Cette visite fut extraordinaire ! Derrière ces toilettes publiques en sous-sol, on découvre des locaux (ou plutôt des couloirs techniques) très exigus dans lesquels Intaqua a miraculeusement réussi à utiliser l'espace pour y installer un traitement complet des eaux-vannes. Beaucoup des équipements ont dû être montés dans les locaux eux-mêmes. Stefan Deegener s'y déplace en Spiderman (mais il nous a semblé qu'il manquait quelques éléments de sécurité pour pouvoir exploiter cet équipement de façon sûre). Depuis quelques années, la gestion de toutes les toilettes publiques de Hambourg a été transférée à l'entreprise publique de Hambourg en charge de la gestion des déchets qui n'est pas très intéressée par ce système et refuse d'y participer financièrement. Avec l'épuisement des crédits de recherche initialement alloués et le décès de M. Braun, l'exploitation du système se fait aujourd'hui à minima (simple maintien de la biomasse nitrifiante par ajouts ponctuels d'urine) et Stefan Deegener exploite l'installation de façon bénévole. Le dimensionnement du système n'est pas optimisé et les coûts énergétiques de fonctionnement sont très élevés, 4 fois plus que les gains économiques permis par les économies d'eau. En outre, l'étape finale de séchage du perméat n'est pas construite sur place et nécessite d'évacuer le perméat pour le faire sécher ailleurs (à un coût énergétique élevé).

Le système Intaqua traite les effluents d'une demi-douzaine d'urinoirs secs masculins ainsi que de toilettes conventionnelles masculines et féminines (surtout des urines au final : 1000 L/semaine VS 50 kg de papier toilettes et matières solides). L'entretien des canalisations des urinoirs secs est réalisé par ajout d'ajout d'acide citrique une fois par semaine et, une fois par an, un trempage des canalisations (avec fermeture de la vanne d'évacuation) dans un bain chaud d'acide citrique à 100g/L.

Les effluents sont séparés par une cloche centrifugeuse entre solides et liquides. Les solides sont envoyés en compostage. Les liquides vont ensuite en nitrification sur flore fixée fluidisée. La nitrification est complète et défie les possibilités usuellement admises de régime de fonctionnement : pH=4, température de 35°C ou 500 mg NO₂-/L. Leur hypothèse c'est qu'ils ont réussi à cultiver des populations de bactéries nitrifiantes extrêmes. Ils continuent d'ailleurs à faire tourner leur système pour garder vivante cette population nitrifiante extraordinaire !

Les effluents vont ensuite en ultra-filtration gravitaire puis en nano-filtration 270 Da. Le perméat est transparent, constitué d'eau et des ions monovalents à savoir majoritairement K⁺, NO₃⁻ (salpêtre), Na⁺ et Cl⁻ (sel de mer). Les concentrations peuvent aller jusqu'à 50 gNO₃⁻/L (que Stefan Deegener a d'ailleurs bu pour tester !!).

Ce perméat doit ensuite être pompé hors des toilettes et apporté à TUHH pour être séché.

Le rétentat est constitué des ions polyvalents (Mg²⁺, PO₄³⁻, etc.) et des micropolluants. Il peut également être séché, processus qui permet la destruction des micropolluants et la valorisation sans risque du résidu sec. Sinon, ce rétentat est recirculé comme eau de chasse pour les toilettes. Sa couleur est jaunâtre.

ISOE et IWAR de TU Darmstadt

PJ :

1_ODJ_TO_final

2_Semizentral_170616_Vortrag_MWagner_Frankfurt

3_Winker_Infrastructure-Germany_Winker_21-06-2017

4_Kerber_2017-06-21_Institutional analysis-HKR

5_DWA_Winker_21-06-2017



Semizentral

L'institut IWAR de TU Darmstadt a développé un nouveau concept d'assainissement qui permet de répondre au problème d'urbanisation galopante des pays tels que la Chine. En effet, chaque semaine dans le monde, 1 million de personnes migrent vers une ville. A Shanghai (24 M habitants), c'est 67 personnes chaque heure qui arrivent soit 585.000 personnes par an pour lesquels il faut fournir de l'eau potable et gérer les eaux usées.

La proposition de l'IWAR consiste à décentraliser car cela facilite la réutilisation de l'eau, la récupération d'énergie, augmente la flexibilité et limite la vulnérabilité. Toutefois, la décentralisation ne doit pas se faire jusqu'au niveau de la famille car il faut maintenir une exploitation professionnelle de haut niveau des infrastructures d'où la notion de semi-centralisation. En Chine, le niveau optimal de semi-centralisation se situe entre 20.000 et 100.000 personnes. Dans l'extension d'une ville, chaque nouveau quartier de cette échelle sera géré de façon semi-centralisée.

L'IWAR a ainsi construit un premier quartier de 12.000 personnes connecté à un « Resource Recovery Center » (RRC) à Qingdao, initié en 2003 et inauguré en 2014. Le projet a été financé par un investisseur chinois, WHE-Group, à hauteur de 7 millions d'euros et la recherche autour de ce projet est évaluée également à 7 millions d'euros, menée par TU Darmstadt avec 13 partenaires académiques et de nombreux partenaires industriels et un design par Tongji design institute.

La présentation théorique du schéma « semizentral » diffère assez notablement de ce qui a été réalisé à Qingdao. Tout d'abord, le projet prévoit la collecte gravitaire séparée des eaux ménagères et des eaux-

vannes. Or les connexions n'ont pas été réalisées correctement au niveau des habitations et les deux eaux arrivant au RRC sont presque identiques. Les filières de traitement prévues en MBR auraient été légèrement différentes pour les deux files mais doivent finalement être traitées de la même manière. La file des eaux grises est supposée subir une chloration pour retourner ensuite vers les maisons dans un réseau sous-pression d'eau non potable pour la chasse d'eau. Ce point n'a pas été réalisé à Qingdao. En revanche, des camions récupèrent l'eau en sortie du RRC à des fins d'irrigation. La récupération d'énergie sur les eaux grises n'a pas non plus été choisie à Qingdao par absence de volonté d'investissement des partenaires chinois sur ces procédés. Au final, la récupération d'énergie est assez conventionnelle par digestion et cogénération d'électricité et de chaleur. Le bilan énergétique du RRC, qui récupère aussi les biodéchets collectés par camion, est à peu près équilibré : 105 kWh/p/an de consommation VS 110 kWh/p/an de production d'énergie. Enfin, les eaux pluviales sont collectées séparément et rejetées au milieu récepteur.

Le principal avantage du semizentral réside dans le fait de pouvoir construire très vite un quartier et son RRC attaché. En outre, les 2 tuyaux eaux grises et eaux noires sont plus petits que le tuyau unique qu'il y aurait sinon ce qui réduit les coûts, en particulier dans les terrains rocheux de Qingdao. Ce modèle n'est pas adapté à l'Europe mais aux villes à croissance galopante des pays comme la Chine.

Les nouveaux systèmes alternatifs d'assainissement aujourd'hui en Allemagne

Martina Winker a présenté les différents modèles d'assainissement alternatifs existant en Allemagne.

Toilettes à compost

Dans les années 1990 ont été construits beaucoup d'éco-quartiers, surtout dans le nord, avec des toilettes à compost (Allermöhe, Braamwisch, etc.). Ces quartiers ont été peu reproduits par la suite car les systèmes installés nécessitaient une gestion importante de la part des familles et la plupart des personnes ne veulent pas s'impliquer dans la gestion de leurs toilettes et de leurs excréments. [Otterpohl précise que certains réfléchissent aujourd'hui à adapter ces systèmes avec une prestation de service d'entretien et d'exploitation.]

Un écoquartier financé par un investisseur privé est actuellement en construction à Pfaffenhofen avec des toilettes Terra Preta et des filtres plantés pour les eaux ménagères.

Eaux-vannes sous-vide

Après le quartier Flintenbreite à Lübeck, de nombreuses autres réalisations ont suivi : SolarCity à Linz en Autriche, DEUS 21 à Knittlingen, Jenfelder Au à Hamburg, etc.

La séparation d'urine

Hamburg s'y est particulièrement investi mais ils n'ont pas continué les réalisations pour des habitations du fait de l'absence de modèle de toilette satisfaisant et les collectes sur toilettes publiques ne sont pas opérées actuellement. Quelques références au niveau d'un bâtiment : Lambertsühle, Emscherquellhof et surtout le bâtiment de GIZ à Eschborn.

Ce bâtiment, construit en 1976, a été entièrement rénové en 2006. A cette occasion, il a été équipé de toilettes Roediger avec séparation à la source des urines. Mais le programme de recherche qui y était attaché, SaniResch, n'a pu commencer que 3 ans après la construction du bâtiment dont l'exploitation initiale du système n'a donc pas pu être réalisée correctement. En particulier, les urinoirs secs masculins (Centaurus de Keramag et Type 7000 de Urinowa) nécessitent du temps d'entretien, un

protocole spécifique et un savoir-faire. Il faut bien prendre en compte cette spécificité et accepter que les équipes d'entretien et de maintenance y consacrent le temps nécessaire.

Les toilettes à séparation d'urine évacuent mal les fèces. Pour mieux les dimensionner, il faudrait modifier la D-Norm qui prévoit une distance maximale entre le mur et l'avant d'une toilette car cette distance devrait être plus grande dans une toilette à séparation d'urine. En outre, la vanne d'évacuation des urines nécessite un fort entretien et Martina Winker conseille d'utiliser des toilettes à séparation d'urine qui évacuent les urines avec de l'eau car la collecte à sec entraîne trop de problèmes. Les urines collectées ont été testées en agriculture mais les volumes collectés étaient trop faibles pour mettre en place une véritable filière agricole.

Pour Paris, elle conseille de faire développer de nouvelles toilettes par un industriel. Il faut rester vigilant sur les micropolluants en menant plus de recherches à ce sujet. A Braunschweig où les eaux usées traitées sont utilisées en agriculture, le suivi des micropolluants médicamenteux dans les eaux indique une migration d'une partie d'entre eux vers la nappe.

Réutilisation des eaux grises et récupération d'énergie au niveau du bâtiment

Quelques réalisations telles que Block 6 à Berlin ou ABG à Frankfurt. Les tensions sur les ressources en eau peuvent être localement fortes et incitent à la réalisation de récupération d'eaux (ménagères ou pluviales).

A Bockenheim, un bâtiment de 145 personnes et 70 places de crèche a commencé à fonctionner en octobre 2016. Les eaux ménagères (hors eaux de cuisine) sont collectées et traitées pour être réutilisées en chasse d'eau. Les eaux réutilisées sont jaunâtres et une petite partie de la population n'accepte pas ce système. Ainsi, ils ont indiqué dans un document spécifique annexé aux contrats de location que l'eau de chasse d'eau était de l'eau réutilisée et ils pensent que cela a permis que n'emménagent dans le bâtiment que des personnes qui étaient d'accord pour utiliser ces toilettes. En outre, ils ont rendu disponible des informations détaillées sur le fonctionnement des réseaux d'eau de l'immeuble pour permettre aux personnes intéressées de se renseigner plus en détail. La majorité des gens s'est bien approprié ce dispositif qui passe relativement inaperçu. Ils ont également prévu une journée où l'eau réutilisée est colorée en bleu pour que tous les habitants se rendent bien compte qu'il n'y a pas de problème de connexion.

Recommandations générales

Il faut avoir conscience qu'il reste encore de nombreux défis à relever dans l'assainissement par séparation à la source, que la réalisation de projets réussis est délicate et que des recherches complémentaires sont nécessaires.

Dans les phases de conception, il faut :

- une implication de la municipalité dans l'aménagement ;
- prendre en compte l'absence de connaissance et de compétence des aménageurs, des architectes, des entreprises du bâtiment, etc. ;
- mettre en place une forte coopération entre acteurs ;
- anticiper l'absence de compétences des autorités de régulation.

Dans la phase de réalisation, il sera difficile d'avoir des propositions car il y a trop peu d'entreprises capables de répondre et les projets pourront être séparés en lots techniques.

Dans la phase d'exploitation, il faut une communication avec les usagers et une attention particulière aux problèmes techniques.

Analyse institutionnelle : acteurs et réseaux de coopération

Heide Kerber a présenté les défis organisationnels liés à l'émergence de la séparation à la source :

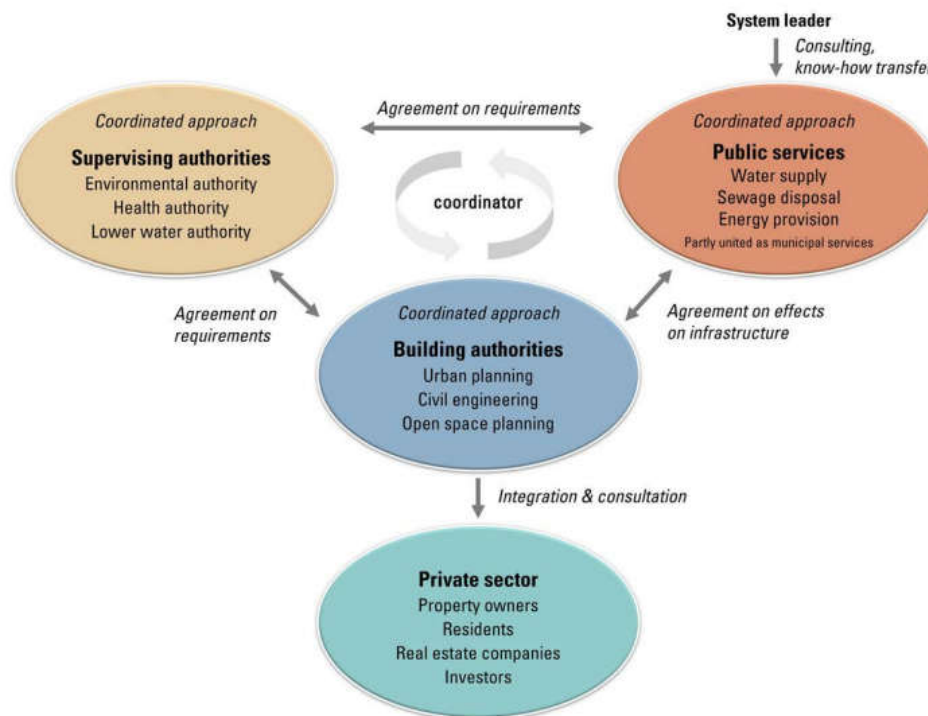
1. la compartimentation des secteurs (eau, énergie, etc.)
2. la dépendance au sentier, à la fois en termes de choix techniques et de dispositions mentales
3. les contraintes légales et institutionnelles
4. la complexité des structures de responsabilité

Il faut 3 acteurs-clés pour permettre l'émergence d'un projet :

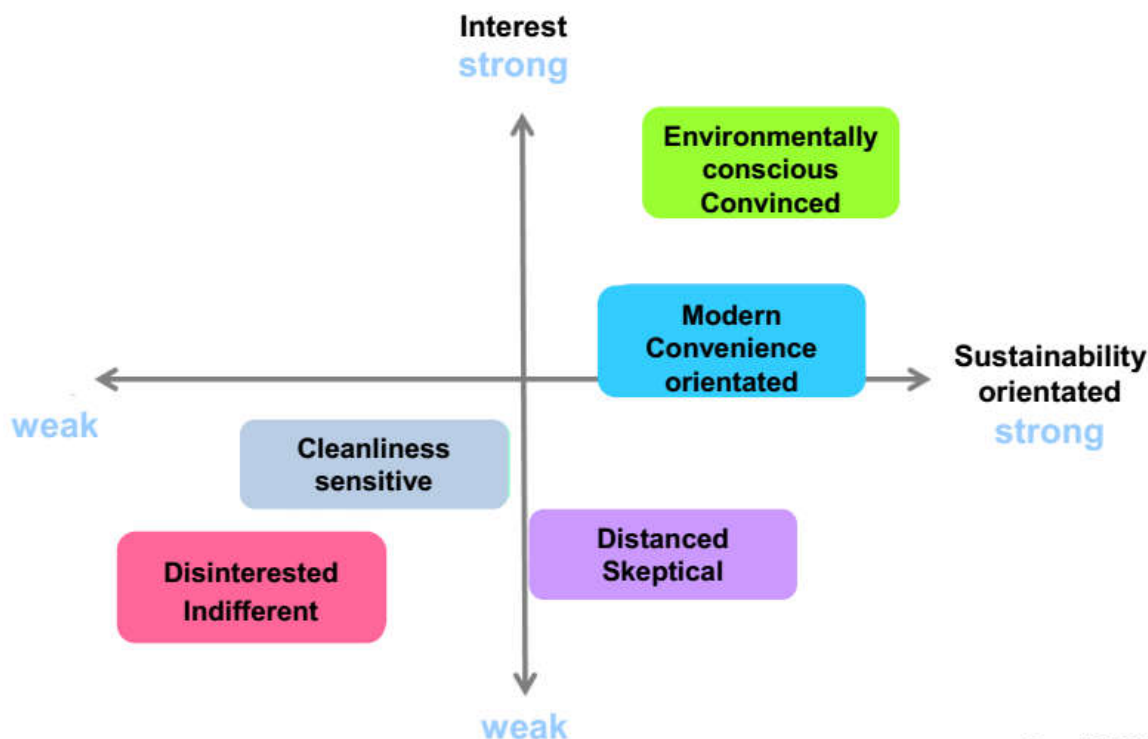
1. un incitateur
2. un coordinateur
3. un leader d'ensemble

Ils peuvent être confondus comme à Jenfelder Au où Hamburg Wasser joue les 3 rôles.

Le jeu d'acteurs est résumé par Heide Kerber sous la forme du schéma ci-après.



Heide Kerber a également insisté sur l'importance de prendre en compte les préférences des usagers qu'ils ont résumé dans le graphique suivant :



Trois points de vigilance doivent être gardés dans un montage de projet :

1. Ne pas trop se concentrer sur les questions technologiques et ne pas oublier les contraintes organisationnelles et institutionnelles qui sont primordiales
2. Favoriser la coopération et la coordination entre acteurs
3. Bien identifier les intérêts des différents acteurs

Les éléments déclencheurs des projets allemands ont été plutôt des acteurs de poids (Hamburg Wasser, ABG) qui ont eux-mêmes été sensibilisés par les premiers projets de recherche, de nouvelles contraintes exogènes et des personnalités individuelles. Il y a un défi important dans la sensibilisation des aménageurs aux externalités positives de la séparation à la source.

Dans la discussion, il est apparu que le secteur privé avait l'air relativement peu impliqué en amont dans les projets comme celui de Jenfelder Au : or il est primordial de l'impliquer dès le début afin de définir clairement le partage des risques (qui ont l'air aujourd'hui très majoritairement portés par le secteur public) et la structure du marché (qui paye quoi), à la fois dans les phases de construction et dans les phases d'exploitation.

DWA

Le DWA, équivalent allemand de l'ASTEE française, a créé dès 2004 une commission sur les nouveaux systèmes alternatifs d'assainissement. Cette commission se réunit régulièrement depuis. 7 groupes de travail spécifiques ont été créés et la commission a déjà publié un certains nombres de documents (principalement en allemand) qui visent entre autres à aider les porteurs de projets à considérer les alternatives dans la conception de projets.

Toilettes sèches de NOWATO



Durant le repas de midi, nous avons pu profiter des belles toilettes sèches de NOWATO.



DEUS 21



DEUS 21, « DEcentralized Urban water infrastructure Systems of the 21st century » est un projet de démonstrateur de concept d'économie circulaire en assainissement, porté par l'institut Fraunhofer de Stuttgart et conduit entre 2003 et 2012. Avec des financements fédéraux, ce projet a permis de connecter une centaine de maisons particulières de la ville de Knittlingen à une station de traitement spécifique sur laquelle ont pu être testés différents procédés. L'échelle à laquelle Marius Mohr pense que le démonstrateur aurait pu être rentabilisé serait plutôt pour 5.000 habitants ce qui explique qu'il ne tourne plus aujourd'hui.

La visite est assurée par Marius Mohr qui a réalisé à l'époque sa thèse sur ce démonstrateur. DEUS 21 ne réalise pas de séparation à la source (sauf les eaux pluviales). Les eaux usées sont collectées gravitairement jusqu'à la sortie des maisons puis pompées sous vide jusqu'à l'unité de traitement. Pour les résidents qui l'ont voulu, les toilettes sont également sous vide (20% des cas) et la collecte des biodéchets de cuisine (25%). Aujourd'hui, seule la station de vide fonctionne encore à DEUS 21, les eaux étant ensuite orientées vers le réseau municipal. L'énergie consommée par le système est d'environ 20 kWh/pers/an.

Mais tous les anciens équipements sont encore sur place. Lors du fonctionnement de ce démonstrateur, les eaux usées arrivaient à 1000 mgDCO/L. Elles étaient stockées dans un volume tampon (avec une pompe de mélange pour éviter la décantation) puis envoyées en décantation et étaient traitées en anaérobiose en MBR. Le filtrat aurait idéalement pu être épandu en irrigation. Ici ils avaient testé l'échange d'ions pour la récupération de l'azote ammoniacal puis le stripping de l'ammoniac.

Une toilette a pu être essayée. La chasse d'eau fonctionne exclusivement de façon mécanique : le bouton pression enclenche l'ouverture de trois vannes avec des retardeurs (mécaniques) d'ouverture qui permettent l'enclenchement successif de l'aspiration puis de l'ajout d'eau dans le fond de la toilette.

Annexe 4

Detailed calculation of N and P flows in wastewater associated to the metabolism of one inhabitant of Paris Megacity.

Supplementary material to the paper:

The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system
by ESCULIER Fabien, LE NOË Julia, BARLES Sabine, BILLEN Gilles, CRENO Benjamin, GARNIER Josette, LESAVRE Jacques, PETIT Léo, TABUCHI Jean-Pierre
J. Hydrol (in press)

Population

Data	Value
Instantaneous population of SIAAP zone 3-17 years old	1 670 881
Instantaneous population of SIAAP zone ≥ 18 years old	6 678 071
Instantaneous population of SIAAP zone ≥ 3 years old	8 348 952

Sources: Calculated from various data (cf. manuscript) for year 2013

Ingestion and excretion

Data	Value	Unit
Ingestion of P per capita in SIAAP zone for people ≥ 3 years old (1)	0.43	kgP/cap/y
Ingestion of N per capita in SIAAP zone for people ≥ 3 years old (1)	4.86	kgN/cap/y
P body storage during lifetime (2)	1.9%	
N body storage during lifetime (2)	0.4%	
Excretion of P per capita in SIAAP zone for people ≥ 3 years old	0.42	kgP/cap/y
Excretion of N per capita in SIAAP zone for people ≥ 3 years old	4.84	kgN/cap/y

Sources: 1. AFSSA, 2009 for year 2006-2007

2. Calculated from various data (cf. manuscript)

Waste water collection

Data	Value	Unit
Breathing and integumentary losses not going to wastewater (1)	0.5%	
Percentage of SIAAP zone population with on-site sanitation (2)	2%	
% entry of urine and feces in wastewater management system (1)	99.9%	
Inputs of P excretions in sewers	0.41	kgP/cap/y
Inputs of N excretions in sewers	4.71	kgN/cap/y
CSO P discharge on SIAAP zone (3)	110	tP/y
CSO N discharge on SIAAP zone (3)	830	tN/y
Known dry weather discharges from sewers (3)	24 394	PE
Total P of 1 PE (4)	1.8	gP/PE/d
Total N (reduced) of 1 PE (4)	12	gN/PE/d
Direct dry weather discharges in P	16	tP/y
Direct dry weather discharges in N (reduced)	107	tN/y
River discharge by network in P	0.02	kgP/cap/y
River discharge by network in N	0.11	kgN/cap/y
Inputs in SIAAP plants in P (5)	13.31	t/d
Inputs in SIAAP plants in N (5)	121	t/d
Inputs in SIAAP plants in P	0.58	kgP/cap/y
Inputs in SIAAP plants in N	5.29	kgN/cap/y
Other P inputs in sewer	0.19	kgP/cap/y
Other N inputs in sewer	0.69	kgN/cap/y

Sources: 1. Calculated from various data (cf. manuscript)

2. Adapted from Lesavre, 1995

3. Sanitation master plan of the SIAAP area, 2011. For year 2011

4. AESN, 2013. For year 2013.

5. SIAAP data. For year 2013.

Waste water treatment

Data	Value	Unit
Plants river discharge in P (1)	2.1	t/d
Plants river discharge in N (1)	45	t/d
Plants river discharge in P	0.09	kgP/cap/y
Plants river discharge in N	1.97	kgN/cap/y
P in sludges	0.49	kgP/cap/y
Mean N in total sludges (1)	3.55	% of dry matter
Sludge production (1)	126 241	tDM/y
N in sludges	0.5	kgN/cap/y
N in gas form	2.8	kgN/cap/y
N-N ₂ O emissions from N input (2)	2.1%	
N-N ₂ O emissions	0.1	kgN-N ₂ O/cap/y

Sources: 1. SIAAP data. For year 2013.

2. Calculated from Bollon et al 2016 a & b

Sludge management

Data	Value	Unit
Proportion of sludges to spreading or composting (1)	50.3%	
P going to agriculture	0.25	kgP/cap/y
P not going to agriculture (mainly incineration)	0.24	kgP/cap/y
Mean N in spreaded sludges (1)	2.53	% of dry matter
N going to agriculture	0.19	kgN/cap/y
N not going to agriculture (mainly incineration)	0.34	kgN/cap/y

Sources: 1. SIAAP data. For year 2013.

