



UFBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

DOUTORADO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL

DIEGO LIMA MEDEIROS

AVALIAÇÃO ENERGÉTICA E AMBIENTAL
DO SANEAMENTO BASEADO EM RECURSOS
PARA APROVEITAMENTO DA URINA HUMANA
NA AGRICULTURA



SALVADOR
2019

DIEGO LIMA MEDEIROS

**AVALIAÇÃO ENERGÉTICA E AMBIENTAL DO
SANEAMENTO BASEADO EM RECURSOS PARA
APROVEITAMENTO DA URINA HUMANA NA
AGRICULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), como parte dos requisitos para obtenção do grau de doutor.

Orientadores: Prof. Dr. Asher Kiperstok
Prof. Dr. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva
Prof. Dr. José Adolfo de Almeida Neto
Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador - Bahia
2019

Medeiros, Diego Lima

Avaliação energética e ambiental do saneamento baseado em recursos para aproveitamento da urina humana na agricultura /
Diego Lima Medeiros. – Salvador, 2019.

213 p.: il. color.

Orientador: Prof. Asher Kiperstok

Prof. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva

Prof. José Adolfo de Almeida Neto

Prof. Luciano Matos Queiroz

Tese (Doutorado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI)) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2019.

1. Prevenção da poluição. 2. Ecologia industrial. 3. Nexos água-energia-alimento. 4. Esgotamento sanitário. 5. Urina humana. I. Kiperstok, Asher; Cohim, Eduardo Henrique Borges; Almeida-Neto, José Adolfo de; Queiroz, Luciano Matos. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

AValiação Energética e Ambiental do Saneamento Baseado em Recursos para Aproveitamento da Urina Humana na Agricultura

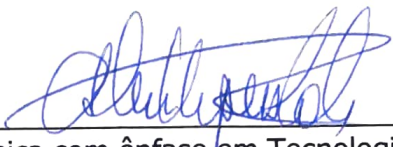
DIEGO LIMA MEDEIROS

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia (UFBA) como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de doutor em Engenharia Industrial.

Aprovada em 17 de abril de 2019.

Orientada por:

Prof. Dr. Asher Kiperstok


Doutor em Engenharia Química com ênfase em Tecnologias Ambientais, pela University of Manchester Institute of Science and Technology (UMIST), Inglaterra, 1996

Prof. Dr. Eduardo H. B. Cohim Silva


Doutor em Energia e Ambiente, pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Brasil, 2011

Prof. Dr. José Adolfo de Almeida Neto


Doutor em Engenharia Agrícola, pela Universität Kassel (UNI KASSEL), Alemanha, 2006

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

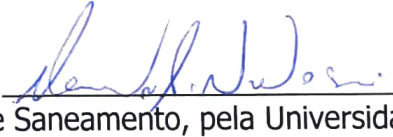

Doutor em Engenharia Civil com ênfase em Hidráulica, pela Universidade de São Paulo (USP), Brasil, 2009

Examinada por:

Prof. Dr. Marc Árpád Boncz


Doutor em Tecnologia Ambiental, pela Wageningen University & Research (WUR), Holanda, 2002

Prof. Dr. Marcelo Antunes Nolasco


Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento, pela Universidade de São Paulo (USP), Brasil, 1998

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves


Doutor em Engenharia do Tratamento de Águas, pela Institut National des Sciences Appliquées (INSA Toulouse), França, 1993

Prof. Dr. Emerson Andrade Sales


Doutor em Ciências com ênfase em Engenharia Química, pela Université Paris Diderot (Paris 7), França, 1996

Salvador, BA – BRASIL

Abril de 2019

Àqueles que vivem a cultura da sustentabilidade.

AGRADECIMENTOS

A Jorge, Dulce, Eder e demais familiares pelo apoio.

Aos orientadores Asher Kiperstok, Eduardo Cohim, José Adolfo, Luciano Queiroz pela convivência produtiva ao longo desse período de doutoramento.

A Asher, em especial, pela oportunidade, confiança e inquietude.

Aos professores Marc Boncz, Gilmar Santos, Marcelo Nolasco, Ricardo Franci e Emerson Sales que participaram das bancas de qualificação ou defesa de doutorado, ou ambas, e fizeram comentários e sugestões para a melhoria da tese.

Aos colegas da Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) como Suzete, Lígia, Maria, Ramon, Thaís (as duas), Juliano, Lindolfo, Robson e Rejane; do Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI) como Tatiane, Tamiles, Robinson, Mario, Eduardo, Almir, Ronald, Pieter, Csaba, Antônio, Rilton e Euclides; entre outros colegas da Universidade Federal da Bahia (UFBA) como Ângela, Victor e Patrícia pela convivência e parceria.

Aos colegas da área que formam a Rede Baiana de Avaliação do Ciclo de Vida (Rede ACV-BA) e a comunidade de pesquisadores nos âmbitos regional e nacional que promoveram eventos para trocar experiências e fortalecer as redes de trabalho.

À ACV Brasil em nome da *Pré Sustainability* pela licença do software Simapro utilizado na pesquisa.

Às agências financiadoras como a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo do doutorado e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo evento *São Paulo School of Advanced Science on the Water-Energy-Food Nexus for Better Decisions in a Complex World* (SPSAS-WEF Nexus).

Aos amigos, colegas e pessoas que de alguma maneira contribuíram na minha formação.

Chegar lá seria extremamente difícil, talvez impossível.
Mas, decerto, essa era uma viagem que valia a pena ser feita,
pois todo o seu trajeto seria percorrido nos braços aconchegantes
da maior aventura de nossas vidas.

Miguel Nicolelis
Muito além do nosso Eu, 2011.

RESUMO

O propósito desse trabalho foi contribuir com a promoção de soluções ecológicas e escaláveis para o saneamento doméstico, especificamente aquelas referentes à recuperação de recursos. O objetivo da tese foi avaliar o desempenho energético e ambiental do ciclo de vida do aproveitamento dos recursos naturais do saneamento doméstico no contexto brasileiro, especificamente na região semiárida. Assim, foi apresentado um referencial teórico dos temas relacionados à sustentabilidade ambiental, ferramentas da ecologia industrial como Produção Mais Limpa (PML), Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Análise de Fluxo de Material (AFM), relação do saneamento doméstico com os recursos hídricos, energéticos e nutrientes, assim como diferentes sistemas de tratamento do efluente doméstico. O referencial teórico sobre aproveitamento da urina humana na agricultura apresentou o estado-da-arte desse tema. A gestão da urina humana foi analisada nos aspectos técnicos, energéticos e econômicos com um estudo de caso da região Portal do Sertão no estado da Bahia (Brasil). O desempenho energético e ambiental do ciclo de vida da separação da urina humana até a sua aplicação como fertilizante na agricultura foi analisado em distintos cenários de transporte, volatilização da amônia e coprodutos em comparação às práticas predominantes. O método Cone-Invertido foi proposto para melhorar continuamente a qualidade da informação, apoiar a tomada de decisão, e estruturar a política pública de avanço tecnocientífico e cumprimento de metas ambientais. Os resultados demonstraram que o aproveitamento dos recursos do saneamento doméstico foi potencialmente promissor e mais ecoeficiente que as soluções predominantes, principalmente devido à redução das demandas hídrica e energética; redução do lançamento dos nutrientes nos mananciais hídricos ou da necessidade de removê-los do efluente tratado a nível secundário; redução da produção dos fertilizantes minerais; assim como a promoção da economia circular com o aumento da oferta de recursos em âmbito regional. A segregação dos fluxos do esgoto doméstico se mostrou vantajosa comparada a práticas predominantes nas categorias avaliadas, principalmente em regiões com proximidade entre a fonte geradora e o local de aplicação do fertilizante. Portanto, o setor de saneamento doméstico deve ser planejado em conjunto com os setores de habitação, fertilizantes e agricultura para aumentar a eficiência do uso dos recursos de uma região. Recomenda-se que as soluções sanitárias sejam articuladas com as disponibilidades de recursos locais para garantir a segurança hídrica, energética e alimentar, assim como justiça social e viabilidade econômica.

Palavras-chave: Prevenção da Poluição. Ecologia Industrial. Nexos Água-Energia-Alimento. Esgotamento Sanitário. Urina Humana.

ABSTRACT

The purpose of this work was to contribute to the promotion of ecological and scalable solutions of domestic sanitation, specifically those related to resource recovery. The goal of this thesis was to evaluate the energy and environmental performance along the life cycle of natural resource recovery from domestic sanitation in the Brazilian context, specifically in the semiarid region. Thus, it was presented a theoretical framework of themes related to environmental sustainability, industrial ecology tools such as Cleaner Production (CP), Life Cycle Assessment (LCA) and Material Flow Analysis (MFA), the nexus of domestic sanitation with water, energy and nutrient resources, as well as different domestic wastewater treatment systems. Besides, the state-of-the-art on the use of human urine in agriculture was presented. Human urine management was analyzed in the technical, energy and economic aspects with a case study of the *Portal do Sertão* region in the state of Bahia (Brazil). The energy and environmental performance along the life cycle from human urine separation up to its application as a fertilizer in agriculture was analyzed in different scenarios of transport, ammonia volatilization and co-products compared to the predominant practices. The *Cone-Invertido* method was proposed to continuously improve the information quality of a study, support decision-making, and structure public policy for techno-scientific advancement and environmental target achievement. The results showed that resource recovery from domestic sanitation was potentially promising and more eco-efficient than predominant solutions, mainly due to water and energy demand reduction; minimization of nutrient release into water bodies or of its removal from treated wastewater in secondary level; reduction of mineral fertilizer production; and the promotion of circular economy with an increased supply of resources regionally. The segregation of domestic wastewater flows presented advantages compared to predominant practices in the evaluated categories, mainly in regions where the generating source was nearby the fertilizer application site. Therefore, the domestic sanitation sector must be planned together with housing, fertilizer and agriculture sectors to increase the resource efficiency of a region. In addition, sanitation solutions should be articulated with the local resources availability to ensure water, energy and food security, along with social justice and economic viability.

Key-words: Pollution Prevention. Industrial Ecology. Water-Energy-Food Nexus. Domestic Wastewater. Human Urine.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1 - Consumo de materiais por região em termos absolutos e <i>per capita</i> em 1980 e 2009. | 27 |
| Figura 2 - Variáveis de controle para sete dos nove limites planetários. | 29 |
| Figura 3 - Evolução das práticas ambientais com métodos de apoio. | 31 |
| Figura 4 - Áreas de abrangência da prevenção da poluição e ecologia industrial. | 32 |
| Figura 5 - Estrutura de avaliação de impacto do ciclo de vida. | 40 |
| Figura 6 - Balanço de nitrogênio do sistema de produção e consumo da nutrição humana ($\text{kg cap}^{-1} \text{ a}^{-1}$). | 49 |
| Figura 7 - Balanço de fósforo do sistema de produção e consumo da nutrição humana ($\text{kg cap}^{-1} \text{ a}^{-1}$). | 49 |
| Figura 8 - Fluxos de nitrogênio dos alimentos e resíduos doméstico ($\text{g cap}^{-1} \text{ a}^{-1}$). | 50 |
| Figura 9 - Fluxos de fósforo dos alimentos e resíduos doméstico ($\text{g cap}^{-1} \text{ a}^{-1}$). | 51 |
| Figura 10 - Efeito de diluição das águas servidas (esgotos). | 57 |
| Figura 11 - Abordagem conceitual de racionalização do consumo da água em edificações. . | 58 |
| Figura 12 - Cenário típico de sistemas de reúso não planejados e efetuados em série. | 59 |
| Figura 13 - Potenciais formas de reúso da água. | 60 |
| Figura 14 - Emissões antropogênicas totais de Gases de Efeito Estufa antropogênicas totais de 1970 a 2010 por substância. | 63 |
| Figura 15 - Emissões de Gases de Efeito Estufa por setor econômico. | 63 |
| Figura 16 - Crescimento populacional global de 1860 a 2000 e geração de nitrogênio reativo (Nr). | 66 |
| Figura 17 - Tendências no consumo de fertilizantes minerais a base de nitrogênio e fósforo a partir das decisões presentes. | 67 |
| Figura 18 - Características dos fluxos do efluente doméstico. | 69 |
| Figura 19 - Modelos do sistema de esgotamento sanitário convencional e saneamento baseado em recurso no contexto brasileiro. | 73 |
| Figura 20 - Abordagem multibarreiras de prevenção dos riscos de contaminação da cadeia de aproveitamento da urina humana. | 81 |

| | |
|--|-----|
| Figura 21 - Modelo de mictório seco feminino. | 83 |
| Figura 22 - Modelo de mictório seco masculino da Federação das Indústrias do Estado da Bahia (FIEB), Salvador-BA. | 84 |
| Figura 23 - Aparato separador de urina para sanitários secos. | 84 |
| Figura 24 - Bacia hidrosanitária separadora de urina controlada eletronicamente. | 85 |
| Figura 25 - Mictório móvel produtor de fertilizante. | 86 |
| Figura 26 - Armazenamento da urina em pequena escala (tanque de 1 m ³) (a) e grande escala (b). | 86 |
| Figura 27 - Bombeamento da urina do tanque de armazenamento usando um caminhão de sucção a vácuo. | 87 |
| Figura 28 - Aplicação manual da urina em plantação espaçada (a), densa (b) e árvore frutífera (c). | 89 |
| Figura 29 - Aplicação mecanizada da urina em plantações. | 90 |
| Figura 30 - Componentes do sistema de coleta da urina em Ouagadougou, Burkina Faso. ... | 93 |
| Figure 31 - <i>Portal do Sertão</i> region and Feira de Santana municipality in the state of Bahia, Brazil. | 101 |
| Figure 32 - Nutrient consumed in agriculture and available from human urine in Brazil in 2014. | 103 |
| Figure 33 - Nutrients demanded by agricultural crops (maize, beans, cassava and others) and available from human urine in <i>Portal do Sertão</i> region. | 111 |
| Fig. 34 - Product system of human urine fertilisation (a) and mineral fertilisation (b). | 120 |
| Fig. 35 - Product system based on N and P flows for human urine fertilisation (a) and mineral fertilisation (b). | 126 |
| Fig. 36 - Comparison of the energy demand of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. | 127 |
| Fig. 37 - Comparison of the environmental impacts of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact. | 128 |
| Fig. 38 - Comparison of energy demand and environmental impacts of transportation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. | 129 |
| Fig. 39 - Comparison of environmental impacts of ammonia volatilisation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact of the baseline scenario in each selected category. | 131 |
| Fig. 40 - Multiproduct system composed of agricultural fertilisation, water supply and wastewater treatment for human urine (a) and mineral fertiliser (b) scenarios. | 132 |

| | |
|---|-----|
| Fig. 41 - Comparison of water depletion (a) and energy demand (b) of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. | 133 |
| Fig. 42 - Comparison of the environmental impacts of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact of the baseline scenario of the Fertilisation group in each selected category. | 133 |
| Figura 43 - Desenho esquemático do método Cone-Invertido na estrutura da ACV. | 140 |
| Figura 44 - Procedimento de aplicação do método Cone-Invertido. | 141 |
| Figura 45 - Comparação da demanda de energia acumulada da adubação com urina humana e fertilizante mineral considerando a variabilidade. | 143 |
| Figura 46 - Comparação da variabilidade da demanda de energia acumulada da adubação com urina humana e fertilizante mineral. | 144 |
| Figura 47 - Abordagem conceitual do Cone-Invertido para a redução contínua dos impactos ambientais da sociedade em conformidade com a capacidade de carga planetária. | 145 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|---|----|
| Quadro 1 - Fases do método de Produção Mais Limpa com apoio das ferramentas de qualidade | 34 |
| Quadro 2 - Abordagens sugeridas de Interpretação do Ciclo de Vida. | 44 |
| Quadro 3 - Exemplos de tipos de incerteza e variabilidade associados às fases da ACV. | 48 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|-----|
| Tabela 1 - Indicadores ambientais, PIB e população com as respectivas variações totais, <i>per capita</i> e por PIB entre 1995-2011. | 28 |
| Tabela 2 - Distribuição do consumo de água intradomiciliar por tipo de uso. | 56 |
| Tabela 3 - Características da urina humana. | 82 |
| Tabela 4 - Oferta de adubo nitrogenado da urina humana em Salvador, Feira de Santana e Irecê. | 95 |
| Table 5 - Crop production in Portal do Sertão region and potential fertilizer demand per crop cycle. | 102 |
| Table 6 - Energy balance of nutrient recovery (Nitrogen as N and Phosphorus as P) from human urine along the life cycle for <i>Portal do Sertão</i> (detailed) and Brazilian scenarios. | 107 |
| Table 7 - Inventory of fertilisation with 225 kg N ha ⁻¹ , 29 kg P ha ⁻¹ and 48 kg K ₂ O ha ⁻¹ for human urine and mineral fertiliser from gate-to-gate (foreground). | 123 |
| Table 8 - Environmental and energy categories selected in this study. | 124 |
| Tabela 9 - Inventário de portão a portão dos cenários de adubação com urina humana e fertilizante mineral. | 142 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|------------------------|--|
| := | Definido ser igual a |
| \$ _{int 2011} | Dólares internacionais ¹ em 2011 |
| a | Ano |
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ACCV | Avaliação de Custos do Ciclo de Vida |
| ACV | Avaliação Ambiental do Ciclo de Vida |
| ACV-S | Avaliação do Ciclo de Vida Social |
| AFM | Análise de Fluxo de Material |
| AICV | Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida |
| ASCV | Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida |
| BOD | <i>Biochemical Oxygen Demand</i> |
| Br | Boro |
| Ca ²⁺ | Cátion de Cálcio |
| cap | <i>Capita</i> |
| CE | Comissão Europeia |
| C-BNF | <i>Cultivated Biological Nitrogen Fixation</i> |
| C _{fóssil} | Carbono de origem fóssil |
| CH ₄ | Metano |
| Cl ⁻ | Cloreto |
| CO | Monóxido de Carbono |
| CO ₂ | Dióxido de Carbono |
| COD | <i>Chemical Oxygen Demand</i> |
| Conama | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| Cu | Cóbre |
| CV | Ciclo de Vida |
| d | Dia |
| DAP | Declarações Ambientais de Produto |
| DOC | <i>Dissolved Organic Carbon</i> |

¹ Um dólar internacional compraria num referido país uma quantidade comparável de bens e serviços que um dólar americano compraria nos Estados Unidos com base na paridade de poder de compra (PPC).

| | |
|------------------|--|
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| dS | Decisiemens |
| E | Fluxo de Exportação |
| E. Coli | <i>Escherichia Coli</i> |
| eq | Equivalente |
| ETA | Estação de Tratamento de Água |
| ETE | Estação de Tratamento de Esgoto |
| EUA | Estados Unidos da América |
| ex. | Exemplo |
| FAO | <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i> |
| Fe | Ferro |
| FM | Fertilizante Mineral |
| FOLU | <i>Forestry and Other Land Use</i> |
| FUNASA | Fundação Nacional de Saúde |
| G | Giga, E+9 |
| g | Unidade Mássica Grama |
| GEE | Gás de Efeito Estufa |
| GHG | <i>Greenhouse Gas</i> |
| ha | Hectare |
| hab | Habitante |
| I | Fluxo de Importação |
| ICV | Inventário do Ciclo de Vida |
| Inmetro | Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia |
| ISO | <i>International Organization for Standardization</i> |
| J | Joule |
| k | Kilo, E+3 |
| K | Potássio |
| K ₂ O | Óxido de Potássio |
| L | Unidade Volumétrica Litro |
| M | Mega, E+6 |
| m | Mili, E-3 |
| m ³ | Metro cúbico |
| Mg ²⁺ | Cátion de Magnésio |
| Mn | Manganês |

| | |
|-------------------------------|---|
| N | Nitrogênio |
| N ₂ O | Óxido Nitroso |
| Na | Sódio |
| NBR | Norma Brasileira |
| NH ₃ | Amônia |
| NH ₄ ⁺ | Amônio |
| NMVOC | <i>Non-Methane Volatile Organic Compounds</i> |
| NO ₃ ⁻ | Nitrato |
| NO _x | Óxidos de Nitrogênio |
| Nr | Nitrogênio reativo |
| NUE | <i>Nutrient Use Efficiency</i> (Eficiência de Uso do Nutriente, em português) |
| OCDE | Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico |
| OECD | <i>Organisation for Economic Co-Operation and Development</i> |
| OMS | Organização Mundial da Saúde (WHO, em inglês) |
| ONG | Organização Não Governamental |
| ONU | Organização das Nações Unidas (UN, em inglês) |
| P | Fósforo |
| p | Pessoa equivalente |
| PBACV | Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida |
| PDCA | <i>Plan, Do, Check and Act</i> |
| pH | Potencial Hidrogeniônico |
| PIB | Produto Interno Bruto |
| PM _{>10} | <i>Particulate matter with a diameter larger than 10 micrometers</i> |
| PM ₁₀ | <i>Coarse particles with a diameter between 2.5 and 10 micrometers</i> |
| PM _{2.5} | <i>Fine particles with a diameter of 2.5 micrometers or less</i> |
| PO ₄ ³⁻ | Fosfato |
| PROSAB | Programa de Pesquisas em Saneamento Básico |
| RCP | Regras de Categoria de Produtos |
| ReNTED | Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados |
| S | Enxofre |
| SETAC | <i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i> |
| SICV | Sistema Brasileiro de Inventários de Ciclo de Vida |
| SNIS | Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento |
| SO ₂ | Dióxido de Enxofre |

| | |
|--------|---|
| SSSU | Sanitários Secos de Segregação de Urina |
| t | Tonelada ou Megagrama (Mg) |
| T | Tera, E+12 |
| TECLIM | Rede de Tecnologias Limpas |
| Tep | Tonelada equivalente de petróleo |
| TOC | <i>Total Organic Carbon</i> |
| UFBA | Universidade Federal da Bahia |
| un | Unidade |
| UNEP | <i>United Nations Environment Programme</i> |
| y | <i>Year</i> |
| Zn | Zinco |

LISTA DE ARTIGOS²

Autorais

MEDEIROS, D. L.; KIPERSTOK, A. C.; NASCIMENTO, F. R.; COHIM, E. H. B.; KIPERSTOK, A. Human urine management in resource-based sanitation: water-energy-nutrient nexus, energy demand and economic performance [Gestão da urina humana no saneamento baseado em recurso: nexos água-energia-nutriente, demanda energética e desempenho econômico]. (parte do Capítulo 5).

MEDEIROS, D. L.; QUEIROZ, L. M.; COHIM, E. H. B.; ALMEIDA-NETO, J. A.; KIPERSTOK, A. Human urine fertiliser in the Brazilian semi-arid: Environmental assessment and water-energy-nutrient nexus [Adubo de urina humana no semiárido brasileiro: avaliação ambiental e nexos água-energia-nutriente]. (Capítulo 6).

MEDEIROS, D. L.; KIPERSTOK, A.; PESSOA, R. W. S.; SILVEIRA, L. B. Melhoria contínua da informação para apoio a tomada de decisão e cumprimento de metas ambientais com o método cone-invertido. (Capítulo 7).

MEDEIROS, D. L.; SALES, E. A.; KIPERSTOK, A. Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and energy balance. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 493–500, 2015. (Anexo A).

Co-autorais

KIPERSTOK, A.; KIPERSTOK, A. C.; MEDEIROS, D. L.; NASCIMENTO, F. R.; COHIM, E. H. B. Resource-based sanitation: the role of human urine management. [Saneamento baseado em recurso: a contribuição da gestão da urina humana] (parte do Capítulo 5).

LOPES, J.; MEDEIROS, D. L.; KIPERSTOK, A. Combining cleaner production and life cycle assessment for reducing the environmental impacts of irrigated carrot production in Brazilian semi-arid region. **Journal of Cleaner Production**, v. 170, p. 924-939, 2018. (Anexo B).

² Estudos publicados ou em preparação para submissão, ambos os grupos oriundos do doutorado. Alguns deles foram na área de saneamento, enquanto outros foram oriundos de interações com colegas da Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM-UFBA) e abrangeram outras áreas de aplicação.

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO..... | 23 |
| 1.1 | OBJETIVOS | 24 |
| 1.1.1 | Geral | 24 |
| 1.1.2 | Específicos | 25 |
| 2 | SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL..... | 26 |
| 2.1 | INTRODUÇÃO | 26 |
| 2.2 | REFERENCIAL TEÓRICO | 27 |
| 2.3 | PRODUÇÃO MAIS LIMPA (PML)..... | 34 |
| 2.4 | AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)..... | 35 |
| 2.5 | DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO | 35 |
| 2.6 | INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV)..... | 37 |
| 2.7 | AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)..... | 40 |
| 2.8 | INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA | 43 |
| 2.9 | SOFTWARES DE ACV | 46 |
| 2.10 | CRÍTICAS E RECOMENDAÇÕES À ACV | 46 |
| 2.11 | ANÁLISE DE FLUXO DE MATERIAL (AFM) | 49 |
| 2.12 | CONCLUSÃO | 51 |
| 3 | NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE NO SANEAMENTO DOMÉSTICO... 52 | |
| 3.1 | INTRODUÇÃO | 52 |
| 3.2 | CICLO DA ÁGUA NO SANEAMENTO DOMÉSTICO | 53 |
| 3.3 | MANANCIAL E DISPONIBILIDADE | 55 |
| 3.4 | TRATAMENTO E DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA | 55 |
| 3.5 | USO DE ÁGUA..... | 56 |
| 3.6 | TRATAMENTO DE EFLUENTE | 59 |
| 3.7 | ENERGIA CONTIDA NO SANEAMENTO DOMÉSTICO..... | 62 |
| 3.8 | NUTRIENTE E ALIMENTO | 66 |
| 3.9 | RECUPERAÇÃO DOS NUTRIENTES DO EFLUENTE DOMÉSTICO | 68 |
| 3.10 | SISTEMAS DE SANEAMENTO | 71 |
| 3.11 | ACV APLICADA AO SANEAMENTO DOMÉSTICO | 75 |
| 3.12 | CONCLUSÃO | 77 |

| | | |
|--------------|--|------------|
| 4 | ESTADO-DA-ARTE DO APROVEITAMENTO DA URINA HUMANA NA AGRICULTURA | 78 |
| 4.1 | INTRODUÇÃO..... | 78 |
| 4.2 | REFERENCIAL TEÓRICO..... | 79 |
| 4.3 | CARACTERÍSTICAS DA URINA HUMANA..... | 82 |
| 4.4 | ASPECTO TECNOLÓGICO | 83 |
| 4.5 | PRODUTIVIDADE | 91 |
| 4.6 | SISTEMAS EM GRANDE ESCALA..... | 92 |
| 4.7 | OFERTA E PLANEJAMENTO ESPACIAL..... | 94 |
| 4.8 | ASPECTO REGULATÓRIO | 95 |
| 4.9 | INSTITUIÇÕES | 97 |
| 4.10 | CONCLUSÃO..... | 97 |
| 5 | SANEAMENTO BASEADO EM RECURSO: A CONTRIBUIÇÃO DA GESTÃO DA URINA HUMANA | 98 |
| 5.1 | INTRODUCTION..... | 99 |
| 5.2 | METHODS..... | 100 |
| 5.3 | RESULTS AND DISCUSSION | 103 |
| 5.3.1 | The big picture: nutrients balance in Brazil..... | 103 |
| 5.3.2 | Technological routes to recover human urine nutrients and their feasibility .. | 103 |
| 5.3.3 | Energy balance and economic aspects of human urine recovery | 106 |
| 5.3.4 | Human urine and agricultural nutrient demand in <i>Portal do Sertão</i> region | 111 |
| 5.3.5 | Promoting human urine use in agriculture at a local scale | 112 |
| 5.4 | CONCLUSION | 114 |
| 5.5 | ACKNOWLEDGMENTS | 114 |
| 6 | ADUBO DE URINA HUMANA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: AVALIAÇÃO AMBIENTAL E NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE..... | 115 |
| 6.1 | INTRODUCTION..... | 117 |
| 6.2 | METHODS..... | 119 |
| 6.2.1 | Scope | 119 |
| 6.2.2 | Inventory..... | 121 |
| 6.2.3 | Resources and tools..... | 124 |
| 6.3 | RESULTS | 126 |
| 6.3.1 | Transport distance | 129 |
| 6.3.2 | Ammonia volatilisation..... | 130 |
| 6.3.3 | Multiproduct | 132 |
| 6.4 | DISCUSSION..... | 134 |
| 6.5 | CONCLUSION | 136 |
| 6.6 | ACKNOWLEDGEMENTS | 137 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 7 | MELHORIA CONTÍNUA DA INFORMAÇÃO PARA APOIO A TOMADA DE DECISÃO E CUMPRIMENTO DE METAS AMBIENTAIS COM O MÉTODO CONE-INVERTIDO..... | 138 |
| 7.1 | INTRODUÇÃO | 138 |
| 7.2 | MÉTODOS | 139 |
| 7.3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 143 |
| 7.4 | CONCLUSÃO | 146 |
| 7.5 | AGRADECIMENTOS..... | 147 |
| 8 | CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES | 148 |
| | APÊNDICE A - SUPPORTING INFORMATION (SI) | 180 |
| | APÊNDICE B – COMPARAÇÃO DE SOFTWARE DE ACV..... | 210 |
| | ANEXO A – ARTIGO PUBLICADO – JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION ... | 211 |
| | ANEXO B – ARTIGO PUBLICADO - JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION... | 212 |

1 INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais das atividades humanas nos ecossistemas naturais, principalmente a partir da revolução industrial no século XVIII, aumentaram numa escala global de modo ao período geológico vigente ser denominado de Antropoceno. O desequilíbrio ecológico coloca a humanidade em risco, visto que os seres humanos precisam de recursos naturais e serviços ecossistêmicos para se manter, desenvolver e prosperar. Da mesma maneira que a humanidade rompeu a resiliência natural dos ecossistemas, afetando os ciclos biogeoquímicos em escala global, ela tem a responsabilidade de reverter esse cenário para a perpetuação da própria espécie. Diante do estado de insustentabilidade das atividades humanas, o atendimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU até 2030 demanda esforços em conhecimento e inovação para direcionar a humanidade para a zona mais segura dos limites planetários.

A ecologia industrial é uma área do conhecimento para o estudo da sustentabilidade das atividades humanas e algumas das suas principais ferramentas são a Produção Mais Limpa (PML), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a Análise de Fluxo de Material (AFM). A economia circular é um novo termo com princípios semelhantes à ecologia industrial e tem sido usado para reformular as políticas ambientais de países e regiões.

O saneamento doméstico³ é fundamental para promover a saúde da população, porém a sua expansão está limitada pelo uso do vaso hidrosanitário que se apresenta como uma solução custosa para ser implementada no restante do mundo. O saneamento doméstico é parte do nexo água-energia-nutriente, no entanto o modelo predominante de saneamento apresenta uma lógica linear e insustentável. Por outro lado, o saneamento baseado em recurso considera o aproveitamento dos recursos numa lógica circular. As práticas mais ecológicas de saneamento promovem a melhoria ambiental do nexo água-energia-nutriente de forma sinérgica. Assim, a sustentabilidade ambiental dos sistemas de saneamento baseado em recurso deve ser comparada com aquela dos sistemas predominantes de saneamento com o uso de ferramentas como a PML,

³ O termo saneamento doméstico na tese se restringe ao abastecimento de água e gestão do esgoto de assentamentos humanos, mesmo entendendo que o termo saneamento ambiental (assim como o saneamento básico) abrange outros aspectos como a gestão de resíduos sólidos, drenagem urbana, e controle de vetores transmissores de doenças.

ACV e AFM. A otimização ambiental do saneamento doméstico a partir da lógica linear predominante, a exemplo do aproveitamento dos recursos da estação de tratamento de efluentes (ETE), apresenta limitações de eficiência. O uso agrícola do efluente tratado na agricultura é uma prática adotada em várias partes do mundo para reaproveitar a água e os nutrientes. No entanto, as oportunidades de otimização ambiental do saneamento doméstico aumentam quando se considera a segregação das águas servidas na fonte geradora. Por exemplo, a coleta da urina humana em mictório seco elimina a demanda de abastecimento de água e geração de efluente doméstico, enquanto o reúso das águas servidas da mesma urina com a descarga em vaso sanitário considera a melhoria ambiental após a geração do efluente no ‘fim de tubo’.

As práticas de saneamento baseado em recurso devem apresentar uma maior ecoeficiência comparada as práticas predominantes para acelerar a transição da economia linear para a economia circular. Nesse sentido, foram usadas métricas de sustentabilidade para avaliar o desempenho ambiental do saneamento baseado em recurso com ênfase no aproveitamento agrícola da urina humana. A tese foi motivada a partir do questionamento do desempenho ambiental dos produtos do saneamento baseado em recurso (origem secundária⁴), considerando o seu potencial de produção em pequena escala até grande escala, comparado aos produtos predominantes (origem primária⁵). A seguir são apresentados os objetivos da tese.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

- Avaliar a demanda energética e desempenho ambiental do ciclo de vida do aproveitamento da urina humana na agricultura.

⁴ Origem secundária – recurso que não é extraído diretamente da natureza, fonte secundária (EC, 2017).

⁵ Origem primária – recurso extraído diretamente da natureza, fonte primária (EC, 2017).

1.1.2 Específicos

- Identificar tecnologias de efficientização e recuperação de recursos naturais do saneamento doméstico;
- Elaborar cenários tecnológicos de aproveitamento da urina humana a partir da segregação do efluente doméstico;
- Elaborar cenários tecnológicos de produtos predominantes a serem substituídos pelos produtos da urina humana coletada em mictório seco;
- Avaliar a demanda energética e desempenho ambiental dos cenários propostos em comparação aos cenários de práticas predominantes;
- Avaliar a incerteza dos cenários modelados para apoiar a tomada de decisão.

Este capítulo apresentou a temática da tese e seus objetivos (Capítulo 1). O Capítulo 2 apresenta um referencial teórico sobre a sustentabilidade ambiental e as ferramentas da ecologia industrial usadas nos estudos de caso como PML, ACV e AFM. O Capítulo 3 apresenta um referencial teórico sobre a relação do saneamento doméstico com o uso da água, energia e produção de alimento (nexo água-energia-nutriente). O Capítulo 4 apresenta um referencial teórico sobre o aproveitamento agrícola da urina humana. O Capítulo 5 apresenta uma proposta de gestão da urina humana e seus potenciais ganhos energéticos e econômicos. O Capítulo 6 apresenta uma ACV dos cenários de aproveitamento da urina humana como fertilizante do cultivo de milho no semiárido brasileiro em comparação com fertilizantes minerais. O Capítulo 7 apresenta um método de melhoria contínua da qualidade da informação para apoiar a tomada de decisão e atender as metas ambientais, considerando a aplicação do método no processo de transporte do cenário de aproveitamento da urina humana. O Capítulo 8 apresenta as considerações finais e recomendações para trabalhos futuros.

2 SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

RESUMO: O objetivo deste capítulo foi apresentar um referencial teórico sobre a sustentabilidade ambiental e ferramentas de análise da ecologia industrial. As atividades humanas afetaram a resiliência do planeta e ultrapassaram os limites de segurança em algumas categorias ambientais. Portanto, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) devem ser atendidos para reduzir os riscos ambientais e promover a prosperidade da humanidade. O acesso a água potável e saneamento (ODS 6) é fundamental para o bem estar de uma população e apresenta uma sinergia com a maioria dos 17 ODS. O saneamento baseado em recurso, também denominado de saneamento ecológico, é aderente ao conceito de bioindústria e pode contribuir para a sustentabilidade ambiental. No entanto, deve-se utilizar métricas de sustentabilidade como as ferramentas da ecologia industrial, a exemplo da Produção Mais Limpa (PML), Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Análise de Fluxo de Material (AFM), para identificar o desempenho das rotas tecnológicas do saneamento baseado em recurso e apoiar a tomada de decisão.

Palavras-chave: Desenvolvimento Sustentável. Saneamento Baseado em Recurso. Produção Mais Limpa. Avaliação do Ciclo de Vida. Análise de Fluxo de Material.

2.1 INTRODUÇÃO

O atendimento aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) demanda esforços de vários setores da sociedade para evitar alterações dos padrões ambientais a níveis pouco conhecidos pela humanidade e promover a sua prosperidade. No entanto, os países emergentes tendem a aumentar o seu padrão de consumo e a população mundial continua numa tendência de aumento. Assim, o planejamento, monitoramento, controle e otimização ambiental das atividades humanas são necessários na melhoria contínua da gestão do metabolismo da antroposfera, considerando as contribuições de cada setor da economia. Nesse sentido, o setor de saneamento contribui em vários dos ODS e a sua contribuição aumenta quando o setor adota práticas mais ecoeficientes.

A ferramenta de Produção Mais Limpa (PML) é utilizada para diagnosticar os aspectos ambientais e econômicos do processo e apoiar a identificação, seleção e implementação de oportunidades de melhoria de forma contínua. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é mais abrangente e robusta na análise ambiental quando comparada à PML. A ACV é utilizada para avaliar os aspectos e impactos ambientais da cadeia de produção de um produto. A Análise de Fluxo de Material (AFM) é utilizada para fazer o balanço de massa (materiais e substâncias) de uma região ao longo do tempo. Dessa forma, as ferramentas de PML, ACV e AFM apresentam aplicações distintas e são complementares na avaliação da sustentabilidade.

A carga ambiental das atividades humanas é influenciada pela população, demanda de recursos e eficiência no uso dos recursos. A análise da relação entre os aspectos e impactos ambientais da população e da economia (Tabela 1) apoia a definição de estratégias de otimização ambiental.

Tabela 1 - Indicadores ambientais, PIB e população com as respectivas variações totais, *per capita* e por PIB entre 1995-2011.

| Indicador | | Unidade | 1995 (per cap) | 2011 (per cap) | Variação total | Variação per cap | Variação por PIB |
|-------------|-----------------------|------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|---------------------|
| Ambiental | Emissões de GEE | t CO ₂ eq | 5,5 | 6,3 | 1,42 | 1,16 | 0,88 |
| | Uso de energia | GJ | 55,9 | 64,4 | 1,41 | 1,15 | 0,87 |
| | Uso de materiais | T | 8,3 | 11,3 | 1,67 | 1,36 | 1,03 |
| | Consumo de água azul* | m ³ | 163,5 | 176,7 | 1,32 | 1,08 | 0,82 |
| | Uso da terra | Há | 1,8 | 1,5 | 1,00 | 0,82 | 0,62 |
| PIB (PPC**) | | \$ _{int 2011} | 7331,0 | 9660,0 | 1,61 | 1,32 | 1,00 |
| População | | bilhões | 5,7 | 6,9 | 1,22 | 1,00 | 0,76 |

Fonte: Traduzido de Wood e outros (2018).

*A água azul se refere a água de superfície e subterrânea (HOEKSTRA *et al.*, 2011).

** PPC: Paridade de poder de compra.

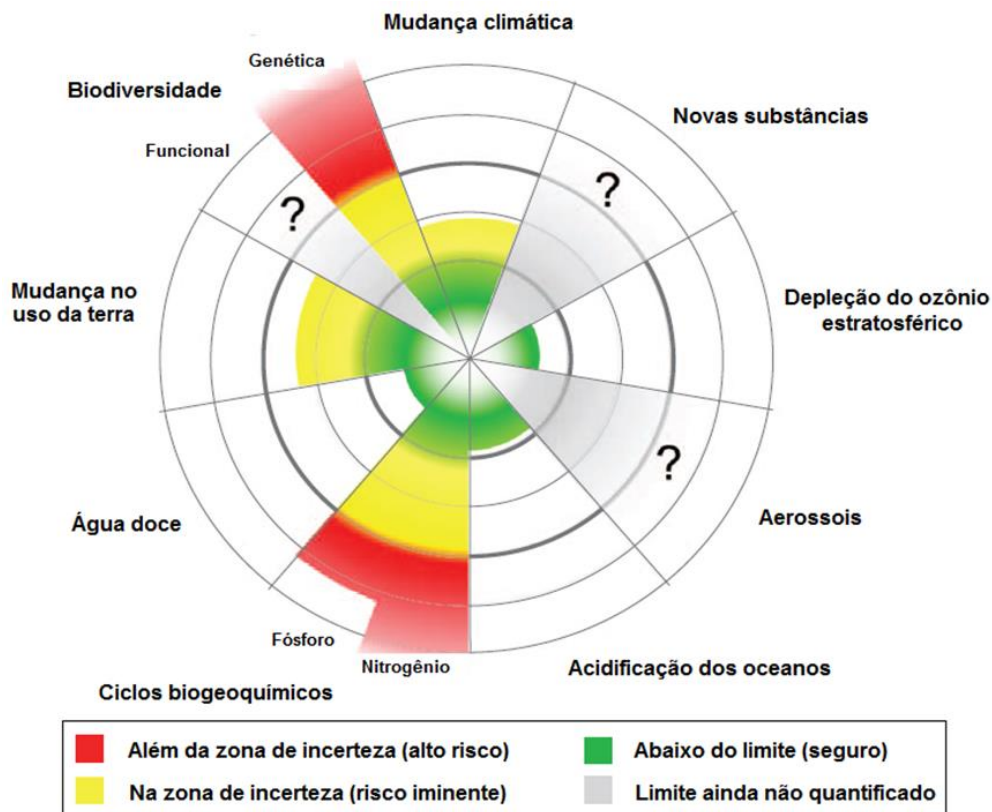
A carga ambiental aumentou na maioria dos indicadores apresentados para o período de 1995 a 2011, exceto aquela de uso da terra que diminuiu no período de 1995 a 2011 (Tabela 1). A mudança do padrão de consumo foi a principal causa do aumento da demanda de materiais, enquanto o aumento da população foi preponderante para o aumento das emissões de GEE, uso de energia e consumo de água azul (Tabela 1) assumindo uma linearidade entre população e carga ambiental e uma menor influência da efficientização do uso de recurso nesse período. Os países da Não-OCDE apresentaram um maior aumento do consumo comparado aos da OCDE no período de 1995-2011, efeito do deslocamento do comércio internacional para os países emergentes (WOOD *et al.*, 2018). A variação dos indicadores ambientais por PIB representou uma pequena dissociação entre crescimento econômico e impacto ambiental, exceto no indicador de uso de materiais. Dessa forma, o comércio internacional precisa considerar a eficiência dos recursos naturais e impactos ambientais das cadeias de produção nos seus requisitos ambientais (WOOD *et al.*, 2018). Assim, a correlação das informações ambientais e econômicas devem ser utilizadas no direcionamento das políticas para atender as metas ambientais.

O estudo de Rockstrom e outros (2009) denominado ‘Um espaço operacional seguro para a

humanidade' identificou que a humanidade extrapolou a capacidade de autorregeneração de três limites planetários, são eles: mudança climática, ciclo do nitrogênio e biodiversidade. Em seguida, o estudo foi atualizado por Steffen e outros (2015) e identificou que a humanidade ultrapassou a zona segura de quatro limites planetários: mudança climática, biodiversidade genética, mudança no uso da terra e ciclos biogeoquímicos (Figura 2).

As atividades humanas alteraram o estado do sistema biofísico terrestre da era geológica denominada de Holoceno, na qual a humanidade se desenvolveu, para uma nova era geológica denominada de Antropoceno (STEFFEN *et al.*, 2015). Dessa forma, os tomadores de decisão devem implementar políticas baseadas na ciência mais atual com metas para garantir o controle das atividades humanas na zona segura dos limites planetários. Nesse sentido, os ODS da Organização das Nações Unidas (ONU) foram estabelecidos a partir de um amplo diálogo entre os Estados membros da ONU, autoridades locais, sociedade civil, setor privado e outras partes interessadas (ONU, 2016). Os ODS são compostos de 17 objetivos e 169 metas para promover o equilíbrio ecológico e desenvolvimento humano.

Figura 2 - Variáveis de controle para sete dos nove limites planetários.



Fonte: Traduzido de Steffen e outros (2015).

O saneamento baseado em recurso está associado ao objetivo 6 do ODS, assim como promove diretamente o atendimento dos objetivos 2 (fome zero e agricultura sustentável), 12 (consumo e produção responsáveis), 13 (ação contra a mudança global do clima), 14 (vida na água) e 15 (vida terrestre), e indiretamente dos objetivos 1 (erradicação da pobreza), 3 (saúde e bem estar), 7 (energia limpa e acessível), 8 (trabalho decente e crescimento econômico) e 11 (cidades e comunidades sustentáveis). O saneamento baseado em recurso também contribui no atendimento do objetivo 9 (indústria, inovação e infraestrutura) do ODS, a exemplo da Suécia que desenvolveu tecnologias de saneamento baseado em recurso quando a legislação regulou o aproveitamento de fósforo do efluente doméstico (RICHERT *et al.*, 2010), e deve ser apoiado pelo objetivo 17 (parcerias e meios de implementação).

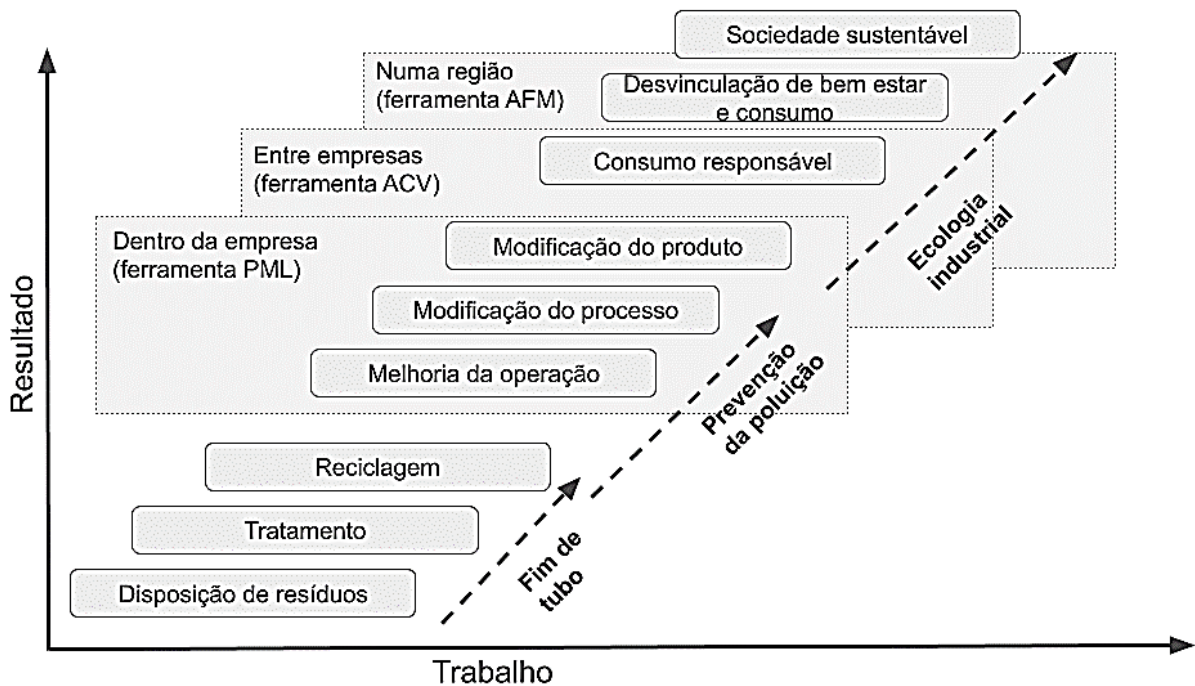
O saneamento sustentável deve ser economicamente viável, socialmente aceitável, técnica e institucionalmente adequado, e ambientalmente amigável (SUSANA, 2018). O termo ‘saneamento produtivo’ é utilizado para denominar a variedade de sistemas de saneamento que aproveitam a água, teor energético dos dejetos humanos e nutrientes na produção de novos produtos, a exemplo utilização dos coprodutos do saneamento na agricultura e aquicultura (MÜNCH *et al.*, 2012).

A fertilidade das terras aráveis deveria depender menos de fertilizantes minerais, materiais não renováveis, e mais do aproveitamento dos excrementos humanos, resíduos biológicos, esterco animal e resíduos agrícolas, devido a estes materiais conterem a maior parte dos nutrientes que foram absorvidos na produção agrícola (RICHERT *et al.*, 2010). O saneamento baseado em recurso é aderente ao conceito de bioindústria que se caracteriza como um complexo produtivo multifuncional onde se aproveita diferentes tipos de materiais (a exemplo de perdas na forma de resíduo) a partir de rotas tecnológicas (bioquímica, química, termoquímica, entre outras) para agregar valor na forma de produtos com diferentes finalidades (BESSA; VASCONCELOS, 2012).

A bioindústria deve estar próxima dos fornecedores de insumo e aproveitar seus coprodutos como a água, energia e nutrientes. Portanto, o aproveitamento dos recursos do saneamento doméstico a partir da segregação do efluente na fonte geradora e utilização do efluente tratado é aderente aos conceitos de bioindústria e economia circular. A economia circular promove a

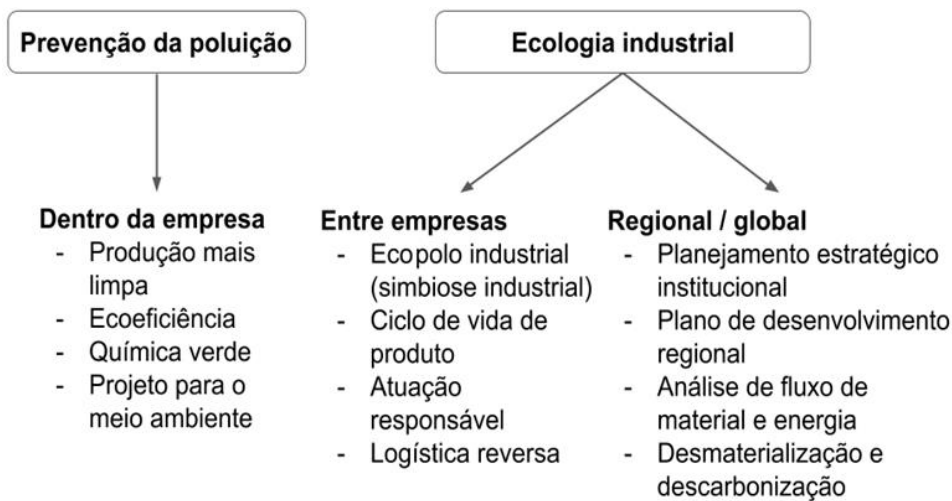
minimização da geração de resíduos e manutenção do valor agregado dos materiais na economia pelo maior tempo possível (EC, 2015). Nesse sentido, as práticas ambientais precisam evoluir da perspectiva de fim de tubo, onde se trata o resíduo após a sua geração, para a perspectiva de prevenção da poluição e ecologia industrial (Figura 3).

Figura 3 - Evolução das práticas ambientais com métodos de apoio.



Fonte: Adaptado de Kiperstok e Marinho (2001).

A prevenção da poluição foca na abordagem de otimização do processo, enquanto a ecologia industrial foca na abordagem de otimização do sistema de processos. Portanto, as abordagens de prevenção da poluição e ecologia industrial são complementares. A economia circular incorporou conceitos da ecologia industrial. Os métodos de PML, ACV e AFM apoiam a evolução das práticas ambientais para alcançar a sociedade sustentável. Dessa forma, deve-se avaliar os cenários de bioindústria a exemplo do aproveitamento de resíduos biológicos, considerando a sua demanda energética e eficiência de recursos materiais, para identificar o seu nível de sustentabilidade ambiental. Nesse contexto, os objetos de análise da prevenção da poluição possuem uma abrangência micro (dentro da empresa), enquanto àqueles da ecologia industrial possuem uma abrangência meso (entre empresas) e macro (numa região) (Figura 4).

Figura 4 - Áreas de abrangência da prevenção da poluição e ecologia industrial.

Fonte: Adaptado de Tanimoto (2010), Lifset e Graedel (2015).

A minimização da demanda de recursos naturais e aproveitamento das perdas da produção e consumo de produtos desafia as indústrias a buscarem oportunidades de integração de fluxos mássicos e energéticos, dentro e fora das suas instalações, no intuito de minimizarem seus impactos ambientais e aumentarem sua ecoeficiência. No passado, a preocupação ambiental com os resíduos era pontual e cada indústria cuidava do seu resíduo. Na década de 60 houve os primeiros estudos de Análise de Fluxo de Material (AFM) em cadeias de produção, devido à crise do petróleo e à preocupação com a escassez dos recursos naturais. As preocupações ambientais culminaram com a conferência de Estocolmo em 1972, sendo a primeira atitude mundial para conciliar as relações da humanidade com o meio ambiente. Nos anos 80 veio a preocupação em quantificar os impactos ambientais com uma base científica. De acordo com Coltro e outros (2007), houveram dificuldades de comparação dos estudos nesse período devido a diferenças nas considerações adotadas, fronteiras estabelecidas, idade dos dados, tecnologias consideradas, cenários logísticos e matrizes energéticas. Apesar da falta de normatização, os estudos comparativos foram divulgados e tiveram repercussão na escolha dos consumidores (COLTRO *et al.*, 2007).

Existem vários métodos para avaliar o desempenho ambiental de processos e produtos. Entre eles, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem ganhado destaque devido a sua abrangência na modelagem de sistemas de produto e serviço (GIANNETTI; ALMEIDA, 2006; FERREIRA, 2004). No final da década de 90 a *United Nations Environment Programme* (UNEP), a *Society*

of *Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) e a *International Organization for Standardization* (ISO) elaboraram a primeira norma da série, a ISO 14040 de 1997, para orientar estudos de ACV. Essa norma foi atualizada em 2006 e traduzida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) em 2009. A Política Integrada de Produtos Europeia se prepara para usar a ACV na avaliação dos potenciais impactos ambientais de produtos e organizações (EC, 2013). Ademais, o plano de ação da União Europeia para a economia circular considera o ciclo de vida do produto para torná-lo mais eficiente no uso de recursos, descarbonizado, competitivo e sustentável (EC, 2015). Entretanto, a ACV ainda está em consolidação e sua combinação com outros métodos mais estabelecidos de avaliação ambiental, a exemplo da Produção Mais Limpa (PML) (UNIDO, 2002) e AFM (BRUNNER; RECHBERGER, 2003), aumentam a capacidade de análise e tomada de decisão.

Um modelo matemático é definido pelas relações que ele incorpora, independente dos seus dados, para representar o mundo real (WILLIAMS, 2013). Dessa forma, a simplificação do mundo real no modelo matemático deve preservar a essência do fenômeno que ele representa de forma compreensível (WILLIAMS, 2013). As etapas mais relevantes na construção do modelo como a simplificação do problema, estimação de parâmetros e análise de sensibilidade requerem a compreensão do fenômeno, questionamento e experiência na área de estudo (EDGAR; HIMMELBLAU; LASDON, 2001). O processo de construção do modelo revela relações imprevistas e aumenta a compreensão do objeto modelado, o qual às vezes é mais valioso que a solução obtida a partir do modelo final (WILLIAMS, 2013). A análise de cenários do objeto modelado a partir de experimentos reais pode apresentar uma inviabilidade econômica na prática, enquanto àquela a partir da experimentação computacional pode simular vários cenários teóricos (WILLIAMS, 2013). Ademais, a precisão da estrutura e dos dados do modelo está associada à qualidade das suas respostas (WILLIAMS, 2013), embora seja possível tomar decisões mesmo com dados pouco precisos como apresentado no Capítulo 7. Portanto, deve-se questionar as respostas do modelo, perturbá-lo para analisar o seu comportamento e usar ferramentas complementares na tomada de decisão (WILLIAMS, 2013). Nesse sentido, a combinação de métodos da ecologia industrial e modelos de avaliação integrada aumentam a robustez e efetividade das políticas de desenvolvimento sustentável (PAULIUK *et al.*, 2017).

2.3 PRODUÇÃO MAIS LIMPA (PML)

O método PML é utilizado em programas de melhoria contínua, baseado no ciclo PDCA (*Plan, Do, Check and Act*), para a otimização ambiental de unidades produtivas.

Quadro 1 - Fases do método de Produção Mais Limpa com apoio das ferramentas de qualidade

| PDCA | Fase da PML | Objetivo | Melhorias propostas |
|------|--|---|--|
| P | Comprometimento da alta gerência | Garantir o apoio da alta gerência da organização | - Definição dos objetivos globais qualitativos do programa de PML - Uso de gráfico linear |
| | Envolvimento dos funcionários | Sensibilização e treinamento dos funcionários para garantir o seu compromisso com o programa | |
| | Organizar uma equipe (Ecotime) | Definir o programa e cronograma geral da equipe | - Definição de papéis e responsabilidades da equipe no programa - Uso da 3W1H* |
| | Apresentação do método PML para a equipe | Treinar os membros da equipe nos conceitos básicos, metodologia e dinâmica de trabalho da PML | - Treinamento no ciclo PDCA e ferramentas básicas da qualidade |
| | Pré-avaliação da empresa | Melhorar o conhecimento da equipe sobre os processos de produção e seus impactos ambientais | - Pré-avaliação de indicadores ambientais que já estão em uso - Avaliação de trabalhos realizados anteriormente na empresa - Uso da matriz GUT** |
| | Coleta de dados | Reunir dados | - Uso de planilha de coleta - Coleta de dados estratificados |
| | Definição de indicadores de desempenho | Definir ou alterar os indicadores a serem usados para avaliar o sucesso do programa | - Implementação dos indicadores e metas - Uso de gráficos de controle e linear |
| | Avaliação de dados | Identificar as causas dos problemas, o principal foco da PML | - Uso do gráfico de Pareto - Uso da matriz GUT - Uso de <i>brainstorming</i> - Uso do diagrama de causa-efeito |
| | Identificação de oportunidades de melhoria | Selecionar as ações de melhoria de PML com a melhor competência técnica e impactos ambientais e econômico | - Uso de <i>brainstorming</i> - Uso da 5W2H*** - Uso de <i>benchmarking</i> - Definição da matriz de prioridade |
| D | Implementação das ações de melhoria selecionadas | Executar o plano de implementação | |
| C | Avaliação de ações do programa de PML / plano de monitoramento | Avaliar os resultados do programa e garantir a sua continuidade | - Uso da 5W2H |
| A | Continuidade do programa | Estabelecer um método sistemático para assegurar a continuidade do programa | |

Fonte: Traduzido e adaptado de Silva *et al.* (2013).

*3W1H: *What, Why, When e How.*

**GUT: Gravidade, Urgência e Tendência.

***5W2H: *What, Why, Where, When, Who, How e How much.*

O Quadro 1 apresenta as fases da PML com seus objetivos e ferramentas da qualidade que apoiam as etapas de cada fase do método. A PML promove a adoção de boas práticas operacionais, uso de tecnologias mais eficientes e melhoria no projeto do produto. O uso de indicadores de desempenho ambiental e econômico no programa de PML agiliza a escolha das prioridades de melhoria da organização. Outros métodos como a ACV e AFM ampliam a análise ambiental da organização para a cadeia de produção e região onde ela atua. O Anexo B apresenta um estudo de caso com a combinação dos métodos PML e ACV.

2.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A ACV é um método utilizado para avaliar o potencial impacto ambiental de uma atividade ou de um conjunto de atividades interligadas (SINDEN, 2009). A ACV abrange o conhecimento de várias ciências e exige experiência do analista na hora de aplicá-la a algum estudo de caso.

Segundo a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), a ACV é uma técnica de avaliação de aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um sistema de produto através da:

- Compilação de inventário de insumos e emissões do sistema de produto;
- Avaliação dos impactos ambientais potenciais associados aos insumos e emissões;
- Interpretação dos resultados da análise do inventário e da análise do impacto em relação aos objetivos do estudo.

O método da ACV é dividido em quatro fases distintas e interligadas, de modo que sejam executadas até obter os resultados que atendam o propósito do estudo, são elas: Definição de Objetivo e Escopo, Análise de Inventário, Avaliação de Impacto e Interpretação.

2.5 DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

O estudo da ACV começa com a definição do Objetivo, onde se identifica o propósito do estudo a partir da declaração da sua aplicação pretendida, razões para conduzir o estudo e seu público-alvo (ABNT, 2009a). De acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), o Escopo delinea e

caracteriza todo o sistema de produto e devem constar os seguintes itens:

- Função, unidade funcional e fluxo de referência;
- Descrição do sistema de produto a ser estudado;
- Fronteira do sistema de produto;
- Requisitos da qualidade dos dados;
- Procedimentos de alocação;
- Tipos de impacto, metodologia de avaliação de impacto e interpretação subsequente a ser utilizada;
- Suposições;
- Limitações;
- Tipo de análise crítica, se aplicável; e
- Tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

A função, unidade funcional e fluxo de referência foram definidos para cada sistema de produto estudado da tese de modo a permitir a comparação entre os produtos de forma equivalente. Os sistemas de produto de reciclagem de materiais apresentam duas funções, uma de tratamento do material e outra de produção de coproduto e devem considerar um procedimento de alocação para comparar os resultados com àqueles de sistemas de produto de materiais primários.

A cadeia de produção principal do sistema de produto é composta dos processos de primeiro plano que devem conter dados específicos para o cenário em estudo. As cadeias de fornecedores compostas de processos de segundo plano podem usar bases de dados genéricas de inventário do ciclo de vida. O sistema de produto pode considerar apenas os processos da logística dos produtos da bioindústria do saneamento, a exemplo da coleta da urina humana até a sua aplicação na agricultura, ou somar a outros sistemas de produto associados à separação da urina humana em mictório seco como a redução da demanda de água distribuída e efluente para

tratamento. Os itens do Escopo referente às demais fases do estudo de ACV são apresentados a seguir.

2.6 INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV)

A fase de ICV é definida como um processo para quantificar os fluxos de energia, material, emissão atmosférica, efluente líquido, resíduo sólido, entre outras interferências ambientais ao longo do ciclo de vida do produto, processo ou serviço (USEPA, 2006). A análise do inventário inclui a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar os fluxos de entrada e saída do sistema de produto (FERREIRA, 2004).

Os dados qualitativos e quantitativos do inventário devem ser coletados para cada unidade de processo que esteja incluída dentro das fronteiras do sistema. As informações dos processos do ICV de primeiro plano são coletadas a partir da literatura, medições em campo, estimativas, consulta com especialistas, entre outros. As dimensões do ICV são abrangência e detalhamento (ABNT, 2009b). A abrangência define as etapas do ciclo de vida consideradas no estudo, a exemplo da extensão do sistema de produto (primeiro plano). O detalhamento define os fornecedores do ciclo de vida considerados no estudo, a exemplo da largura e profundidade do sistema de produto (segundo plano) como a produção de insumos, transporte, tratamento de resíduos e infraestrutura. As definições, suposições e limitações do inventário de ACV devem ser apresentadas com transparência em vistas a aumentar a confiabilidade do estudo (ABNT, 2009a).

Um estudo de ACV é exaustivo em informações, consumindo tempo e dinheiro, assim os esforços para encontrar uma resposta e a qualidade da resposta devem ser balanceados com a complexidade e a relevância da pesquisa (PE INTERNATIONAL, 2008). A redução do tempo e recursos utilizados no estudo de ciclo de vida implica na limitação da coleta de dados àqueles mais relevantes para atender os objetivos do estudo. Os dados mais relevantes requerem alta qualidade (validação, detalhamento, completude e representatividade), enquanto o restante do estudo pode utilizar dados genéricos ou, em alguns casos, desconsiderá-los (FERREIRA, 2004).

A relação custo-benefício na coleta de dados pode ser orientada pelo método Cone-Invertido. Esse método é utilizado para identificar os dados mais relevantes do ICV a partir da análise

preliminar dos impactos ambientais e orientar a prioridade de melhoria da qualidade dos dados. O procedimento do Cone-Invertido exemplifica a iteratividade da estrutura da ACV (detalhes no Capítulo 7). A análise da variabilidade dos parâmetros da ACV combinada ao método Cone-Invertido possibilita a interpretação desde as etapas iniciais do estudo e apoio a tomada de decisão com maior margem de confiança.

Os dados da indústria de insumos básicos, transporte, processamento de materiais, produção de energia e tratamento de resíduos são usados na maioria dos estudos de ACV. Assim, diferentes países disponibilizam bases de dados de ICV da sua indústria, a exemplo de países da Europa e EUA, enquanto outros estão desenvolvendo as suas bases de dados para viabilizar a execução de estudos de ACV, a exemplo do Canadá, China, Brasil, Índia e Malásia. A base de dados de ICV brasileira (SICV Brasil) ainda não está completa, no entanto outras bases de dados como a Ecoinvent[®] e Agrifootprint[®] oferecem inventários de processos representativos para a realidade brasileira. A maioria dos softwares de ACV, a exemplo do Simapro[®] e OpenLCA[®], contém várias bases de dados nas suas bibliotecas. Portanto, uma vez coletados os dados de inventário de primeiro plano, eles devem ser tratados e organizados em planilhas antes de inseri-los no software de ACV para conectar os dados de inventário de segundo plano a partir das bases de dados de ICV utilizadas no estudo.

As escolhas metodológicas do tipo de modelagem e procedimento de alocação do sistema de produto em estudo é mais um critério a ser definido na elaboração do ICV. A comunidade científica discute a aplicação das abordagens de modelagem denominadas de ACV Atribucional e ACV Consequencial. A ACV Atribucional é aplicada na contabilização ambiental e comparação de produtos, e usa procedimentos de alocação para definir a fronteira do sistema de produto. Por outro lado, a ACV Consequencial avalia cenários de transição tecnológica que afetam as cadeias produção e consumo a partir da tomada de decisão presente com efeitos futuros (FINNVEDEN, 2008; FRISCHKNECHT, 2006; ILCD, 2014). A ACV Consequencial usa matrizes de insumo-produto e, portanto, não necessita de procedimentos de alocação.

O procedimento de alocação de inventário pode ser conduzido por fracionamento de processos (critério de corte), expansão do sistema de produto e particionamento (distribuição) dos aspectos ambientais entre os coprodutos a partir de critérios mássico, econômico ou energético (ABNT, 2009a). A norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) não determina qual das opções de

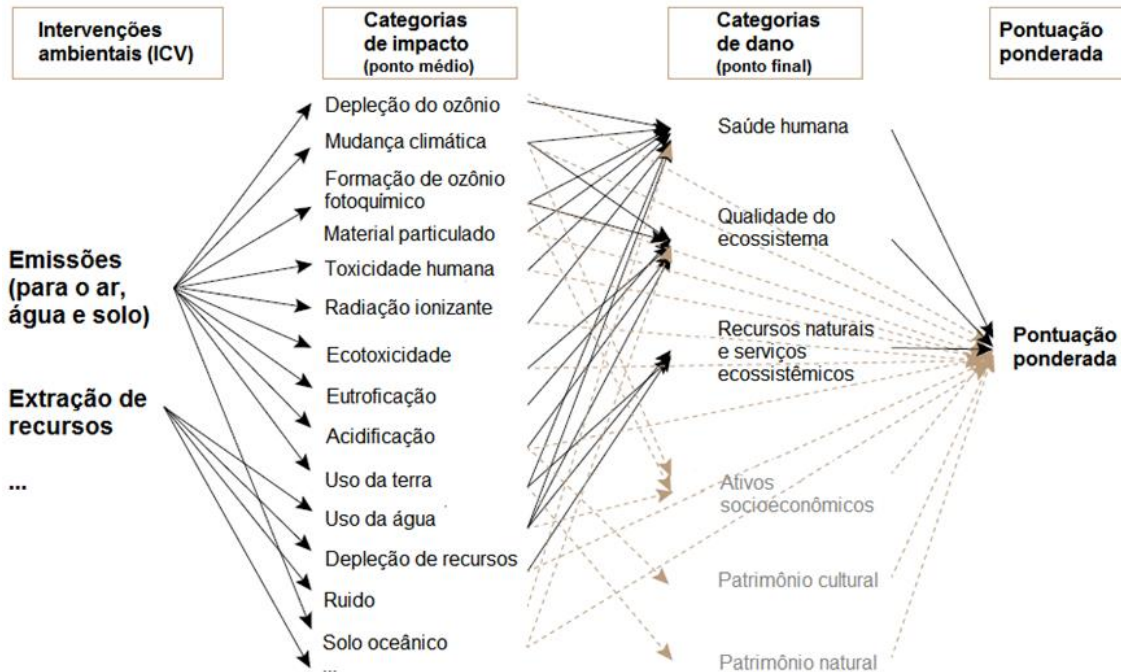
alocação é mais apropriada para cada caso. Dessa forma, estudos de ACV apresentam discrepâncias significativas dos resultados quando se usa diferentes procedimentos de alocação para o mesmo sistema de multiproduto (WARDENAAR *et al.*, 2012). Portanto, as agências de regulação ambiental devem definir os procedimentos de alocação mais apropriados para cada aplicação da ACV.

A iniciativa de pegada ambiental (*environmental footprint*, em inglês) de produtos e empresas da Comissão Europeia (CE) está determinada em definir as regras de elaboração dos estudos por categoria de produto e setor produtivo, respectivamente. A CE propôs uma fórmula que se aplica a reuso de materiais, a exemplo da reciclagem aberta e reciclagem fechada, e considera as perdas de funcionalidade do material secundário em comparação com o material primário (EC, 2013). A fórmula da CE foi desenvolvida para modelar os cenários de gestão de resíduos com recuperação de material ou energia, porém a escolha do procedimento de alocação continua sem definição para os processos de multiproduto.

A expansão do sistema em cenários de multiproduto pode ser simplificada a partir da substituição dos coprodutos na forma de produtos evitados. Assim, quanto maior o impacto ambiental do produto evitado pelo coproduto do sistema em estudo, maior é o crédito ambiental atribuído ao produto de referência com a adoção deste critério de modelagem (MEDEIROS *et al.*, 2017). Entretanto, optou-se em comparar os cenários de multiproduto desta tese (Capítulo 6) com cenários equivalentes de acordo com Heijungs (2014) ao invés de considerar a substituição dos coprodutos por produto evitado.

2.7 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Figura 5 - Estrutura de avaliação de impacto do ciclo de vida.



Fonte: Traduzido de Verones e outros (2017).

A fase da AICV é dirigida à avaliação da significância de impactos ambientais potenciais e estabelece a ligação entre o sistema de produto e seus potenciais impactos. A AICV associa os aspectos ambientais do sistema de produto, descrito nos dados de ICV, com cada mecanismo ambiental, descrito nas categorias de impacto, na tentativa de compreender estes impactos (FERREIRA, 2004). A AICV estima o potencial de impacto do sistema de produto que afeta a escassez de recursos, saúde humana e equilíbrio ecológico proveniente da extração de recursos naturais e emissão de poluentes identificados na fase de ICV (USEPA, 2006). A Figura 5 apresenta as categorias de impacto e dano ambiental da AICV.

Os modelos de impacto ambiental (ponto médio) utilizados na AICV apresentam menos incerteza quando comparados àqueles de dano ambiental (ponto final) (HAUSCHILD *et al.*, 2013), porém a menor quantidade de categorias de dano ambiental para interpretar o estudo facilita a tomada de decisão por partes interessadas não especialistas na área. Entretanto, novas categorias foram propostas para a avaliação de dano ambiental (Figura 5). Dessa forma, o estudo de ACV deve considerar o método de impacto e dano ambiental mais apropriado para o cenário em estudo.

O Brasil carece de métodos de avaliação de impacto regionalizados para os diferentes biomas do país em nível regional e local. Mesmo assim, os estudos de ACV do contexto brasileiro têm usado métodos de países da Europa como a Holanda (CML, Ecoindicator e Recipe), Dinamarca (EDIP) e Suíça (Impact-2002+), na ausência de pacotes de métodos para o Brasil. Nesse sentido, a Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) publicou uma recomendação de modelos de AICV para o contexto brasileiro (UGAYA; DE-ALMEIDA-NETO; FIGUEIREDO, 2019).

O método ILCD-2011 considera 16 categorias de impacto do ponto médio, das quais as categorias de ozônio fotoquímico, acidificação e eutrofização são indicadas para o contexto europeu. Owsianiak e outros (2014) compararam os pacotes de métodos Impact-2002+, Recipe-2008 e ILCD-2009 após a conversão dos fatores de caracterização para uma métrica comum e identificaram discrepâncias representativas nas categorias de toxicidade, radiação ionizante, uso da terra e depleção mineral; enquanto as categorias de mudança climática, depleção do ozônio, acidificação, eutrofização, depleção de recursos fósseis, material particulado e formação de ozônio fotoquímico apresentaram pequenas diferenças, portanto a escolha de diferentes métodos não deve influenciar significativamente os resultados destas categorias.

Os centros de excelência em AICV colaboram para desenvolver pacotes de métodos de abrangência mundial a fim de superar a barreira de execução de estudos de ACV em diferentes regiões do mundo. O pacote de métodos Recipe-2016 de impacto e dano ambiental fornece fatores de caracterização representativos para a escala global (HUIJBREGTS *et al.*, 2017), assim como o Impact World+ que diferencia os danos temporalmente em curto e longo prazo (BULLE *et al.*, 2019). A Iniciativa do Ciclo de Vida da UNEP-SETAC (FRISCHKNECHT *et al.*, 2017) recomenda o uso de dois indicadores para a categoria de mudança climática do 5º Relatório de Avaliação do IPCC, são eles: potencial de aquecimento global de 100 anos (GWP 100) e potencial de mudança de temperatura global de 100 anos (GTP 100).

Hauschild e outros (2013) classificaram em três níveis a qualidade dos modelos de caracterização de impacto ambiental: recomendado e satisfatório (I); recomendado, mas precisa de algumas melhorias (II); e recomendado, mas deve ser aplicado com cautela (III):

- As categorias de mudança climática e depleção do ozônio apresentaram a classificação I para os indicadores de potencial de aquecimento global de 100 anos e potencial de depleção do ozônio, respectivamente.
- A categoria de formação de ozônio fotoquímico apresentou a classificação II para o indicador de aumento da concentração de ozônio troposférico.
- As categorias de toxicidade humana com efeitos cancerígenos e não-cancerígenos apresentaram a classificação II/III para o indicador de unidade comparativa tóxica para os humanos.
- A categoria de ecotoxicidade de água doce apresentou a classificação II/III para o indicador de unidade comparativa tóxica para os ecossistemas.
- A categoria de material particulado primário e secundário apresentou a classificação I/II para o indicador de material particulado de 2,5 micrômetros (PM_{2.5}) e foi recomendada pela UNEP-SETAC (FRISCHKNECHT *et al.*, 2017).
- A categoria de radiação ionizante de efeitos a saúde humana apresentou a classificação II para o indicador de eficiência de exposição humana relativa a Urânio-235. A radiação ionizante de efeitos ao ecossistema apresentou uma classificação provisória sem especificação para o indicador de unidade comparativa tóxica para os ecossistemas.
- Bach e Finkbeiner (2017) afirmam que alguns métodos mais estabelecidos para as categorias de acidificação e eutrofização (a exemplo do CML-IA) são mais completos que àqueles mais novos, a exemplo do *Accumulated Exceedance* com a classificação II para a acidificação e eutrofização terrestre e ReCiPe com a classificação II para a eutrofização aquática.
- A categoria de depleção de recursos hídricos apresentou a classificação II com o indicador de escassez hídrica e foi recomendada pela UNEP-SETAC (FRISCHKNECHT *et al.*, 2017).

- A categoria de uso da terra apresentou a classificação III para o indicador de matéria orgânica do solo. Novaes e outros (2017) elaboraram um método brasileiro para a mudança no uso da terra (BRLUC) a partir de séries temporais dos últimos 20 anos e emissões de CO₂ associadas à lavoura, pastagem e silvicultura do Brasil e seus 27 estados.
- A categoria de depleção de recursos mineral e fóssil apresentou a classificação II para o indicador de escassez. Alvarenga, Lins e De-Almeida-Neto (2016) recomendam o método de Potencial de Depleção Abiótica no impacto de ponto médio para a categoria de depleção de recursos abióticos, apesar da falta de consenso na comunidade de ACV que desenvolve diferentes métodos para esta categoria.

A categoria de biodiversidade com o indicador de potencial global de perda de espécies a partir do uso da terra foi recomendada provisoriamente pela UNEP-SETAC, adequada apenas para a análise de pontos críticos na ACV sem a finalidade comparativa ou de rotulagem ambiental (FRISCHKNECHT *et al.*, 2017). O método Demanda de Energia Acumulada (*Cumulative Energy Demand* – CED, em inglês) é amplamente utilizado na análise energética do ciclo de vida de produtos (FRISCHKNECHT *et al.*, 2015).

Os softwares de ACV disponibilizam os métodos de avaliação de impacto e dano ambiental nas bibliotecas para o usuário selecionar àqueles de interesse e calcular os resultados da AICV do sistema de produto em estudo. Uma ACV pode considerar apenas as categorias de impacto mais relevantes para o caso em estudo. A interpretação da ACV pode considerar a análise de sensibilidade com diferentes métodos de avaliação ambiental para verificar a sua influência nos resultados.

2.8 INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A fase de Interpretação da ACV combina a análise de inventário e avaliação de impacto com o objetivo e o escopo definidos no estudo, de modo a alcançar conclusões e recomendações (ABNT, 2009b). A Interpretação do ciclo de vida é uma técnica sistemática para verificar, quantificar, identificar e avaliar informações dos resultados de ICV e AICV, e comunicá-las

efetivamente (USEPA, 2006).

A fase de Interpretação avalia a completeza do sistema de produto modelado, sensibilidade dos parâmetros mais relevantes, cenários opcionais, variabilidade dos dados e incerteza do modelo. A qualidade dos dados inventariados, aplicação pretendida do estudo, definição dos métodos e critérios de modelagem são tipos de incerteza e precisam ser avaliadas e compreendidas para melhorar a interpretação dos resultados (HUIJBREGTS, 1998a; 1998b; 2002).

A interpretação dos resultados de ICV e AICV utiliza ferramentas de análise de contribuição, comparativa, sensibilidade e variabilidade em softwares de ACV. O Quadro 2 apresenta um resumo das principais abordagens numéricas de Interpretação do ciclo de vida sob diferentes condições de disponibilidade de informação da variabilidade dos dados e de propósitos do estudo.

Quadro 2 - Abordagens sugeridas de Interpretação do ciclo de vida.

| Propósito da análise | Informação de variabilidade disponível (ou assumida) | | |
|--------------------------------|---|---|---|
| | Nenhuma | Apenas desvio padrão | Desvio padrão e distribuição |
| Foco na coleta de dados | Análise de contribuição Análise de perturbação (sensibilidade) | Análise de pontos críticos | - |
| Suporte a decisão | Análise comparativa | Análise de variabilidade (método analítico) | Análise de variabilidade (método de amostragem) Análise de discernimento (variabilidade comparativa) |

Fonte: Traduzido e adaptado de Heijungs, Suh e Kleijn (2005).

A qualidade dos dados de inventário pode ser melhorada com o uso das abordagens numéricas de interpretação (Quadro 2), de modo a priorizar a melhoria da qualidade dos dados mais relevantes do estudo de ACV. A disponibilidade de dados de desvio padrão e distribuição da probabilidade dos parâmetros em estudo apoia a tomada de decisão a partir do discernimento estatístico.

A análise de sensibilidade e variabilidade apoiam os usuários na verificação do comportamento do modelo e qualidade dos resultados da ACV (HEIJUNGS; FRISCHKNECHT, 2005; MATTILA *et al.*, 2012). Weidema e Wesnaes (1996) afirmam que os indicadores de qualidade de dados podem ser utilizados para julgar a consistência dos dados coletados em relação às metas específicas do projeto. Assim, eles propõem a aplicação da matriz pedigree na ACV como

uma ferramenta gestão para monitorar a qualidade dos dados, identificar as fontes de maior variabilidade e apontar possibilidades de melhoria.

A NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) não estabelece um critério de alocação mais adequado para cada sistema de produto, sugerindo as seguintes opções: divisão do processo (critério de corte), expansão do sistema (multiproduto ou produto evitado) e alocação por particionamento de carga ambiental com critério físico (mássico ou energético), econômico, ou outro aplicável. Dessa forma, a análise de cenário de multiproduto da tese considerou a expansão do sistema de produto para comparar os coprodutos da logística da urina humana com àqueles das práticas predominantes, a exemplo da substituição dos fertilizantes minerais e redução do consumo de água distribuída e efluente para tratamento (Capítulo 5 e Capítulo 6).

O autor da tese defende que os créditos ambientais contabilizados a partir da escolha metodológica de produto evitado não promove a sustentabilidade ambiental e serve apenas como um critério de comparação de sistemas de produto. Medeiros e outros (2017) apresentaram cenários de sistema de produto com e sem os créditos da substituição dos coprodutos e os resultados de algumas categorias de impacto ambiental foram negativos. Portanto, o procedimento de alocação com produto evitado pode adiar a desativação de uma indústria poluidora devido ao potencial de obtenção de créditos ambientais comparativos de produtos apenas um pouco menos poluidores.

O cenário base do estudo de caso do Capítulo 6 considerou a primeira opção de procedimento de alocação por critério de corte (*cut-off*) que dividiu o sistema de produto da nutrição humana para considerar o estudo a partir da coleta da urina até o seu aproveitamento na agricultura. A alocação por particionamento de carga ambiental não foi aplicada na tese, visto que foi preferida a expansão do sistema (multiproduto) nas análises comparativas para evitar a alocação por particionamento da carga ambiental a partir de um critério que pode beneficiar um coproduto em detrimento de outro.

A análise de incerteza da tese quantificou ao nível de variabilidade das categorias avaliadas a partir da caracterização dos parâmetros do sistema de produto (Capítulo 6 e Capítulo 7). Por exemplo, a variabilidade dos resultados da ACV tende a diminuir à medida que avançam as rodadas de análise do método Cone-Invertido. A qualidade dos dados de primeiro plano foi

caracterizada com o desvio padrão geométrico quadrado (GSD^2) (Eq. S1. Cf. Apêndice A) a partir da variabilidade básica (Tabela S8. Cf. Apêndice A) e variabilidade adicional da matriz pedigree (Tabela S9. Cf. Apêndice A), procedimento metodológico proposto por Weidema e Wesnaes (1996).

2.9 SOFTWARES DE ACV

Os estudos de ACV são intensivos na coleta de dados, principalmente para a elaboração do inventário, portanto demandam tempo e recursos. Os softwares e bases de dados de ACV são ferramentas imprescindíveis para auxiliar e viabilizar a condução do estudo de forma mais rápida e executar cálculos e análises com menores chances de erros. Segundo Santos, Lima e Tanimoto (2012), os softwares apoiam o gerenciamento dos dados, disponibilizam bases de dados, fornecem métodos de avaliação ambiental, disponibilizam ferramentas de interpretação e apresentam os resultados de forma organizada em gráficos e tabelas. O Apêndice B apresenta um resumo comparativo entre os softwares Simapro e OpenLCA.

2.10 CRÍTICAS E RECOMENDAÇÕES À ACV

Dossche, Boel e Corte (2017) afirmam que a pesquisa de ACV se encontra num estado fragmentado devido à existência de diretrizes inespecíficas que resultam em interpretações divergentes, a exemplo das normas ISO 14040 e 14044 que fornecem apenas uma estrutura global, sem técnica específica e exata para avaliar o desempenho ambiental. Dessa forma, os estudos de ACV de produtos semelhantes acabam usando diferentes condições de contorno, o que dificulta a comparação dos resultados quando se considera todas as informações de cada estudo (DOSSCHE; BOEL; CORTE, 2017). Portanto, Dossche, Boel e Corte (2017) sugerem comunicar as informações de forma transparente e completa para permitir a interpretação e comparação dos estudos corretamente. Nesse sentido, a equipe responsável pela elaboração da ACV deve compreender os tipos de incerteza que podem ocorrer em cada fase do estudo (Quadro 3).

O estudo de ACV deve considerar a análise de sensibilidade das escolhas metodológicas, cenários do sistema de produto e variabilidade dos parâmetros para comunicar os resultados de forma transparente. Por exemplo, as cadeias de produção e consumo formam sistemas

interorganizacionais de informações, materiais e finanças que podem utilizar dispositivos inteligentes de "Internet das Coisas" ligados à plataformas *blockchain* para reunir informações legítimas sobre produtos e processos (SABERI; KOUHIZADEH; SARKIS, 2018) de modo a agilizar a obtenção de dados e reduzir a variabilidade dos parâmetros de inventário. Nesse sentido, o método de redes neurais apresenta um potencial de aplicação com a tecnologia *blockchain* para analisar e prever informações a serem utilizadas no gerenciamento de recursos, assim como nos estudos de AFM e ACV, apesar da demanda de infraestrutura de coleta, processamento e transferência de dados para uma análise em tempo real (SMETANA; SEEBOLD; HEINZ, 2018).

A avaliação da sustentabilidade abrange a dimensão ambiental, social e econômica. A Eq. 1 foi proposta por Jørgensen, Herrmann e Bjørn (2013) para avaliar a sustentabilidade do ciclo de vida (ASCV) dos produtos e combina a Avaliação Ambiental do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV-S) e Avaliação de Custo do Ciclo de Vida (ACCV):

$$ASCV := ACV + ACV-S_{modificada} + ACCV_{pobres} + CV_{capital-social} \quad (1)$$

Onde $ACV-S_{modificada}$ é uma ACV-S expandida para cobrir o capital produzido e problemas relacionados à redução da pobreza; $ACCV_{pobres}$ é uma ACCV direcionada para avaliar a geração de renda para os pobres; e $CV_{capital-social}$ é um método de ciclo de vida que avalia os impactos do ciclo de vida do produto no capital social.

Quadro 3 - Exemplos de tipos de incerteza e variabilidade associados às fases da ACV.

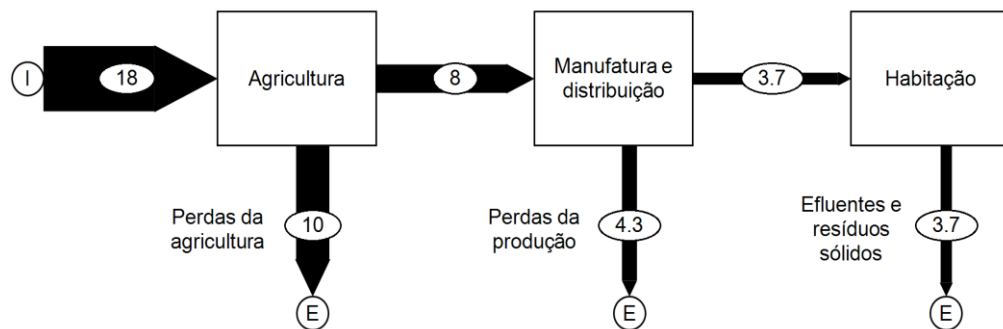
| Tipo\Fase | Objetivo e escopo | Inventário | Escolha das categorias de impacto | Classificação | Caracterização | Normalização e ponderação |
|--|--------------------------|--|--|---|--|--|
| Incerteza do parâmetro | | Medição imprecisa de fluxo | | | Incerteza do tempo de vida das substâncias | Dado de normalização impreciso |
| Incerteza do modelo | | Modelagem linear ao invés de não linear | Categoria de impacto desconhecida | Contribuição desconhecida para a categoria de impacto | Fator de caracterização desconhecido | Critério de ponderação não é operacional |
| Incerteza das escolhas | Unidade funcional | Uso de procedimento de alocação distinto | Desconsiderar categoria de impacto conhecida | | Uso de diferentes métodos de caracterização numa mesma categoria | Uso de diferentes métodos de ponderação |
| Variabilidade temporal | | Variação anual do inventário | | | Mudança de temperatura ao longo do tempo | Mudança de preferências sociais ao longo do tempo |
| Variabilidade espacial | | Variação regional dos inventários | | | Diferenças regionais da sensibilidade ambiental (resiliência) | Diferenças regionais das metas políticas |
| Variabilidade entre objetos ou fontes | | Variação do processo que produz o mesmo produto (ex. comportamental e tecnológico) | | | Diferenças das características humanas | Diferenças de preferências individuais numa consulta pública |

Fonte: Traduzido e adaptado de Huijbregts (1998a).

2.11 ANÁLISE DE FLUXO DE MATERIAL (AFM)

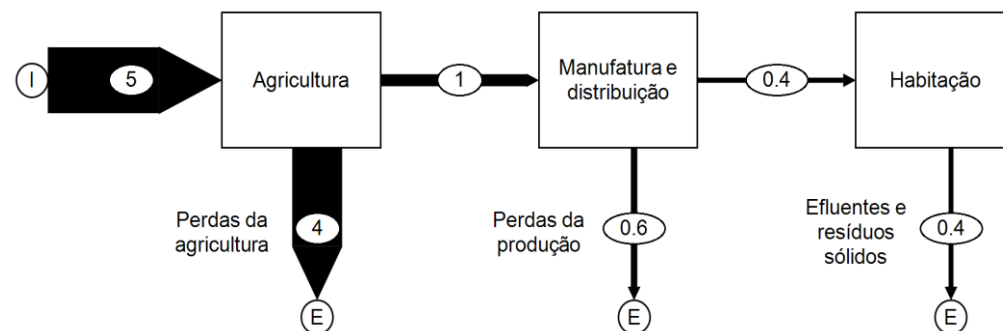
O método de AFM é utilizado na avaliação sistemática dos fluxos e estoques de materiais de um sistema definido no espaço e tempo (BRUNNER; RECHBERGER, 2003). O balanço de massa da AFM considera os fluxos de entrada, estoque e saída dos processos do sistema em estudo para auxiliar na tomada de decisão (BRUNNER; RECHBERGER, 2003). Por exemplo, a AFM aplicada à nutrição humana quantificou a demanda e perdas de nitrogênio (Figura 6) e fósforo (Figura 7) desde a produção de alimento na etapa agrícola até o seu consumo na habitação.

Figura 6 - Balanço de nitrogênio do sistema de produção e consumo da nutrição humana ($\text{kg cap}^{-1} \text{a}^{-1}$).



Fonte: Traduzido e adaptado de Brunner e Rechberger (2003).

Figura 7 - Balanço de fósforo do sistema de produção e consumo da nutrição humana ($\text{kg cap}^{-1} \text{a}^{-1}$).



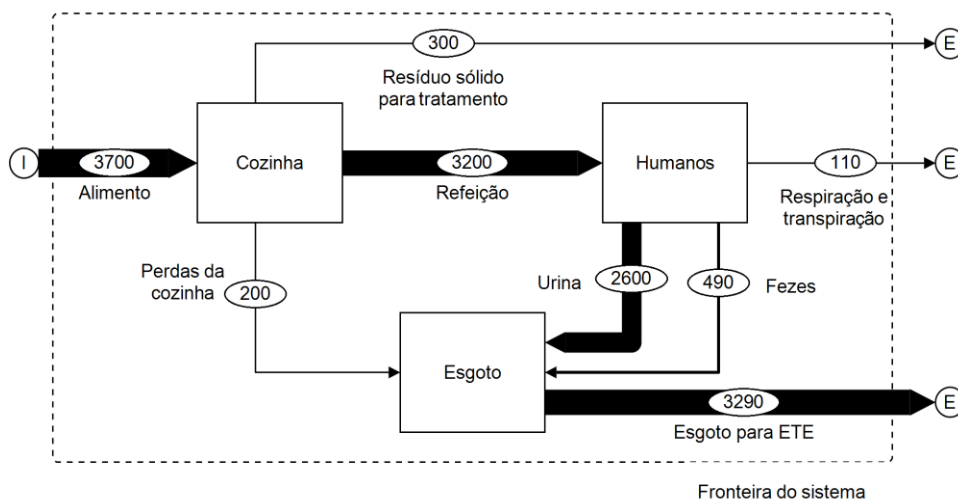
Fonte: Traduzido e adaptado de Brunner e Rechberger (2003).

As cadeias de produção de alimento apresentaram uma baixa eficiência no uso dos nutrientes à base de nitrogênio e fósforo, principalmente na etapa agrícola. A ingestão anual de 3,7 kg de nitrogênio por pessoa na forma de alimento demandou em média 18 kg de nitrogênio da indústria de fertilizante para abastecer a agricultura (Figura 6).

O uso do fósforo também apresentou uma baixa eficiência ao longo da cadeia de produção dos alimentos. A ingestão anual de 0,4 kg de fósforo por pessoa na forma de alimento demandou em média 5 kg de fósforo da indústria de fertilizante para abastecer a agricultura (Figura 7). Dessa forma, o modelo linear de produção e consumo de alimento pressiona a disponibilidade de recursos naturais e qualidade ambiental, enquanto o modelo circular de recuperação dos nutrientes reduz a extração de recursos primários e suas perdas emitidas para o ambiente na forma de poluição.

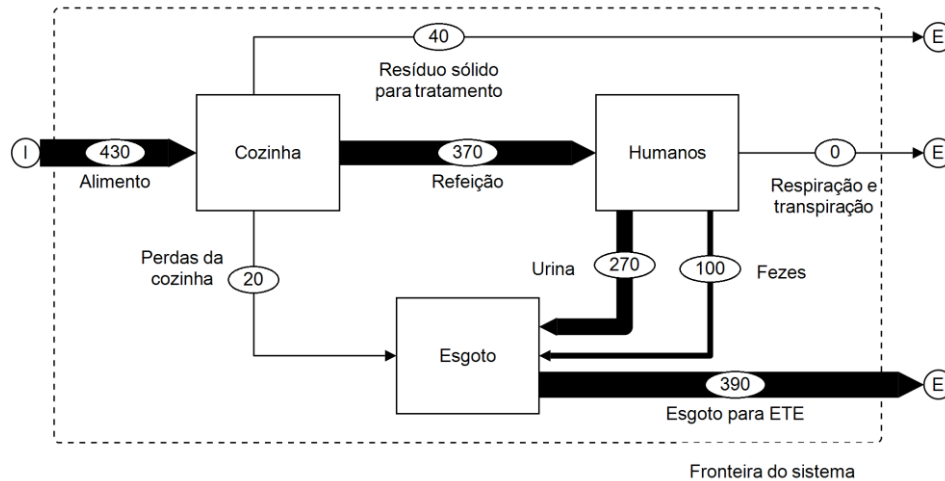
O saneamento baseado em recurso considera as oportunidades de aproveitamento dos nutrientes do efluente doméstico a partir da fonte geradora. Dessa forma, deve-se identificar e quantificar os fluxos dos nutrientes de interesse, a exemplo do nitrogênio (Figura 8) e fósforo (Figura 9), para priorizar as ações que oferecem o maior potencial de recuperação.

Figura 8 - Fluxos de nitrogênio dos alimentos e resíduos doméstico ($\text{g cap}^{-1} \text{a}^{-1}$).



Fonte: Traduzido e adaptado de Baccini e Brunner (2012).

Figura 9 - Fluxos de fósforo dos alimentos e resíduos doméstico ($\text{g cap}^{-1} \text{a}^{-1}$).



Fonte: Traduzido e adaptado de Baccini e Brunner (2012).

A maior parte do nitrogênio e fósforo que entra na habitação na forma de alimento sai na forma de esgoto. Ademais, a maior parcela de nitrogênio e fósforo é excretada pela urina humana.

2.12 CONCLUSÃO

As ferramentas da ecologia industrial são essenciais para avaliar o desempenho de processos, produtos e regiões, assim como planejar ações e projetar sistemas metabólicos mais sustentáveis. Por outro lado, observou-se que as ferramentas da ecologia industrial devem ser utilizadas com uma compreensão das suas limitações para evitar interpretações erradas e tomadas de decisão sem uma análise robusta e representativa do cenário em estudo.

Recomenda-se iniciar um estudo de caso em ecologia industrial com uma análise qualitativa, a exemplo do conceito de Pensamento do Ciclo de Vida, e sempre questionar os resultados obtidos sob a hipótese inicial a partir do bom senso. Um projeto de PML, ACV e AFM deve incluir profissionais experientes na teoria dos métodos, uso de software, ciências ambientais e área tecnológica de aplicação do estudo. Dessa forma, evita-se que a complexidade das ferramentas de análise sobreponha uma compreensão crítica do estudo de caso.

3 NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE NO SANEAMENTO DOMÉSTICO

RESUMO: O objetivo deste capítulo foi apresentar um referencial teórico sobre os componentes (água, energia e nutriente) relacionados ao saneamento doméstico. A escassez hídrica enfrentada por várias comunidades em diferentes regiões do mundo requer meios de gestão da oferta e demanda de água. Nesse cenário de escassez hídrica, projeta-se que o abastecimento de água e gestão do efluente no Brasil tende a demandar mais energia devido à universalização do serviço, indisponibilidade hídrica e requisitos de qualidade ambiental se as soluções predominantes forem implementadas. Nesse sentido, deve-se utilizar tecnologias mais eficientes e fontes mais limpas de energia, visto que a eletricidade é o principal insumo do setor saneamento. Ademais, os nutrientes consumidos pela população na forma de alimento e coletado no efluente doméstico acabam poluindo o ambiente. A recuperação de nutrientes do esgoto doméstico oferece oportunidades de redução de consumo de água e energia. Dessa forma, a gestão integrada dos recursos hídricos, energéticos e nutrientes do saneamento doméstico com os setores de fertilizante, agricultura e habitação é imprescindível para garantir a segurança do serviço e melhorar o seu desempenho ambiental.

Palavras-chave. Água. Efluente Doméstico. Energia. Alimento. Nutriente.

3.1 INTRODUÇÃO

O abastecimento de água e gestão de efluente doméstico datam de dois milênios atrás e, por muito tempo, os sistemas de produção de alimento foram integrados ao saneamento em diferentes partes do mundo (COHIM; KIPERSTOK, 2007). O mercado de fertilizantes de origem secundária foi expressivo até a “revolução do saneamento” que promoveu a utilização do vaso hidrossanitário em grande escala, em meados do século XIX, para melhorar a saúde da população e aumentar a produtividade da força de trabalho na Revolução Industrial (COHIM; KIPERSTOK, 2007; LÜTHI *et al.*, 2011). Na época referida, o vaso hidrossanitário beneficiou a saúde da população com a redução da contaminação e transmissão de doenças dentro das residências (a exemplo de epidemias de cólera), mas aumentou a poluição dos recursos hídricos e prejudicou a pesca e a navegação. No final do século XIX, foram desenvolvidas tecnologias de tratamento biológico de águas residuais e de produção de fertilizantes nitrogenados que, juntas, causaram o abandono do valor dos fertilizantes de origem secundária (COHIM; KIPERSTOK, 2007).

Os mananciais de água doce são explorados de forma insustentável. Um exemplo é a captação de água para o abastecimento humano em períodos de escassez hídrica com o manancial abaixo do nível da sua vazão ecológica. O racionamento de água é um mecanismo de gestão da demanda adotado no período de escassez, porém o consumo pode retornar ao mesmo padrão após o período de racionamento. A gestão dos recursos hídricos deve ser efetiva, visto que a

projeção do clima de 2070 a 2100 no estado da Bahia (Brasil) aponta para cenários com uma redução de 70% da precipitação no litoral e aumento de 5 °C na temperatura média do Noroeste e Norte do estado (TANAJURA *et al.*, 2010).

A verticalização das cidades e sazonalidade das chuvas, afetada pela mudança climática, reduzem o potencial de abastecimento de água a partir da fonte pluvial. A disponibilidade de água subterrânea depende da localidade e, no caso do semiárido brasileiro, pode demandar um tratamento de dessalinização. O reúso das águas servidas para fins domésticos não potáveis demanda uma infraestrutura adicional, a exemplo da rede de abastecimento dupla em sistemas de reúso centralizado e instalações hidrossanitárias separadas por tipo de água. O reúso das águas servidas para fins potáveis requer a utilização de processos avançados de tratamento. No entanto, o abastecimento de água no Brasil apresenta altos índices de perdas, 38% em média (BRASIL, 2018), de modo que a gestão hídrica focada na oferta apresenta limitações, principalmente em sistemas centralizados. Portanto, deve-se considerar a demanda na gestão hídrica a partir de boas práticas do usuário, manutenção das instalações hidrossanitárias da edificação e utilização de equipamentos mais eficientes (KIPERSTOK; KIPERSTOK, 2017).

O saneamento doméstico predominante é caracterizado pelo uso perdulário dos recursos água e energia, poluição dos mananciais e utilização acíclica dos nutrientes, aspectos que reduzem a viabilidade da universalização do serviço (COHIM; KIPERSTOK, 2007). Narain (2012) afirma que a tecnologia de coleta das excretas por veiculação hídrica para o tratamento é custosa, impraticável e inacessível em grande parte do mundo. Ademais, os nutrientes perdidos na preparação dos alimentos e excretados pelo corpo humano após o seu consumo devem ser recuperados para manter a fertilidade das áreas agrícolas, aumentar a vida útil dos estoques naturais e reduzir a poluição. Dessa forma, o saneamento baseado em recurso considera soluções de otimização ambiental do domicílio até a ETE para reduzir a demanda de água, aproveitar os nutrientes, recuperar a energia e reutilizar as águas servidas.

3.2 CICLO DA ÁGUA NO SANEAMENTO DOMÉSTICO

De acordo com a Organização Mundial da Saúde - OMS (WHO, 2015a), a disponibilidade segura de água é fundamental para a saúde pública da população a partir da sua ingestão, uso doméstico, produção de alimentos e recreação. Segundo a agência, a gestão eficaz dos recursos hídricos no abastecimento de água e serviço sanitário impulsiona o aumento da economia dos

países. Entretanto, 29% da população mundial (2,1 bilhões de pessoas) não utilizou algum serviço de água potável em 2017 (WHO, 2019). Toda pessoa tem direito a água para o consumo em quantidade suficiente, acessível, contínua, segura e aceitável para o uso pessoal e doméstico. No entanto, o gestão inadequada das águas residuais urbanas, industriais e agrícolas contamina perigosamente e polui quimicamente a água para o consumo de milhões de pessoas.

A OMS estimou em 2015 que 2,4 bilhões de pessoas no mundo não possuem acesso a instalações sanitárias adequadas, dos quais 946 milhões defecam a céu aberto (WHO, 2015b). Segundo a agência, a população sem acesso ao serviço sanitário habita principalmente a Ásia, África subsaariana, América Latina e Caribe. Diante desse problema, a fundação Bill e Melinda Gates (GATES-FOUNDATION, 2012) propôs o desafio de reinventar o vaso sanitário para desenvolver a ‘próxima geração’ de vaso sanitário que atenda os padrões de saneamento seguro e sustentável. A fundação afirma que os banheiros e sistemas de tratamento de efluente doméstico usados nas regiões desenvolvidas necessitam de grandes quantidades de água, energia e área, assim como são caros para construir, operar e manter. Algumas opções mais econômicas de saneamento são inadequadas porque elas não eliminam os agentes patogênicos, possuem projetos inviáveis ou emanam odores que atraem insetos. O desafio de reinventar o sanitário (*Reinvent the Toilet Challenge*, em inglês) da fundação propõe um banheiro que: remove os agentes patogênicos das excretas humanas e recupera os recursos como a energia, água, matéria orgânica e nutriente; opera isoladamente sem as conexões de água, esgoto e eletricidade; custa menos de US\$ 0,05 por usuário por dia; promove o desenvolvimento local de forma rentável e sustentável; seja um produto verdadeiramente desejado e todos queiram usar, tanto as nações desenvolvidas quanto em desenvolvimento. Segundo a fundação, a OMS estima que cada US\$ 1 investido na melhoria do saneamento se transforma em até US\$ 9 de benefícios econômicos e sociais com o aumento da produtividade das pessoas e redução dos custos com saúde devido à diminuição dos casos de doença, incapacidade e morte prematura.

Segundo a OMS (WHO, 2006), o aumento populacional urbano, principalmente nos países em desenvolvimento, influencia a geração, tratamento e aproveitamento do efluente doméstico a partir do: aumento no consumo de água; predominância da coleta de efluente doméstico em sistemas centralizados devido à inviabilidade dos sistemas descentralizados em áreas densamente povoadas; e uso do efluente tratado como principal fonte hídrica da agricultura urbana e periurbana em tempos de escassez para atender a demanda alimentar das cidades. Dessa forma, a gestão adequada dos recursos hídricos e desenvolvimento de novas fontes de

abastecimento de água contribuem para a sustentabilidade da produção de alimentos (HESPANHOL, 2002).

3.3 MANANCIAL E DISPONIBILIDADE

O fenômeno da escassez hídrica não é um atributo exclusivo das regiões áridas e semiáridas. Os usuários das regiões de recursos hídricos abundantes e altas demandas do recurso experienciam conflitos de uso e sofrem restrições de consumo (HESPANHOL, 2002). A OMS estima que em 2025 a metade da população mundial residirá em áreas com escassez hídrica (WHO, 2015a). Dessa forma, a disponibilidade de água tende a ser um aspecto decisivo na ocupação residencial e operação de negócios em todo o mundo, assim como projeta-se que seus custos aumentem em diferentes partes do mundo (WALSH *et al.*, 2015).

A extração excessiva de água subterrânea aumenta o risco de deslizamento de terra, liberação de substâncias tóxicas e desertificação (SHRESTHA, 2007). Segundo Hespagnol (2002), a redução da recarga natural dos mananciais hídricos subterrâneos a partir do aumento significativo da impermeabilização do solo em áreas urbanas rebaixa os níveis freáticos em áreas de constante captação. O autor afirma que a captação excessiva de água dos aquíferos costeiros provoca a intrusão de água salina que desqualifica a água para o consumo humano e usos que não toleram uma alta salinidade. Dessa forma, o autor sugere uma recarga artificial da água subterrânea com esgoto tratado para dispor adequadamente os efluentes domésticos e manter os níveis freáticos suficientes para o abastecimento público.

As alterações climáticas contribuem nas oscilações mais frequentes dos padrões de chuva e disponibilidade de água superficial que aumenta a demanda por fontes de água subterrânea e reúso de águas servidas para garantir o abastecimento de água (WHO, 2015a). Dessa forma, o conceito de “substituição de fontes” é utilizado para atender as demandas menos restritivas e disponibilizar as águas de melhor qualidade para os usos mais nobres, a exemplo do abastecimento doméstico (HESPANHOL, 2002).

3.4 TRATAMENTO E DISTRIBUIÇÃO DE ÁGUA

A Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades divulgou o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos, a partir de dados do Sistema Nacional de

Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2018). A cobertura da rede de abastecimento de água da população brasileira atendida por prestadores de serviço participantes do SNIS em 2016 foi 83% no total e 93% nas áreas urbanas (BRASIL, 2018). O índice médio de perdas do abastecimento de água no Brasil aumentou 3,7% de 2015 para 2016 e representou 38% no total (BRASIL, 2018).

A conservação dos recursos hídricos deve ser estimulada em diferentes tipos de indústria, a exemplo de processos e sistemas de lavagem com baixo consumo de água, assim como nas Estações de Tratamento de Água (ETA) a partir da recuperação e reúso das águas de lavagem de filtros e decantadores (HESPANHOL, 2002). Segundo Walsh e outros (2015), as demandas de água e energia das cidades do futuro podem ser reduzidas significativamente se houverem ações de conservação da água, tratamento na qualidade necessária para os seus diferentes usos e segregação das águas residuais na fonte geradora para a reutilização ao invés do tratamento completo de toda a água captada a um nível alto de qualidade. Ademais, os autores reforçam que as perdas por vazamentos precisam ser minimizadas.

3.5 USO DE ÁGUA

A demanda de água para promover a saúde da população e atender suas necessidades de consumo e higiene é estimada em 50-100 L (p d)⁻¹ (WHO, 2003). A demanda média de água em 2016 no Brasil foi 154 L (p d)⁻¹, enquanto na região Nordeste foi 112 L (p d)⁻¹ (BRASIL, 2018). O perfil dos usos da água em residências localizadas em áreas de baixa renda foi diagnosticado em Botelho (2013) e Cunha (2013) (Tabela 2).

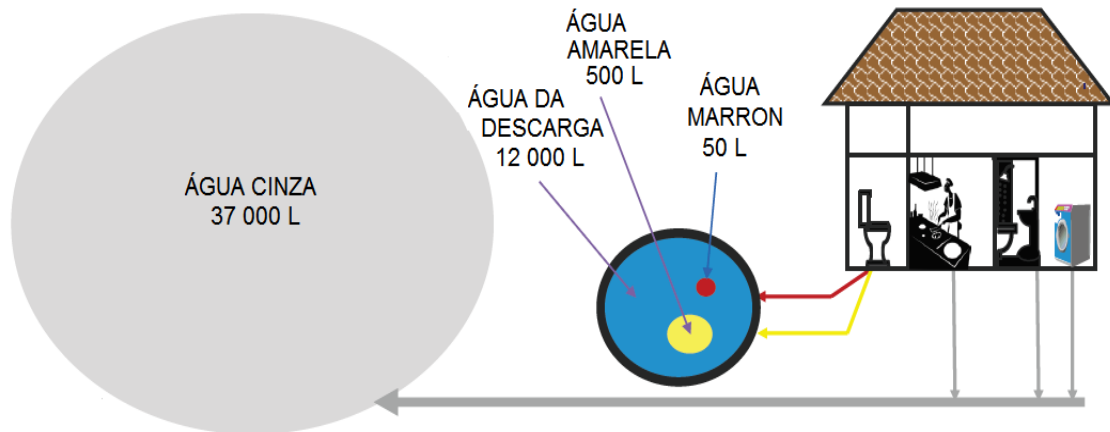
Tabela 2 - Distribuição do consumo de água intradomiciliar por tipo de uso.

| Tipo de uso | Salvador/BA* | Vila Velha/ES** |
|---|--------------|-----------------|
| Bacia sanitária | 21-36% | 11% |
| Chuveiro | 10-30% | 13% |
| Lavatório | 1-8% | 7% |
| Máquina de lavar roupas | 22-27% | 34% |
| Tanque | 8-27% | 9% |
| Pia de cozinha | 5-26% | 18% |
| Vazamento | 0-8% | - |
| Outros (filtro de água, torneira externa, etc.) | 0-7% | 8% |

Fonte: Botelho (2013)* e Cunha (2013)**.

A água cinza representa a maior parcela do efluente doméstico (Figura 10).

Figura 10 - Efeito de diluição das águas servidas (esgotos).



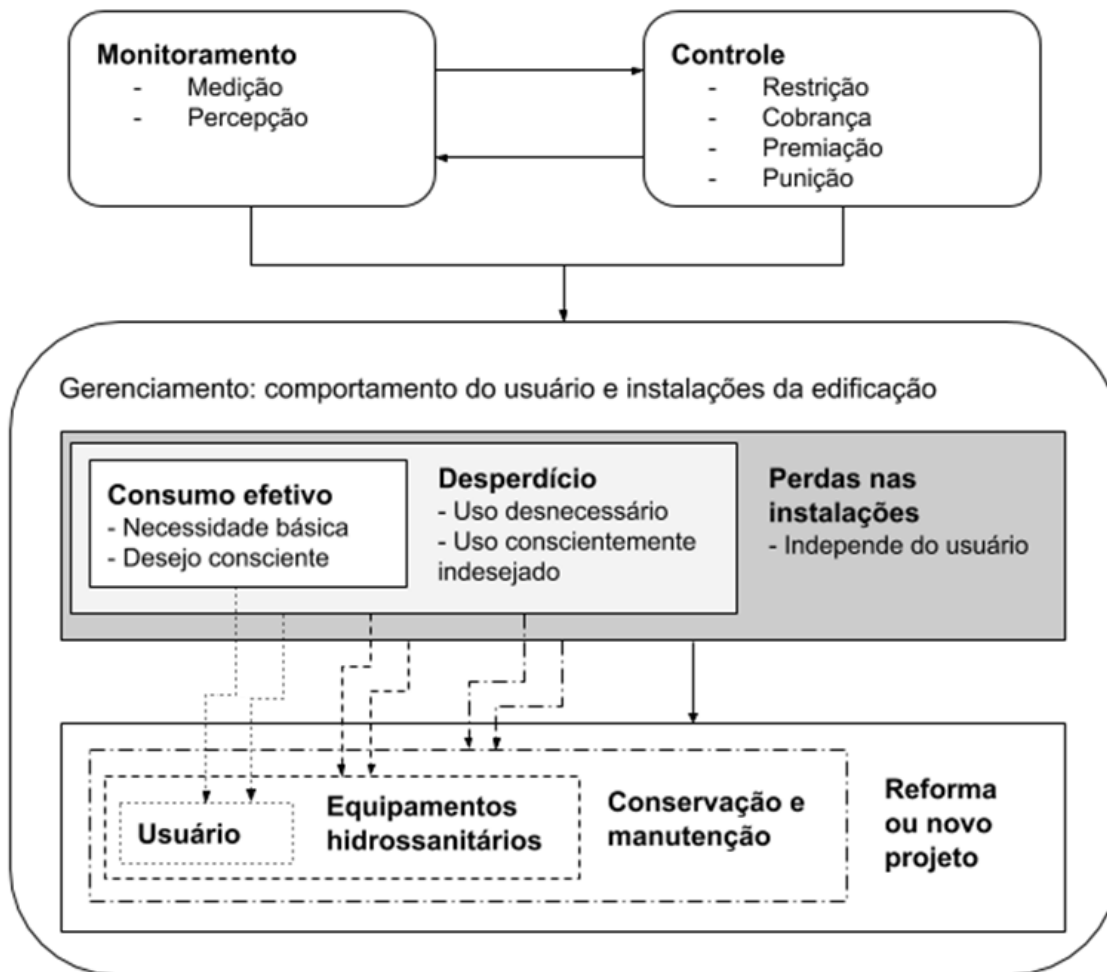
Volumes por pessoa por ano
Exemplo baseado em Mumbai, Índia, as proporções variam de acordo com o local

Fonte: Traduzido de TBC (2017).

Ng e outros (2014) estimam que a água cinza representam 84% do volume do efluente doméstico. Um vaso sanitário com a demanda de 6 L de água por acionamento e 6 usos por dia pode consumir 23-32% da água do domicílio para afastar as excretas humanas (urina e fezes), considerando a demanda média *per capita* do Brasil e da região Nordeste respectivamente (BRASIL, 2018).

A gestão da demanda de água intradomiciliar deve considerar boas práticas dos usuários, manutenção das instalações e equipamentos mais eficientes. Por exemplo, o vaso sanitário com descarga de acionamento duplo, descarga a vácuo e mictório reduzem a demanda de abastecimento de água e gestão de efluente, enquanto concentram as águas amarela e marrom para promover a recuperação dos recursos. A Figura 11 apresenta medidas para aumentar a eficiência hídrica intradomiciliar a partir da gestão da demanda.

Figura 11 - Abordagem conceitual de racionalização do consumo da água em edificações.



Fonte: Traduzido e adaptado de Kiperstok e Kiperstok (2017).

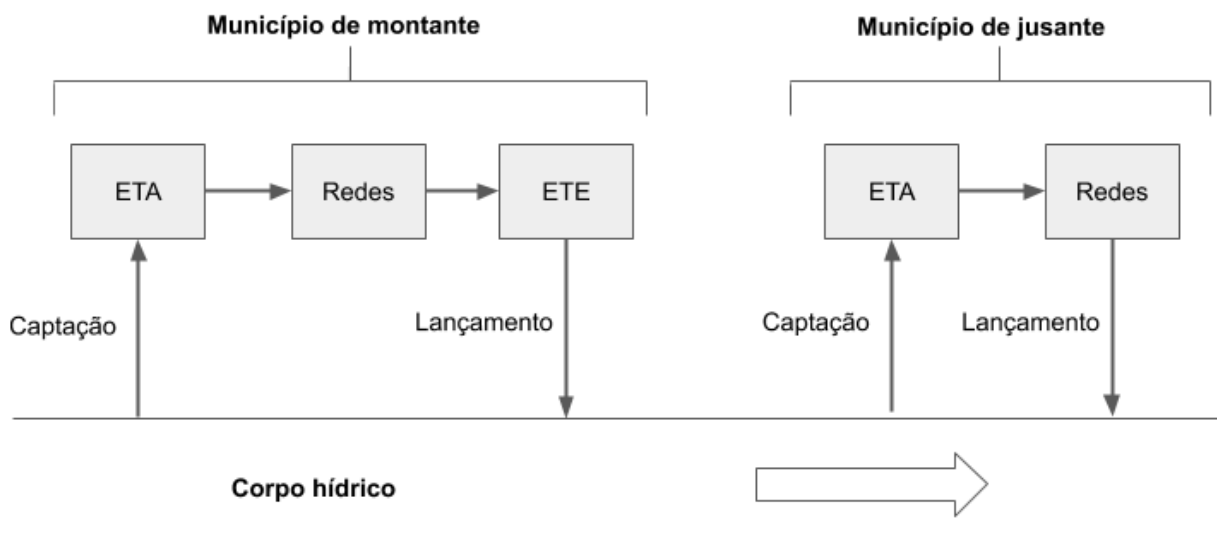
As políticas de conservação dos recursos hídricos envolvem a adoção de boas práticas e equipamentos mais eficientes. Segundo Ng e outros (2014), comportamentos ineficientes do usuário ocasionam um maior consumo de água mesmo com a utilização de equipamentos mais eficientes. Dessa forma, os governos devem estabelecer metas de redução do consumo de água no curto e médio prazos, a exemplo de Cingapura com a meta de redução de 152 L (p d)^{-1} para 147 L (p d)^{-1} em 2020 e 140 L (p d)^{-1} em 2030. O uso de vasos sanitários de acionamento duplo atende a meta de 2020 e a inserção de peças redutoras de vazão atende a meta de 2030. No longo prazo, até 2061, são propostas duas estratégias para atender o abastecimento de água que depende da importação desse recurso e aumentar a segurança energética, são elas: reúso centralizado de águas cinzas e segregação descentralizada das excretas na fonte geradora (NG *et al.*, 2014).

3.6 TRATAMENTO DE EFLUENTE

De acordo com a OMS (WHO, 2006), os principais componentes do efluente doméstico que causam impactos no meio ambiente são os microrganismos patogênicos, matéria orgânica, compostos orgânicos tóxicos, sólidos suspensos, nutrientes (a exemplo de N, P e K), sais e metais. O SNIS constatou em 2016 que o sistema de coleta de efluente doméstico atendeu 74% e tratou 44% do volume gerado (BRASIL, 2018), representando um aumento de 4% de ambos os valores em comparação a 2014 (BRASIL, 2016).

O efluente doméstico tratado pode ser lançado no manancial hídrico ou utilizado produtivamente (PINTO *et al.*, 2009). O lançamento das águas servidas tratadas de um município no corpo receptor geralmente resulta no seu reúso indireto pelo município que capta a água no trecho à jusante do mesmo corpo hídrico (Figura 12).

Figura 12 - Cenário típico de sistemas de reúso não planejados e efetuados em série.

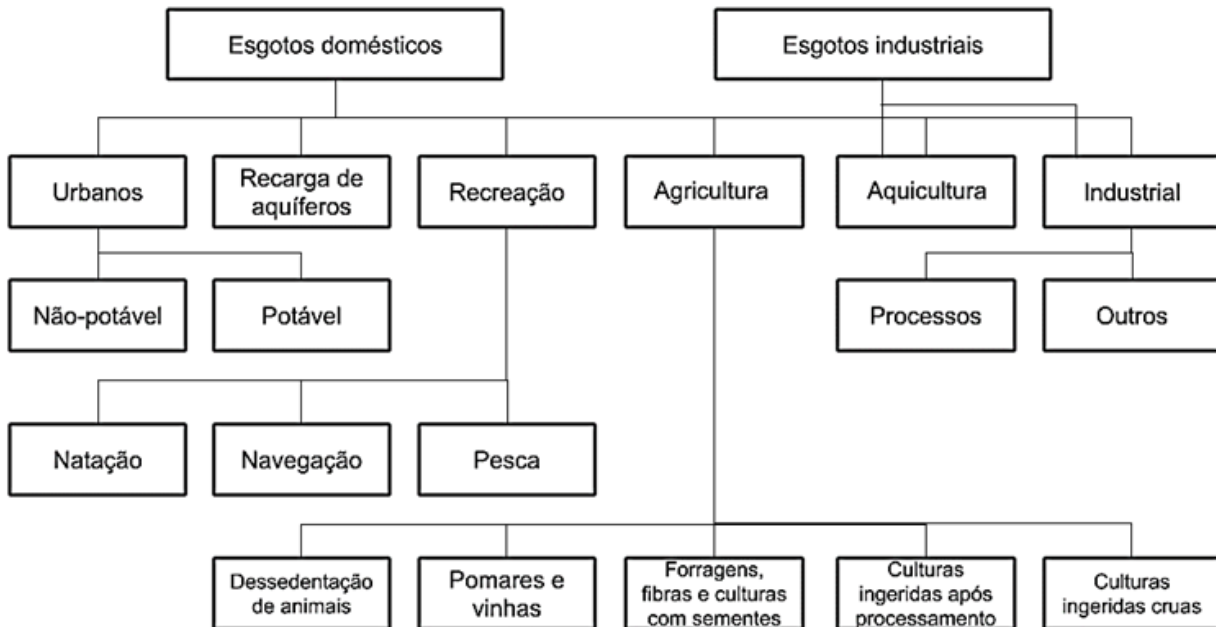


Fonte: Adaptado de Hespanhol (2015).

A prática de uso do efluente doméstico tratado evita a poluição dos mananciais hídricos e proporciona a sua aplicação em atividades produtivas (MOTA; VON-SPERLING, 2009). Hespanhol (2002) identifica uma gama de aplicações potenciais para o reúso de água no Brasil, a exemplo do uso de efluentes tratados nas áreas urbanas (especialmente para fins não potáveis), agricultura, indústria e recarga artificial de aquíferos. Essas aplicações são úteis para equilibrar a oferta e demanda de água em diversas regiões brasileiras.

Segundo Kubler, Fortin e Molleta (2015), o Brasil não possui legislação específica de reúso direto potável de água, assim como carece de uma regulamentação completa de reúso direto não potável. Hespanhol (2002) sugere projetos de reúso não potável com dimensões estaduais e municipais para definir os padrões de qualidade devido às distintas características regionais brasileiras. A qualidade da água requerida para reúso determina os níveis de tratamento recomendados, critérios de segurança e custos de capital, operação e manutenção do sistema (HESPANHOL, 2002). A variedade de aplicações do efluente tratado é apresentada na Figura 13.

Figura 13 - Potenciais formas de reúso da água.



Fonte: Hespanhol (2002).

Hespanhol (2002) sugere que as opções de reúso não potável devem ser priorizadas nas áreas urbanas devido aos menores riscos de contaminação microbológica, a exemplo de gramados de parques, jardins, áreas turísticas e campos de esporte, entretanto cada caso deve ser analisado em específico. Ele afirma que a opção de menor risco é a restrição de culturas agrícolas em áreas não abertas ao público. Segundo o autor, os principais gargalos do reúso potável são custos altos dos sistemas duplos de distribuição de água e riscos de ocorrência de conexões cruzadas.

O reúso das águas servidas de edificações na descarga sanitária reduz em 30% a demanda de água do domicílio e a economia pode alcançar 80% se a água de reúso for utilizada na lavagem de pisos externos, garagens e irrigação de áreas verdes (HESPANHOL, 2014). Ng e outros

(2014) sugerem que a demanda energética do abastecimento urbano de água pode ser reduzida com a recuperação de água cinza, devido a ela ser caracterizada como a fração do efluente mais abundante e menos poluída. Os autores afirmam que a demanda energética total para recuperar a água cinza é menor que aquela do tratamento convencional.

As potenciais opções de reúso de água na indústria são: reposição em torres de resfriamento e caldeiras; preparação de concreto e compactação do solo; irrigação de áreas verdes; lavagens de pisos e peças (HESPANHOL, 2002). De acordo com Mota e Von-Sperling (2009), em muitos casos pode-se usar o efluente tratado produtivamente na agricultura e aquicultura. O reúso agrícola das águas servidas tratadas é uma opção mais simples comparado aos tratamentos terciários de remoção dos nutrientes, a exemplo do nitrogênio e fósforo, e apresenta um potencial viável para aumentar a disponibilidade hídrica e produtividade agrícola em regiões áridas e semiáridas (PINTO *et al.*, 2009; HESPANHOL, 2002). Mota e outros (2008) propõem que o uso do efluente doméstico tratado na fertirrigação deve ser incentivado em regiões com carência de água, a exemplo do semiárido nordestino.

Richert e outros (2010) são favoráveis à prática do reúso das águas servidas tratadas ao invés do seu despejo nos corpos hídricos superficiais. Segundo eles, os micropoluentes são degradados mais rapidamente no ambiente aeróbio das camadas de solo biologicamente ativa com maiores concentrações de microrganismos e longos tempos de retenção do que em mananciais hídricos de ecossistemas sensíveis.

O reúso agrícola das águas servidas, com e sem tratamento, é praticado em países avançados e emergentes (KUBLER; FORTIN; MOLLETA, 2015), a exemplo dos países em desenvolvimento com 7% das terras irrigadas por efluente tratado (WHO, 2015a). No entanto, a escolha do tipo de reúso mais adequado deve considerar as características do sistema de tratamento, necessidades de nutrientes para o uso pretendido, requisitos ambientais, saúde pública, aspectos sociais e econômicos, e exigências legais vigentes.

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (MMA, 2014) apresenta duas normas para preencher as lacunas e regulamentar as atividades de uso do efluente tratado:

- Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005 – Estabelece as modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água;

- Resolução nº 121 de 16 de dezembro de 2010 – Estabelece as diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005.

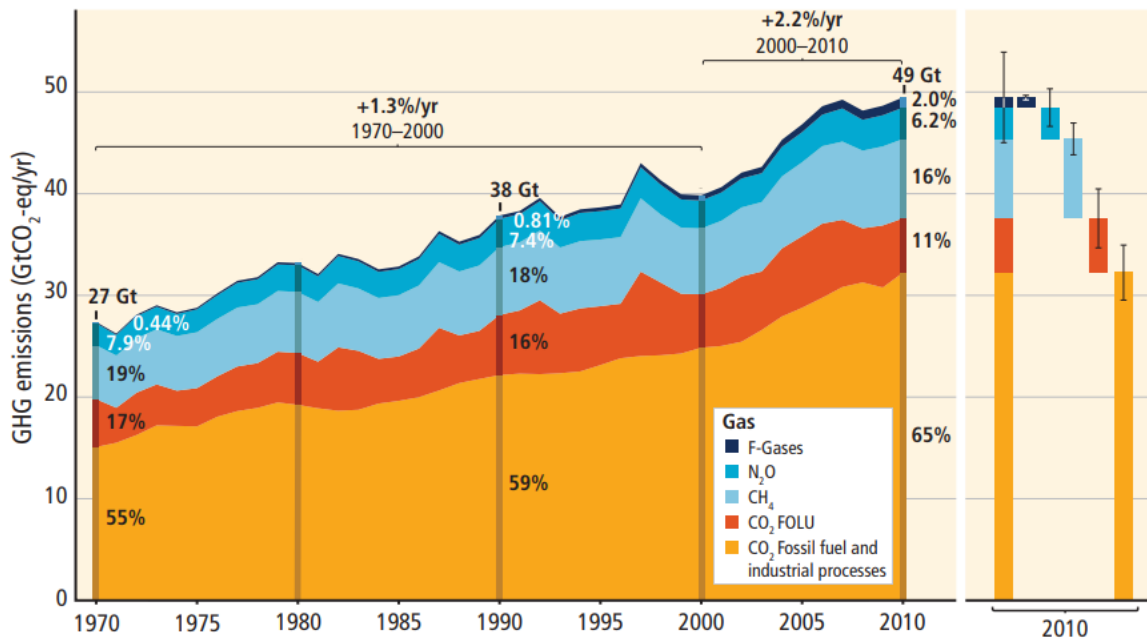
Hespanhol (2002) sugere a implementação de projetos pilotos de reúso no país para adquirir experiência, planejar e institucionalizar essa prática. Segundo o autor, esses experimentos subsidiam o desenvolvimento de padrões e códigos de prática para as características nacionais e promovem o treinamento, pesquisa e desenvolvimento do setor. Os programas e organizações que se destacam nessa direção são o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados (ReNTED) e o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em ETEs Sustentáveis (INCT ETEs Sustentáveis).

O reúso de água deve ser avaliado após a consideração das opções de racionalização, redução de perdas e uso de fontes alternativas de água, visto que o reúso pode se apresentar pouco atrativo em algumas circunstâncias (KUBLER; FORTIN; MOLLETA, 2015). A decisão da melhor opção de uso do efluente tratado deve considerar a legislação vigente, confiabilidade operacional do sistema projetado, potencial de uso agrícola e técnicas de irrigação, exigências ambientais e de saúde pública, aceitação social, relações entre os usuários e empresas envolvidas e aspectos econômicos (HESPANHOL, 2014).

3.7 ENERGIA CONTIDA NO SANEAMENTO DOMÉSTICO

O dióxido de carbono de origem fóssil apresentou a maior contribuição nas emissões de gases de efeito estufa, seguido do metano, dióxido de carbono biogênico da mudança de uso da terra, óxido nitroso, entre outros (Figura 14). Apesar das variações das emissões de gases de efeito estufa no período avaliado, observa-se um aumento contínuo (Figura 14).

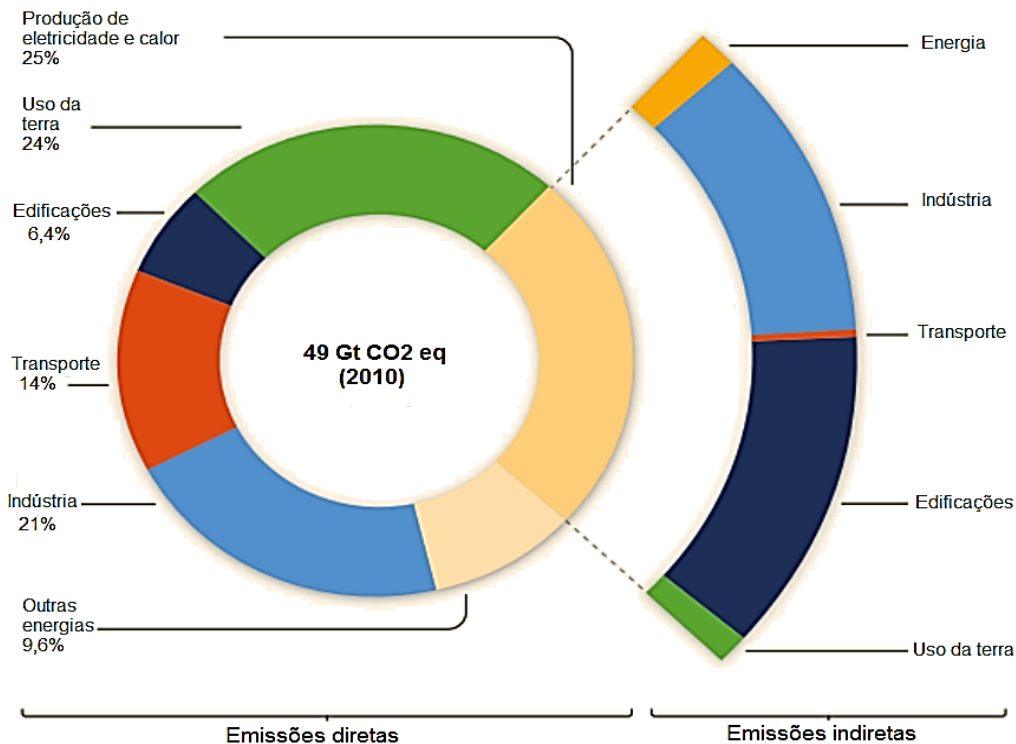
Figura 14 - Emissões antropogênicas totais de Gases de Efeito Estufa de 1970 a 2010 por substância.



Fonte: Pachauri e Meyer (2014).

A produção de eletricidade e calor apresenta a maior contribuição mundial das emissões de gases de efeito estufa, seguida do uso da terra, indústria, transporte e edificações (Figura 15).

Figura 15 - Emissões de Gases de Efeito Estufa por setor econômico.



Fonte: Traduzido de Edenhofer e outros (2014).

O consumo total de energia primária do Brasil em 2017 foi 259 Mtep⁶, distribuída em derivados de petróleo (43%), eletricidade (18%), bagaço de cana (11%), gás natural (7%), lenha (6%), álcool etílico (6%), coque de carvão mineral (3%), e demais fontes como o carvão vegetal, carvão mineral, gás de coqueria, alcatrão, entre outras (EPE, 2018a). As fontes fósseis dominaram o consumo energético nacional, com pequena margem, enquanto as fontes renováveis representaram 42% (EPE, 2018b).

A produção elétrica no país alcançou 588 TWh que, somado às importações de 36 TWh, resultou no consumo de 624 TWh em 2017 (EPE, 2018a). A matriz elétrica brasileira foi distribuída em produção hidráulica⁷ (65%), gás natural (11%), biomassa⁸ (8%), eólica (7%), carvão, petróleo e derivados⁹ (6%), nuclear (3%) e solar (< 1%) (EPE, 2018a). A matriz elétrica brasileira é majoritariamente composta de fontes renováveis (80%), porém a participação da fonte hidráulica na matriz elétrica diminuiu em decorrência das condições hidrológicas desfavoráveis, enquanto a participação da fonte eólica aumentou significativamente e compensou o aumento do gás natural (EPE, 2018b).

O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos ano base 2016 publicado pelo SNIS (BRASIL, 2018) informou que o consumo total de energia elétrica do setor de abastecimento de água foi 10,6 TWh e do setor de esgotamento sanitário foi 1,2 TWh no país. Dessa forma, a demanda elétrica dos setores água e esgotos somados representou 1,8% da eletricidade ofertada no país em 2017. A demanda elétrica do sistema de abastecimento de água é estimada em 0,05-1 kWh m⁻³ na etapa de captação, 0,05-0,15 kWh m⁻³ na etapa de tratamento convencional e 0,2-0,8 kWh m⁻³ na etapa de distribuição, entretanto o valor pode variar por tipo de tratamento, enquanto a mesma é estimada em 0,25-1,2 kWh m⁻³ no reúso e 3,5-7 kWh m⁻³ na dessalinização (VINCE *et al.*, 2008).

O consumo médio de eletricidade do sistema de abastecimento de água no Brasil aumentou 8,5%, de 0,59 kWh m⁻³ de água tratada em 2006 para 0,64 kWh m⁻³ de água tratada em 2016,

⁶ A unidade básica adotada é a tonelada equivalente de petróleo (tep) por expressar um valor físico referente à maior fonte energética usada mundialmente. O petróleo de referência é 41,8 MJ/kg e as conversões usam critérios aderentes às práticas internacionais, a exemplo de 1 kWh de eletricidade equivalente a 3,6 MJ, com as estimativas das demais fontes de energia a partir dos poderes caloríficos inferiores (EPE, 2018a).

⁷ A fonte hidráulica considera as importações (EPE, 2018a).

⁸ A fonte de biomassa considera a lenha, bagaço de cana, lixo e outras recuperações (EPE, 2018a).

⁹ A fonte de carvão e derivados considera o gás de coqueria (EPE, 2018a).

e tende a aumentar mais 25% até 2033 (BRASIL, 2018). O sistema de tratamento do efluente doméstico geralmente apresenta uma demanda energética menor que aquela do sistema de abastecimento de água. Por exemplo, a demanda energética do tratamento do efluente doméstico por lodo ativado na ETE Arrudas no estado de Minas Gerais (Brasil) foi estimada em $0,17 \text{ kWh m}^{-3}$ (GUTIERREZ, 2014).

Walsh e outros (2015) descrevem onexo entre a água e energia em função da dependência energética para o fornecimento de água e a dependência hídrica para o fornecimento de energia. Dessa forma, os autores orientam a priorização do uso de fontes hídricas menos intensivas em energia e fontes energéticas mais limpas. Ng e outros (2014) descrevem que existem duas fontes produtoras de energia em sistemas de tratamento de efluente doméstico: a combustão de biogás após digestão do lodo e a recuperação energética do lodo após a secagem.

Verstraete, Caveye e Diamantis (2009) estimaram uma taxa de produção de $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 (\text{kg DQO})^{-1}$ removida, de modo que 1 m^3 de efluente doméstico produziu $0,14 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$. McCarty e outros (2011) afirmam que o processo de tratamento anaeróbico pode produzir energia excedente a sua demanda, enquanto o processo aeróbico com biodigestão do lodo possui maior uma demanda e menor produção energética. Segundo Santos (2018), a demanda de eletricidade de uma ETE descentralizada com tratamento anaeróbico em uma escola de Salvador-BA foi menor que a eletricidade disponível a partir do biogás produzido na mesma, respectivamente $0,26 \text{ kWh m}^{-3}$ e $0,40 \text{ kWh m}^{-3}$.

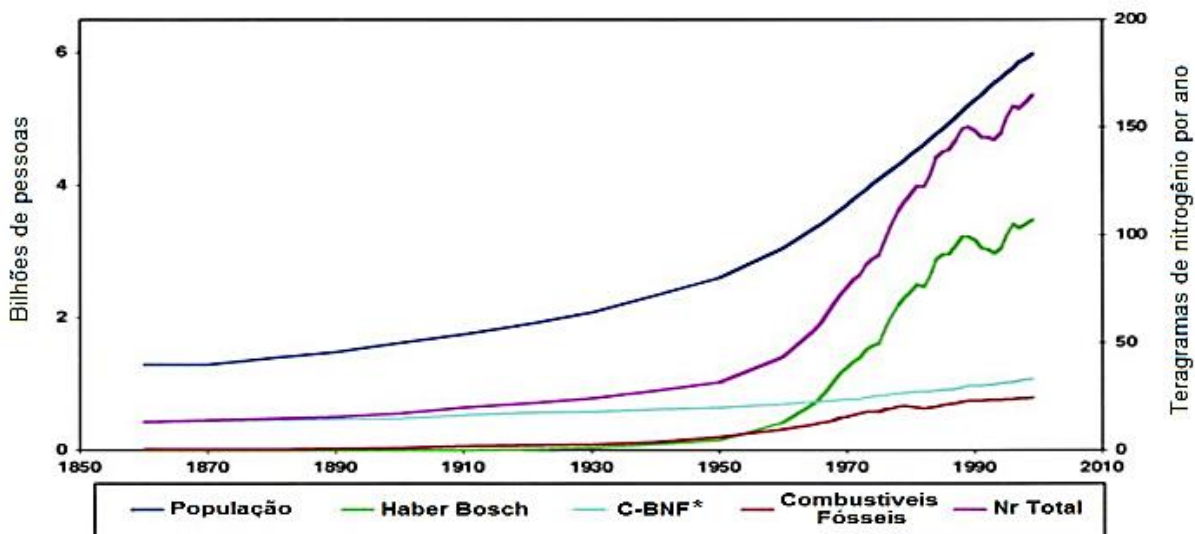
A produção de nutriente na forma de fertilizante, principalmente aqueles a base de nitrogênio e fósforo, é intensiva em energia. Sutton e outros (2013) afirmam que a produção do nitrogênio reativo (Nr), principalmente através do processo Haber-Bosch, consome 2% da energia global. Assim, os custos de produção de Nr são dependentes dos preços da energia. Maurer e outros (2003) estimam a demanda energética do ciclo de vida (desde a extração até a fábrica, berço-a-portão) da produção de fertilizantes na forma de amônia em $13 \text{ kWh} (\text{kg N})^{-1}$ e na forma de superfosfato triplo em $10 \text{ kWh} (\text{kg P})^{-1}$. Entretanto, apenas 11% do Nr produzido na forma de fertilizante mineral ou fixação biológica de nitrogênio e 11-18% do fósforo minerado são ingeridos pela população na forma de alimento (SUTTON *et al.*, 2013). O Nr lançado no efluente doméstico pode ser removido pelo método convencional de nitrificação, seguido da desnitrificação. O resultado dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação é a conversão de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) em nitrogênio molecular (N_2) gasoso que se

desprende da fase líquida. O fósforo lançado no efluente doméstico pode ser precipitado na ETE com sulfato ferroso (FeSO_4) na forma de lodo para ser transportado e incinerado. Dessa forma, a demanda energética do ciclo de vida da remoção de nutriente do efluente doméstico (desde a captação do efluente até o lançamento no corpo receptor, portão-ao-túmulo) é $12 \text{ kWh (kg N)}^{-1}$ e $13,6 \text{ kWh (kg P)}^{-1}$.

3.8 NUTRIENTE E ALIMENTO

As fontes naturais e recicladas de nutrientes foram insuficientes para atender a demanda da sociedade desde o século XIX (SUTTON *et al.*, 2013). Segundo os autores, as revoluções agrícolas e industriais entre os séculos XVIII e XIX apoiaram a exploração mineral de P e a produção de N a partir do processo Haber-Bosch, o qual converte o nitrogênio inerte (N_2) da atmosfera em compostos de nitrogênio reativo (Nr) (Figura 16).

Figura 16 - Crescimento populacional global de 1860 a 2000 e geração de nitrogênio reativo (Nr).

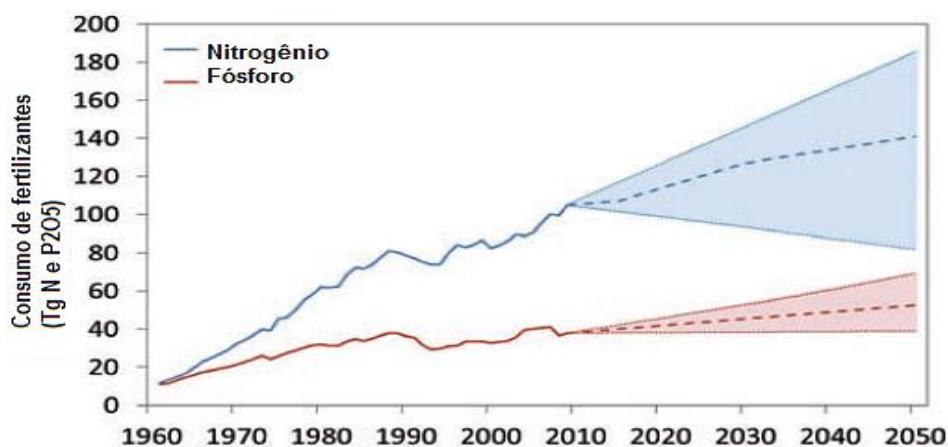


Fonte: Traduzido de Galloway e outros (2003).

*C-BNF: *Cultivated biological nitrogen fixation*.

O aumento da população mundial e a mudança no padrão de consumo, principalmente nos países emergentes onde a população está conquistando um maior acesso aos bens e serviços, anteriormente acessíveis somente à uma minoria, contribuem com o aumento da produção dos macronutrientes N e P (Figura 17).

Figura 17 - Tendências no consumo de fertilizantes minerais a base de nitrogênio e fósforo a partir das decisões presentes.



Fonte: Traduzido de Sutton e outros (2013).

Steffen e outros (2015) estimam um limite de 12-14 Tg P₂O₅ ano⁻¹ e 62-73 Tg N ano⁻¹, portanto o consumo de fertilizantes minerais em 2010 representou três vezes o limite de P e aproximadamente duas vezes o limite de N. De acordo com Sutton e outros (2013), a projeção futura do consumo de N pode diminuir se forem implementadas ações de aumento da eficiência e redução das perdas no seu ciclo antropogênico. Dessa forma, os autores projetam um potencial de redução no consumo de fertilizante nitrogenado, porém eles não identificaram um potencial de redução de consumo significativo para o fósforo.

O fornecimento de fósforo está diretamente ligado à segurança alimentar, portanto a sua escassez preocupa várias nações. A literatura sobre a escassez do fósforo apresenta diferentes projeções. Alguns autores alegam que o fósforo possui o maior risco de escassez dentre os nutrientes e suas reservas se esgotarão no horizonte de 100 anos, caso sejam mantidas as taxas vigentes de consumo (CORDELL *et al.*, 2009). Os autores projetam o pico de produção de fósforo em 2030 e alertam para a formação de uma governança internacional que garanta a gestão sustentável deste recurso no longo prazo. Por outro lado, Sutton e outros (2013) afirmam que existem reservas de fósforo no mundo suficientes para alimentar a humanidade durante séculos, mas o seu acesso no longo prazo é uma questão crítica. Segundo os autores, poucos países possuem grandes reservas (a exemplo do Marrocos e Argélia) para atender a demanda vigente por períodos maiores que 1000 anos. Alguns países como os EUA, China e Brasil possuem reservas de fósforo para atender as suas demandas por um período de aproximadamente 50 anos, enquanto outros países (a exemplo da Alemanha e Japão) não

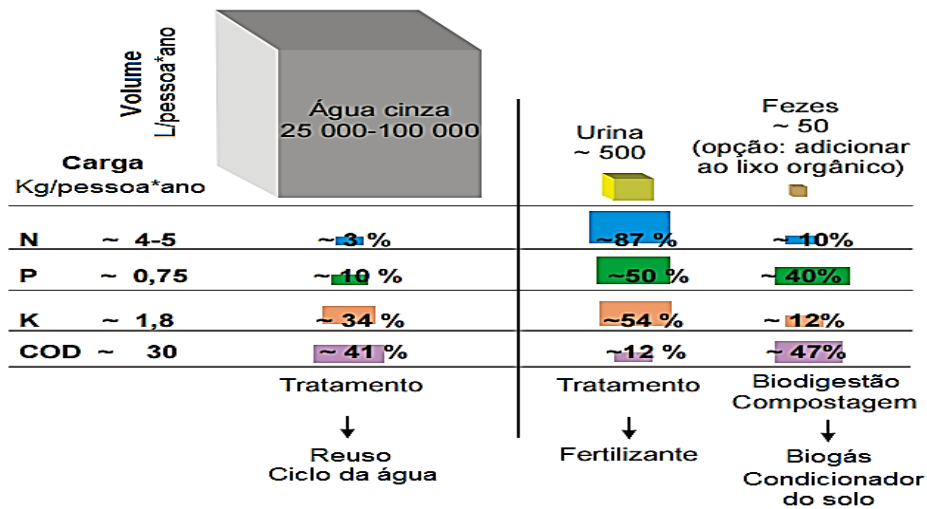
possuem reservas significativas. Dessa maneira, segundo os autores, apenas três países produzem 66% da rocha fosfática mundial, enquanto muitos países não possuem reservas ou tecnologias para viabilizar a obtenção deste recurso. Na outra ponta do sistema de produção e consumo do fósforo, Khiewwijit e outros (2015) afirmam que a sua recuperação a partir do efluente doméstico de estações de tratamento ainda enfrenta um aprimoramento tecnológico para se tornar economicamente viável.

Sutton e outros (2013) identificaram dez fundamentos para aumentar a eficiência de uso dos nutrientes (*Nutrient Use Efficiency* - NUE): melhorar o NUE na produção agrícola; melhorar o NUE na produção animal; aumentar o aproveitamento de nutrientes do estrume animal; reduzir as emissões e aumentar a eficiência da combustão e dos sistemas energéticos, incluindo as fontes renováveis; desenvolver tecnologias de captura e utilização de Nr; melhorar a eficiência de nutrientes em fertilizantes e fornecimento de alimentos e reduzir o desperdício de alimentos; reciclar o nitrogênio e fósforo a partir de sistemas de água residual nas cidades, agricultura e indústria; economizar energia e transportes pela sociedade; reduzir o consumo pessoal de proteína animal a partir das populações que consomem altas taxas, evitando excessos; e otimizar os fluxos de nutrientes, espacial e temporalmente. A melhoria da eficiência de uso dos nutrientes é decisiva para a sustentabilidade ambiental, porém este desafio requer um aprimoramento das práticas vigentes de produção e consumo, assim como o desenvolvimento de soluções de ciclagem dos nutrientes.

3.9 RECUPERAÇÃO DOS NUTRIENTES DO EFLUENTE DOMÉSTICO

Os fluxos de efluente doméstico concentram diferentes tipos e quantidades de nutriente. As principais características dos fluxos sanitários de efluente doméstico e suas potenciais aplicações são apresentadas na Figura 18.

Figura 18 - Características dos fluxos do efluente doméstico.



Fonte: Otterpohl, Braun e Oldenburg (2002) traduzido por Cohim e Kiperstok (2007).

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 430 de 2011 estabelece os padrões de lançamento do efluente doméstico no corpo receptor. A resolução mencionada não atribui parâmetros de lançamento para as substâncias nitrito, nitrato e fósforo. O limite para o nitrogênio amoniacal total é 20 mg L^{-1} . Segundo a resolução, o órgão ambiental competente define os parâmetros de lançamento do fósforo no caso de ocorrência de floração de cianobactérias. Mota e Von-Sperling (2009) alertam que os sistemas usuais de tratamento de efluente doméstico carecem de métodos mais eficientes de remoção do nitrogênio e fósforo. Pinto e outros (2009) afirmam que o pleno atendimento da legislação vigente com os processos usuais de tratamento de esgoto doméstico ocorre apenas em períodos úmidos, quando se pode contar com níveis altos de diluição. Do contrário, há uma necessidade adicional de remoção de nutrientes remanescentes.

A segregação esgoto sanitário na fonte geradora é um dos pilares do saneamento baseado em recurso (GONÇALVES *et al.*, 2019). O uso agrícola do efluente doméstico tratado permite o reaproveitamento da água e a recuperação de nutrientes (BENETTO *et al.*, 2009), promovendo a redução da captação de água, produção de fertilizantes minerais e emissão de poluentes. Ademais, os custos de tratamento de águas residuais em regiões de recursos hídricos superficiais eutrofizados são acrescidos com a etapa de eliminação do nitrogênio e fósforo (MAURER *et al.*, 2003). A remoção destes nutrientes tem encarecido o tratamento dos efluentes domésticos enquanto, ao mesmo tempo, os elementos N e P são essenciais na agricultura e majoritariamente são produzidos a partir das fontes naturais (MAGID *et al.*, 2006).

Por outro lado, Mota e Von-Sperling (2009) afirmam que as práticas de fertirrigação, hidroponia e aquicultura com efluente tratado são conhecidas. Pinto e outros (2009) sugerem que a fertirrigação com efluente doméstico tratado deve ser acompanhada de monitoramento da água subterrânea em poços instalados na área irrigada. A regulamentação do reúso de água deve ser estabelecida por legislação específica para considerar a área de irrigação como parte do processo de tratamento. O Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) avaliou o reúso no país sob diferentes condições de solo, clima, tipo de cultura e tipo de efluente. Verificou-se uma redução de um terço a dois terços no uso de fertilizantes minerais, sugerindo uma referência de 50% de redução da demanda de adubos sintéticos para as práticas de fertirrigação com efluente tratado (PINTO *et al.*, 2009).

As tecnologias usuais de tratamento do efluente doméstico, a exemplo dos lodos ativados, produzem efluentes tratados com concentrações médias de 15 mg N-total L⁻¹ e 3 mg P-total L⁻¹. Aplicando uma taxa de fertirrigação de dois metros por ano, equivalente a aplicação de 300 kg N (ha a)⁻¹ e 60 kg P (ha a)⁻¹, pode-se eliminar a demanda de fertilizantes minerais em regiões de clima semiárido (PINTO *et al.*, 2009). A fertirrigação com efluente doméstico tratado em diferentes culturas agrícolas (mamona, milho, gramíneas forrageiras, cana-de-açúcar, eucalipto e flores regionais) apresentaram produtividades acima das médias regionais em vários estados do Brasil e redução dos custos (PINTO *et al.*, 2009). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), o efluente doméstico tratado pode fornecer 225 kg N e 45 kg P por hectare ao ano quando aplicado na recomendação para o clima semiárido de 1,5 m (m² a)⁻¹. Bezerra e outros (2014) constataram que o efluente doméstico tratado aplicado à cultura do girassol substituiu até 50 kg N ha⁻¹. Freitas e outros (2013) identificaram um maior potencial produtivo de colmos, 272 t ha⁻¹, e maior densidade de plantas, 126 000 plantas ha⁻¹, na fertirrigação da cana-de-açúcar com efluente doméstico tratado. Mota e outros (2008) afirmam que o número de sementes das plantas de mamona fertirrigadas com efluente doméstico tratado foi maior comparado àquele das plantas irrigadas com água e maiores desempenhos de fertirrigação foram das doses de 60 kg N ha⁻¹ e 90 kg N ha⁻¹ com produtividades de 2 067 kg ha⁻¹ e 2 201 kg ha⁻¹, respectivamente.

Feitosa e outros (2009) constataram que o efluente doméstico tratado utilizado na fertirrigação da cultura da melancia atendeu as exigências de qualidade sanitária do fruto. Oliveira e outros (2013) constataram que a fertirrigação da moranga aumentou a produtividade entre 14-18% em comparação a cultura não irrigada, sem comprometer a qualidade sanitária e parâmetros físico-

químicos do fruto. Alves e outros (2007) constataram que a fertirrigação com efluente doméstico tratado de lagoas de estabilização num período maior que vinte anos não causou perdas de produtividade na cultura do coco. Santos e outros (2011) afirmam que a piscicultura que utiliza o efluente doméstico tratado (sem aeração) melhora os padrões de qualidade do efluente lançado no manancial hídrico, enquanto a piscicultura predominante demanda água e deteriora a sua qualidade.

A fertirrigação com efluente doméstico tratado reduz a demanda de água e fertilizantes minerais, cicla os nutrientes, reduz a poluição da água e é aplicável a diferentes contextos, porém ela apresenta limitações a serem consideradas. Pinto e outros (2009) afirmam que os nutrientes do efluente doméstico tratado, geralmente, são constituídos de quantidades desbalanceadas para a nutrição de algumas culturas agrícolas. As plantas absorvem diferentes quantidades de água e nutrientes ao longo do seu ciclo de vida, portanto, estes elementos devem ser fornecidos de acordo com as demandas hídrica e nutricional de cada fase da cultura agrícola. Em alguns casos, a fertirrigação a partir do reúso necessita de uma complementação da demanda nutricional da planta com a utilização de fertilizante mineral.

A segregação do efluente doméstico na fonte geradora apresenta um maior potencial de recuperação dos nutrientes (Figura 18). Uma solução de recuperação de recursos do saneamento para a população de baixa renda que não possuía sanitários regulares foi adotada no Peru a partir de um sistema logístico de aproveitamento das excretas humanas. As fezes foram separadas da urina e armazenadas numa embalagem plástica biodegradável para a coleta, uma vez por semana, e destinação em uma unidade de compostagem. A compostagem promove um tratamento seguro das fezes, na qual os patógenos são eliminados e o composto se transforma num solo com nutrientes em dois meses (X-RUNNER, 2016). Ademais, a urina coletada deve ser tratada para fertilizar jardins e hortas no próprio local ou transportada por caminhões para aplicar em cultivos de grande escala (mais informações no Capítulo 4).

3.10 SISTEMAS DE SANEAMENTO

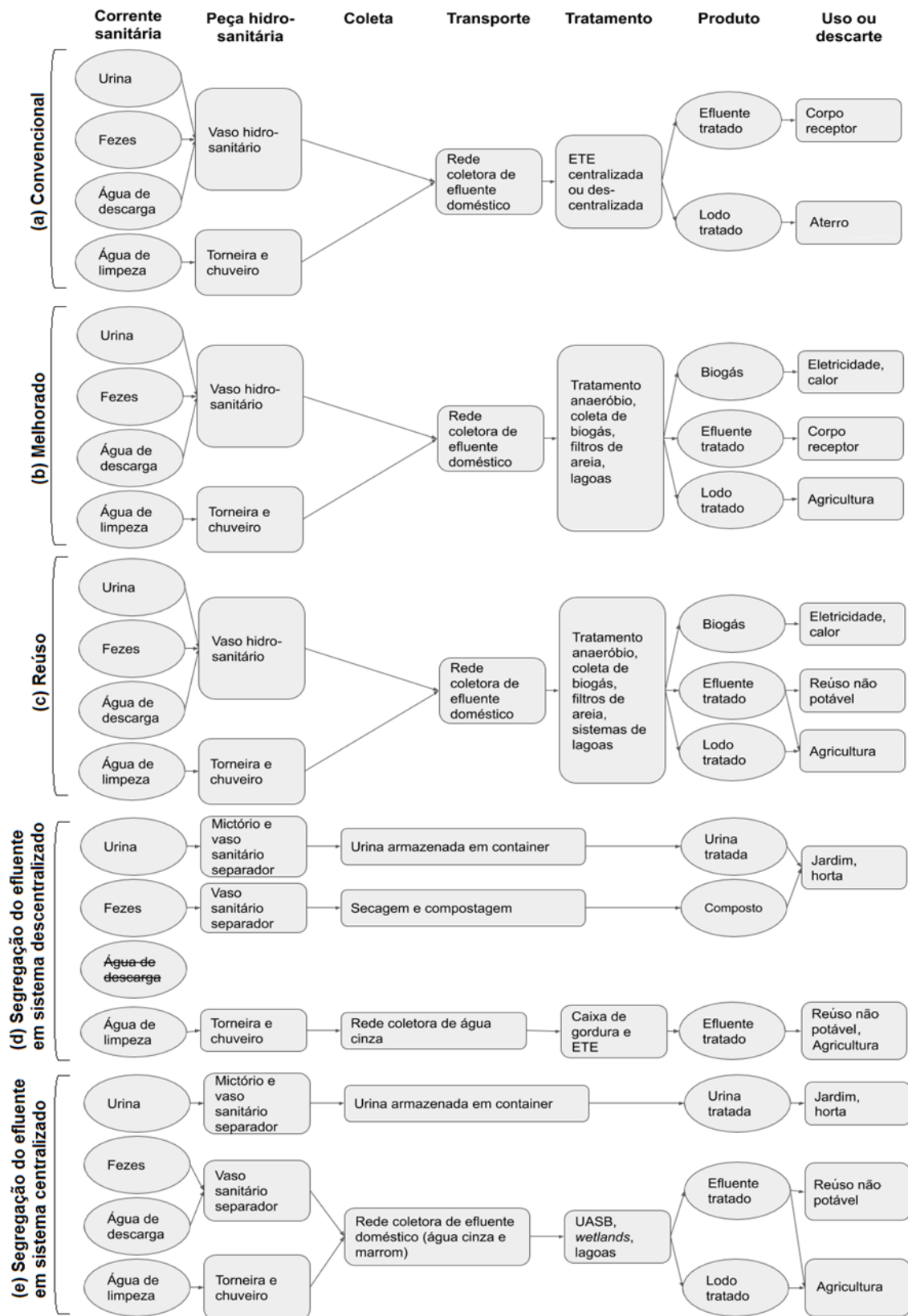
Os esgotos brutos são potenciais causadores de impactos ambientais e sanitários, os quais podem ser atenuados com investimentos em sistemas de coleta e tratamento do efluente doméstico (LÜTHI *et al.*, 2011). Os sistemas sanitários foram projetados para usar a água como um meio de transporte para afastar as excretas humanas e patógenos do domicílio, a fim de

melhorar os padrões locais de higiene (MAGID *et al.*, 2006). Dessa forma, os assentamentos urbanos precisaram canalizar seu esgoto até as estações de tratamento de águas residuais para melhorar a saúde da população (JÖNSSON *et al.*, 2004). Schütze, Bracken e Parkinson (2011) atribuem a ampliação do esgotamento sanitário e cessão da utilização dos excrementos humanos aos seguintes fatores: expansão dos assentamentos urbanos, aumento das distâncias entre as áreas agrícolas e os assentamentos urbanos, aumento do fornecimento de água e uso de descargas hidrossanitárias, produção de fertilizantes sintéticos e intervenções políticas.

A implementação de tecnologias de tratamento avançado do efluente doméstico não impede a exaustão dos nutrientes dos campos agrícolas, mesmo com a aplicação do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) no solo, devido ao lançamento da maioria dos nutrientes nos mananciais hídricos a partir do efluente tratado (LÜTHI *et al.*, 2011). Cohim e Kiperstok (2007) alertam que o modelo predominante de saneamento tem características de uso perdulário dos recursos hídricos e energéticos, poluição dos mananciais, utilização acíclica dos nutrientes que acelera a exaustão das reservas minerais limitadas ou possui uma alta demanda energética na fabricação (a exemplo do nitrogênio), e empobrecimento dos solos. Entretanto, Narain (2012) afirma que os sanitários devem ser produzidos e disponibilizados às pessoas que carecem destas instalações. Ela entende que essa ação é lenta porque a tecnologia de coleta e tratamento das excretas foi concebida pela parte industrializada e rica do mundo que utiliza grandes quantidades de água limpa para transportar pequenas quantidades de excrementos.

Uma "revolução ecológica do saneamento" neste século é necessária para manter as cidades funcionando, abastecer a demanda de insumos e alimentar a população do mundo em aumento contínuo (LÜTHI *et al.*, 2011). A adoção de um modelo sustentável de saneamento contribui para atender aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela ONU (2016) até 2030. O novo paradigma é o saneamento baseado em recurso, também conhecido como saneamento ecológico (UNICEF, 2011), saneamento produtivo (MÜNCH *et al.*, 2012), economia circular do saneamento (TBC, 2017), agrossaneamento (FUNAMIZU, 2019) e saneamento regenerativo (KOOTTATEP; COOKEY; POLPRASERT, 2019), que propõe a reconecção do sistema de saneamento à agricultura para ciclar os nutrientes. O modelo predominante de esgotamento sanitário no Brasil e cenários de aproveitamento de recurso, propostos por Panesar e outros (2011), são apresentados a seguir (Figura 19).

Figura 19 - Modelos do sistema de esgotamento sanitário convencional e saneamento baseado em recurso no contexto brasileiro.



Fonte: Adaptado de Panesar e outros (2011).

O modelo convencional dos sistemas de esgotamento sanitário do Brasil mistura todas as correntes do efluente doméstico para o tratamento na abordagem de fim-de-tubo (Figura 19a). O cenário melhorado considera a otimização ambiental do sistema predominante de esgotamento sanitário do Brasil a partir do aproveitamento parcial dos recursos da ETE como o biogás e lodo (Figura 19b). O cenário de reúso considera a otimização ambiental da ETE do cenário melhorado a partir do reúso não potável da água (Figura 19c). O cenário de esgotamento sanitário descentralizado com a segregação do efluente doméstico considera o aproveitamento dos recursos naturais a partir da coleta seca do efluente amarelo e marrom no domicílio para a produção de adubo e coleta do efluente cinza para o tratamento na ETE e reúso não potável (Figura 19d). O cenário de esgotamento sanitário centralizado com a segregação do efluente doméstico considera o aproveitamento parcial dos recursos a partir da coleta seca do efluente amarelo no domicílio para a produção de adubo e coleta do efluente cinza e marrom para o tratamento na ETE e reúso não potável (Figura 19e).

O saneamento baseado em recurso é alinhado aos princípios de redução dos riscos à saúde, otimização da gestão de recursos, melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, melhoria da fertilidade do solo (COHIM; KIPERSTOK, 2007) e agroecologia (FAO, 2018). Ng e outros (2014) afirmam que as características distintas das correntes de água amarela, marrom, cinza e negra (quando diferentes correntes são misturadas) do efluente doméstico são cruciais para a definição das estratégias de aproveitamento dos recursos.

Shrestha (2007) descreveu sua experiência na própria residência em Kathmandu (Nepal) onde a água da chuva é utilizada para todos os usos domésticos, as águas cinzas são recicladas para fins não potáveis e as excretas humanas são aproveitadas na forma de adubo. A *eco-home* possui 135 m² de área para a captação de água pluvial, banheiro seco separador de urina e fezes, compostagem dos resíduos orgânicos, reciclagem de águas cinzas e um método simples de filtração e desinfecção para o tratamento de água a nível de potabilidade. Uma parte da água pluvial é armazenada em cisterna, enquanto o excedente é encaminhado para a recarga subterrânea. No sanitário, são adicionados cinza ou cal nas fezes para aumentar o pH e acelerar a inativação de patógenos, enquanto na micção são usados menos que 100 mL de água por descarga. O recipiente das fezes enche no período de 4-5 meses e o autor alega a ausência de odor. O sanitário seco economiza 40 litros de água por dia. A urina coletada é diluída na proporção de 1:10 e aplicada no jardim, uma vez a cada três semanas, numa proporção de 1 L m⁻². As águas cinzas recicladas são utilizadas para fins não potáveis de menor risco. A *eco-home*

possui uma bacia sanitária convencional como alternativa. A água de chuva tratada para fins potáveis utiliza filtros de areia para remoção de patógenos, turbidez, ferro e odor, seguido da radiação solar para inativar os microorganismos remanecentes. A compostagem utiliza fezes, urina, esterco de galinha e minhocas da espécie *Eisenia fetida*.

A gestão de sistemas de água requer uma avaliação específica e multicriteriosa do cenário base e cenários propostos para apoiar a tomada de decisão. A ReNTED recomenda os seguintes métodos para avaliar a sustentabilidade de arranjos tecnológicos de ETE: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) e Análise de Viabilidade Econômica (AVEC) (PAULO *et al.*, 2019). A tese considerou a aplicação da ACV e AVEC, enquanto utilizou informações da literatura sobre AQRM.

3.11 ACV APLICADA AO SANEAMENTO DOMÉSTICO

As pesquisas que avaliam os aspectos e impactos ambientais dos sistemas de saneamento predominante e baseado em recursos estão em plena expansão (MAURER *et al.*, 2003; BENETTO *et al.*, 2009). A ACV apoia a tomada de decisão na elaboração de projeto e operação de sistemas de esgotamento sanitário no sentido de reduzir os impactos ambientais (COROMINAS *et al.*, 2013). Porém, o estudo de ACV não segue uma regra pré-estabelecida, assim os praticantes têm muitas definições a fazer como o escopo de aplicação, fontes de dados e indicadores de impacto (MÖLLER; CIROTH, 2015).

Garrido-Baserba e outros (2014) afirmam que uma ETE deve ser avaliada na perspectiva holística da ACV para representar o desempenho ambiental associado às etapas de tratamento específicas, assim como às transferências de massa entre os compartimentos ambientais (água, ar e solo) e seus efeitos nas categorias de impacto (a exemplo da eutrofização *versus* mudança climática). Corominas e outros (2013) verificaram no estudo de revisão, a partir de 45 artigos que abordam o tema ACV e ETE, que houveram diferenças na definição da unidade funcional, fronteira do sistema, método de impacto, e interpretação do estudo devido às limitações das normas ISO de ACV. Ademais, a maioria dos estudos que comparam o desempenho ambiental de diferentes sistemas de esgotamento sanitário a partir da ACV consideram apenas os fluxos da fase de operação, tais como os insumos energéticos, químicos e emissão de poluentes, alegando que o impacto da infraestrutura do sistema de saneamento baseado em recurso é similar àquela do sistema convencional (MAURER *et al.*, 2003; MAGID *et al.*, 2006;

BENETTO *et al.*, 2009). Corominas e outros (2013) alegam que os desafios emergentes da ACV de ETE incluem: mudança de paradigma da remoção de poluentes para a recuperação de recursos naturais nos cenários propostos, melhoria da qualidade dos dados, redução das incertezas, adaptação dos métodos de impacto para considerar substâncias específicas, desenvolvimento de fatores de impacto regional, e combinação da ACV métodos de avaliação econômica e social para apoiar a tomada de decisão. Dessa forma, o Capítulo 5 e Capítulo 6 apresentam estudos de ACV do saneamento baseado em recurso com ênfase no aproveitamento da urina humana.

As ferramentas SewageLCI (GALLICE; BIRKVED; KECH, 2015), WW LCI versão 1 (MUÑOZ *et al.*, 2017) e WW LCI versão 2 (KALBAR; MUÑOZ; BIRKVED, 2018) foram desenvolvidas para a estimativa de inventários de emissões de ETE. O Novedar DSS (www.novedar.com) é uma ferramenta para análise de viabilidade, custo e eficiência de ETE. No Brasil, a ferramenta ProBio 1.0 (POSSETTI; CHERNICHARO, 2015) é utilizada para estimar a produção de biogás em reatores UASB. Entretanto, Garrido-Baserba e outros (2014) compararam inventários e impactos de ETE a partir de dados de simulação e dados reais. Eles constataram que os dados de simulação apresentaram uma maior eficiência de remoção de poluentes comparado aqueles de instalações reais devido às perturbações (a exemplo de condições meteorológicas, operação inadequada e toxinas no afluente) que afetaram a qualidade do efluente final. O indicador de eutrofização foi afetado significativamente, enquanto aquele de mudança climática não variou tanto. Eles concluíram que dados de simulação não representaram a realidade com precisão e recomendaram o uso de dados oriundos de medição em campo para elaborar modelos mais representativos.

3.12 CONCLUSÃO

A efficientização donexo água-energia-nutriente do saneamento doméstico deve considerar os princípios da ecologia industrial como proposto no saneamento baseado em recurso. O setor de saneamento deve promover a redução das perdas de água do sistema de abastecimento, uso de tecnologias mais eficientes, uso de fontes mais limpas de energia, a redução da demanda hídrica da população e aproveitamento dos recursos do efluente doméstico para garantir a sustentabilidade ambiental. O reúso das águas servidas é uma opção de saneamento baseado em recurso a ser considerada quando as demais opções de efficientização e recuperação de recursos na fonte geradora foram utilizadas no seu máximo. O reúso das águas servidas é uma opção de otimização ambiental a partir de tecnologias fim-de-tubo com menores potenciais de preservação ambiental e recuperação de recursos que a segregação do efluente na fonte geradora. Assim, deve-se priorizar o aproveitamento dos recursos por tipo de efluente de forma descentralizada antes de considerar o aproveitamento dos recursos da ETE. Nesse sentido, as ferramentas da ecologia industrial apoiam a análise e comparação do desempenho dos sistemas de saneamento a nível de processo, cadeia de produção e região de estudo.

4 ESTADO-DA-ARTE DO APROVEITAMENTO DA URINA HUMANA NA AGRICULTURA

RESUMO: O objetivo deste capítulo foi apresentar um referencial teórico sobre o aproveitamento da urina humana na agricultura. A recuperação da urina humana abrange as etapas de coleta, armazenamento, tratamento, transporte e aplicação. Os nutrientes disponíveis na urina humana podem substituir aqueles de origem mineral. Assim, a oferta e demanda de nutrientes da urina humana foram estimadas para três municípios baianos. Salvador apresentou um perfil exportador de nutrientes da urina humana, enquanto Feira de Santana e Irecê possuem áreas suficientes para utilizar os nutrientes da urina humana das suas populações. Nesse sentido, recomenda-se um planejamento regional da oferta e demanda de nutrientes por área e período do ano para definir os cenários logísticos mais apropriados de aproveitamento da urina humana em grande escala. O engajamento da população feminina é essencial para o sucesso de um programa de aproveitamento da urina humana. Ademais, as instituições devem orientar e regular o aproveitamento da urina humana para promover a ampliação dessa prática com segurança.

Palavras-chave: Saneamento Baseado em Recurso. Saneamento Produtivo. Urina Humana. Reciclagem de Nutrientes. Economia Circular.

4.1 INTRODUÇÃO

O saneamento baseado em recurso prioriza a recuperação de materiais e energia a partir da fonte geradora para promover a efficientização dos recursos e produção de coprodutos no setor de saneamento. A abordagem intersetorial e interdisciplinar do saneamento baseado em recurso contribui para o gerenciamento integrado dos recursos naturais a partir de conhecimentos da agricultura, sociologia, higiene, saúde, urbanismo, economia e empreendedorismo (COHIM; KIPERSTOK, 2007). O ressurgimento do aproveitamento de excretas humanas na agricultura é uma das diretrizes do saneamento baseado em recurso, promovendo à preservação dos nutrientes e segurança alimentar (COHIM *et al.*, 2008). Dessa forma, os fluxos do efluente doméstico no saneamento baseado em recurso são segregados para o reúso da água e recuperação dos nutrientes de fonte secundária¹⁰, de modo a reduzir os custos do tratamento de efluente e poupar os recursos naturais (MAURER *et al.*, 2003; MAGID *et al.*, 2006; JÖNSSON *et al.*, 2004). Segundo Magid e outros (2006), os sistemas de saneamento baseado em recurso foram projetados a partir de tecnologias conhecidas e capazes de atender os critérios normativos e legais de saúde pública, custo, durabilidade, assim como os padrões de conforto e comodidade.

¹⁰ O material primário é aquele extraído da fonte natural, a exemplo de uma jazida mineral, enquanto o material secundário é aquele extraído de fonte antrópica, a exemplo de material reusado ou reciclado (EC, 2013).

4.2 REFERENCIAL TEÓRICO

O aproveitamento dos recursos naturais a partir da produção de coprodutos no saneamento baseado em recurso tem o potencial de gerar renda, diminuir despesas com insumos primários, aumentar a produtividade agrícola e tornar as regiões produtoras menos dependentes de insumos externos. Uma região que detém uma balança comercial de alimentos negativa (importa mais alimentos do que exporta) possui um potencial de oferta de fertilizantes de origem secundária para atender a produção interna de alimentos, considerando as perdas (RICHERT *et al.*, 2010). No entanto, o Brasil possui uma balança comercial positiva e demanda insumos de origem primária para atender a sua demanda de fertilizantes. Portanto, a redução das perdas e aproveitamento de fontes de secundárias de nutriente, a exemplo da urina humana, são estratégias para reduzir a sua dependência de fertilizantes minerais.

A estimativa de preço dos nutrientes da urina humana deve considerar a quantidade dos nutrientes contidos na urina e disponíveis para as plantas em relação ao preço dos mesmos nutrientes de fertilizantes comercializados no mercado local (RICHERT *et al.*, 2010). Os autores alertam que este método considera um aproveitamento dos nutrientes da urina pela planta da mesma forma que ela aproveita àqueles do fertilizante mineral, mas o P da urina é absorvido pela planta com uma maior eficiência. Eles sugerem aplicar um fator de eficiência de 90% para o fertilizante N da urina. Segundo os autores, a viabilidade econômica dos sistemas de saneamento baseado em recurso é influenciada pela distância de transporte, tempo de operação do projeto e preços dos fertilizantes e combustíveis. Eles exemplificam que um banheiro construído no Níger para atender uma família foi pago em menos de dois anos a partir da venda da urina como fertilizante com preços abaixo daqueles praticados no mercado local. Segundo eles, os experimentos demonstraram que o uso agrícola da urina humana apresentou ganhos de produtividade proporcionais àqueles com fertilizantes convencionais, entretanto o diferencial foi a redução dos custos.

Richert *et al.* (2010) afirmam que o mercado de fertilizante a partir da urina pode mudar a lógica predominante de investimentos na indústria de fertilizante primário, a qual é altamente subsidiada, para uma lógica que considera investimentos na indústria de fertilizante secundário a partir de sanitários ecológicos. Münch e outros (2012) defendem que o setor de saneamento tem um potencial de autossustentação financeira e fornecimento de múltiplos serviços,

principalmente nas sociedades menos favorecidas. Entretanto, o desafio é identificar soluções eficazes, escaláveis e viáveis de saneamento baseado em recurso para angariar recursos financeiros e implementar os projetos em grande escala (MÜNCH *et al.*, 2012).

A barreira sócio-cultural precisa ser enfrentada para ampliar a adoção do uso da urina humana na agricultura. François (2018) entrevistou 210 agricultores familiares do município de Serrinha, estado da Bahia, e identificou que a aceitação inicial da urina como um fertilizante foi de 67% dos entrevistados. A preferência dos entrevistados foi de utilizar a urina em culturas ingeridas após o cozimento ou naquelas sem o contato direto com a urina. Segundo o autor, o risco à saúde, nojo e odor foram identificados como barreiras do aproveitamento da urina, enquanto o processamento da urina com a adição de cinzas aumentou a sua aceitação.

O desempenho ambiental do aproveitamento dos recursos naturais a partir da fonte geradora, assim como a redução da demanda de insumos de fonte primária, tratamento dos resíduos e emissão de poluente devem ser analisados quantitativamente. O desempenho energético das práticas de saneamento com segregação dos recursos na fonte geradora é abordado no Capítulo 5 e Capítulo 6 a partir da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), enquanto o desempenho ambiental é abordado no Capítulo 6. Ademais, Richert e outros (2010) afirmam que a urina humana possui um baixo risco patológico, o qual é reduzido quando ela é armazenada em recipientes fechados (sem diluição ou pouco diluída). No entanto, o risco patológico aumenta se houver contaminação fecal na urina coletada (a exemplo de diarreia). As meninas e mulheres requerem uma atenção especial às suas necessidades de higiene nos sanitários ecológicos (RICHERT *et al.*, 2010). Segundo os autores, no período menstrual, o sangue se mistura à urina coletada no Sanitário Seco de Segregação de Urina (SSSU). Entretanto, eles afirmam que a quantidade de sangue menstrual geralmente é pequena na urina humana, apesar da coloração levemente avermelhada, de modo que as suas propriedades se mantêm inalteradas e sem prejuízo à sua higienização e aplicação na forma de adubo. Münch e outros (2012) afirmam que a falta de instalações sanitárias adequadas aumentam a vulnerabilidade feminina à violência, assim como afeta a sua saúde, bem-estar e dignidade.

O risco patogênico da urina humana é classificado como menor que aquele de estrume, lamas, fertirrigação com águas residuais e água de superfície contaminada, enquanto o armazenamento da urina a partir de uma semana de armazenamento reduz significativamente os seus riscos patogênicos (RICHERT *et al.*, 2010). A contaminação de fármacos na urina humana deve ser

monitorada para considerar um tratamento adicional quando necessário, enquanto a contaminação de metais pesados é desprezível (WHO, 2016). O conceito da abordagem multibarreira, caracterizado por um conjunto de medidas aplicadas no sistema de saneamento baseado em recurso, abrangendo desde o sanitário até a mesa do consumidor (Figura 20), deve ser utilizado na logística de aproveitamento da urina humana.

Figura 20 - Abordagem multibarreira de prevenção dos riscos de contaminação da cadeia de aproveitamento da urina humana.

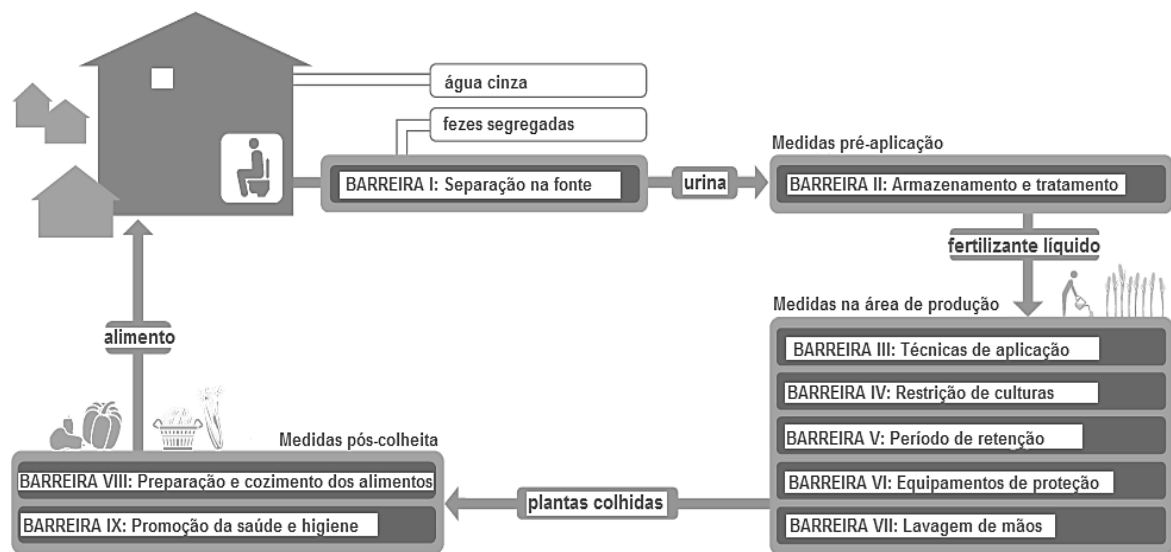


Figure by Robert Gensch

Fonte: Richert *et al.* (2010).

A urina humana coletada deve ser aplicada na agricultura após o seu tratamento, a exemplo do armazenamento. A urina deve ser aplicada na cultura agrícola até um mês antes da colheita. Richert e outros (2010) sugerem medidas adicionais de prevenção como a restrição das culturas do plantio àquelas não alimentares (a exemplo do algodão), a serem processados (a exemplo do trigo), cozidas antes do consumo (a exemplo da batata) e arbóreas que possuem uma distância entre solo e parte colhida. Cada barreira tem a função de reduzir os riscos patogênicos associados ao uso de excretas humanas. Os grupos de risco na logística de aproveitamento da urina humana são pessoas da coleta, trabalhadores do campo, comunidades locais e consumidores finais (RICHERT *et al.*, 2010). Assim, recomenda-se o uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPI) e Equipamentos de Proteção Coletiva (EPC) para prevenir possíveis riscos, mesmo eles sejam baixos, assim como a higienização após o manuseio. Os alimentos devem sempre ser lavados antes do consumo, enquanto as etapas de descascamento e cocção dos alimentos reduzem os riscos de contaminação microbológica (RICHERT *et al.*, 2010). A

Organização Mundial de Saúde (WHO, 2016) recomenda a implementação destas barreiras no intuito de reduzir o risco sanitário para o mínimo aceitável.

4.3 CARACTERÍSTICAS DA URINA HUMANA

A urina é um fertilizante de alta qualidade com macronutrientes (a exemplo de N, P, K, enxofre, cálcio, magnésio) e micronutrientes (RICHERT *et al.*, 2010). Santos e outros (2015) apresentaram as características da urina humana fresca coletada dos estudantes da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia para um experimento no *campus* (Tabela 3).

Tabela 3 - Características da urina humana.

| Parâmetro | Unidade | Quantidade |
|------------------------|--------------------|------------|
| pH | | 8,70 |
| Condutividade elétrica | dS m ⁻¹ | 24,30 |
| N-total | mg L ⁻¹ | 6 937,00 |
| P-total | mg L ⁻¹ | 923,00 |
| K ₂ O | mg L ⁻¹ | 1 483,00 |
| Ca ²⁺ | mg L ⁻¹ | 65,00 |
| Mg ²⁺ | mg L ⁻¹ | 10,00 |
| S | mg L ⁻¹ | 1 655,00 |
| Fe-total | mg L ⁻¹ | 1,63 |
| Mn-total | mg L ⁻¹ | 1,63 |
| Cu | mg L ⁻¹ | 0,88 |
| Zn | mg L ⁻¹ | 1,13 |
| Na | mg L ⁻¹ | 2 937,00 |
| Br | mg L ⁻¹ | 0,50 |
| Cl ⁻ | mg L ⁻¹ | 4 093,00 |

Fonte: Santos *et al.* (2015).

A coleta da urina humana na fonte geradora evita a contaminação dos seus nutrientes pela mistura com os fluxos de efluente marrom e cinza, assim como os processos de transporte e tratamento do efluente doméstico acrescido de água (RICHERT *et al.*, 2010). Entretanto, a presença de sais na urina humana pode ser uma barreira para sua aplicação em regiões de clima árido. Segundo Richert e outros (2010) a maioria dos solos afetados por sais se localizam em regiões de clima árido e semiárido. Eles recomendam o monitoramento dos solos nessas áreas para controlar os níveis de salinidade e utilizar os cultivo agrícolas tolerantes, a exemplo da banana e capim elefante. Ademais, os autores afirmam que as concentrações de P e K da urina são baixas comparadas àquela do N, dessa forma a urina muitas vezes não atende completamente a demanda de nutriente de algumas culturas agrícolas. Por outro lado, os autores

observaram que os danos causados nas plantas por insetos foram menores nas áreas fertilizadas com urina humana que naquelas com fertilizante mineral.

As quantidades de N e P dos alimentos ingeridos podem ser utilizadas para estimar a quantidade destes nutrientes na urina. Jonsson e outros (2004) apresentam um método para estimar os nutrientes N (Eq. 2) e P (Eq. 3) dos alimentos a partir de dados estatísticos, a exemplo daqueles da *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO).

$$N = 0,13 * (\text{proteína alimentar total}) \quad (2)$$

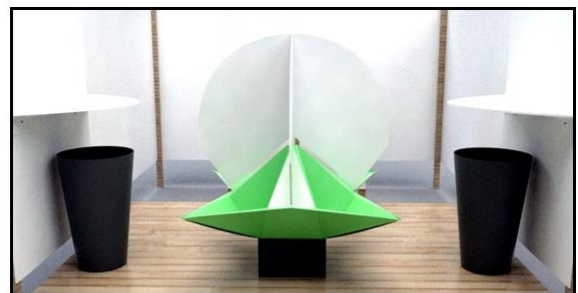
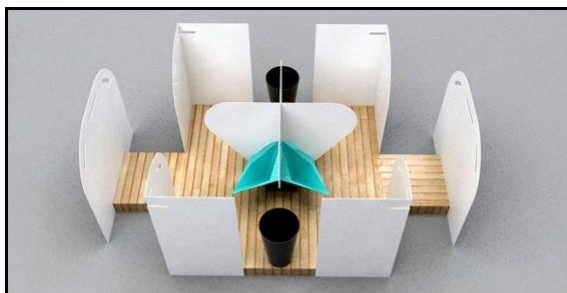
$$P = 0,011 * (\text{proteína alimentar total} + \text{proteína alimentar vegetal}) \quad (3)$$

A proteína vegetal contém em média duas vezes a quantidade de fósforo comparado a proteína de origem animal, portanto ela é contabilizada duas vezes na Eq. 3 (RICHERT *et al.*, 2010).

4.4 ASPECTO TECNOLÓGICO

O sistema de aproveitamento da urina humana é composto das etapas de coleta, armazenamento, transporte, tratamento e aplicação. A urina pode ser coletada em mictórios secos a partir de usuários de ambos os gêneros, feminino (Figura 21) e masculino (Figura 22).

Figura 21 - Modelo de mictório seco feminino.



Fonte: Peebetter (2018).

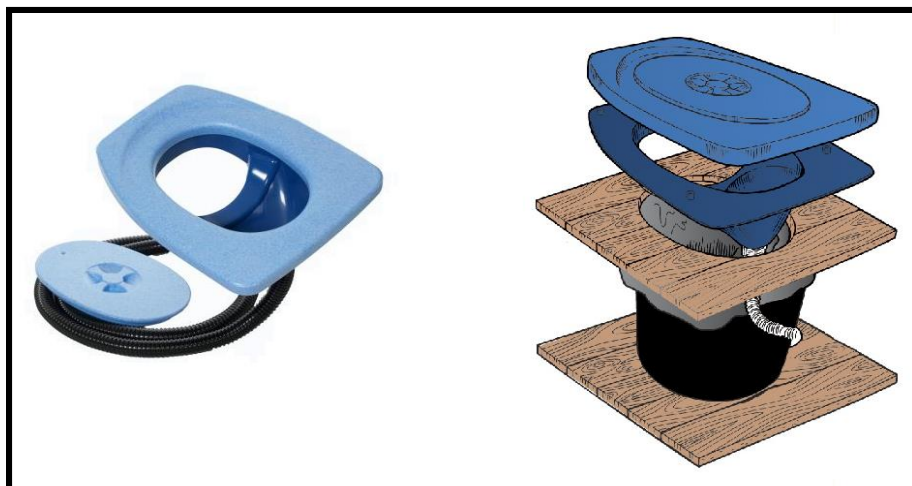
Figura 22 - Modelo de mictório seco masculino da Federação das Indústrias do Estado da Bahia (FIEB), Salvador-BA.



Fonte: Acervo do autor.

Os modelos de vaso sanitário separador de urina variam dos mais simples (Figura 23) até aqueles mais elaborados (Figura 24). Uma empresa do setor de sanitário separador de urina, a sueca *Seperett*, comercializa de acessórios como o *Privy 500* que é composto de um assento com tampa acoplada a uma mangueira para direcionar o líquido ao recipiente (Figura 23) para utilizar em vaso sanitário separador de urina, até modelos de vaso sanitário com incinerador de sólidos. O *Privy 500* é indicado para sanitários secos externos e custa 68 euros (SEPERETT, 2016).

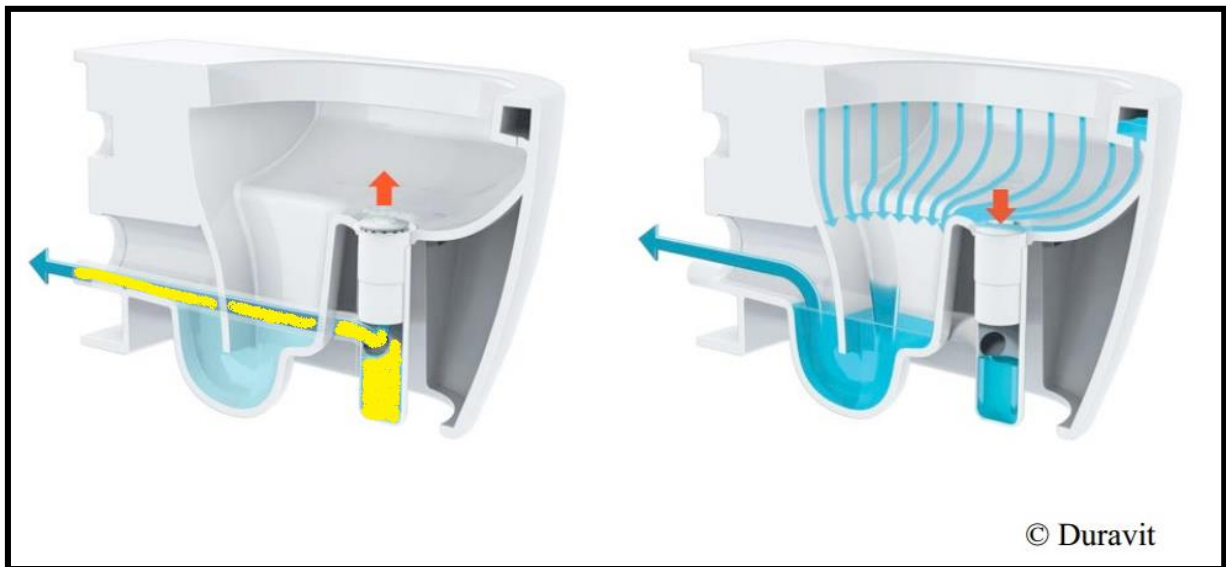
Figura 23 - Aparato separador de urina para sanitários secos.



Fonte: Seperett (2016).

A automação de processo em bacias sanitárias é promissora, a exemplo do sensor que detecta a presença de urina e abre a tubulação correspondente, enquanto fecha a tubulação da urina para a descarga das fezes (Figura 24).

Figura 24 - Bacia hidrosanitária separadora de urina controlada eletronicamente.

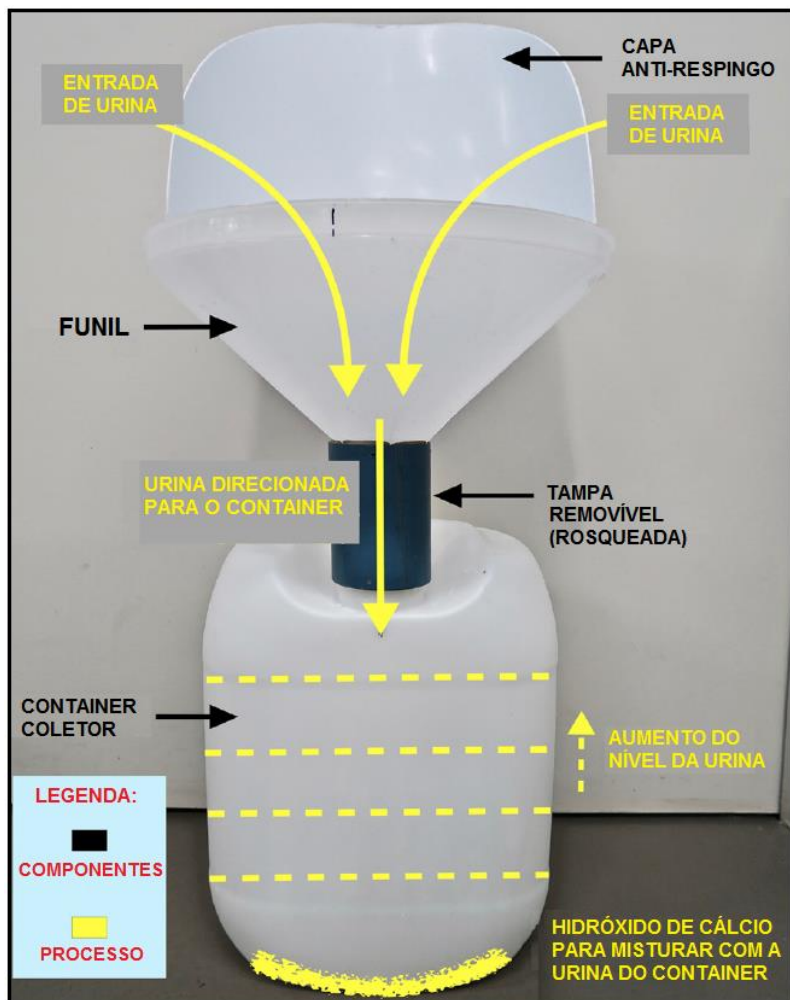


Fonte: Adaptado de Etter *et al.* (2016).

O mictório produtor de fertilizante (Figura 25) é uma solução simples formada a partir de três componentes: funil com capa antirrespingo, tampa removível e recipiente de armazenamento. Pode-se usar diferentes métodos para evitar emissões odoríferas e perdas de nitrogênio em mictório seco (CHARIAR; SAKTHIVEL, 2009). Flanagan e Randall (2018) recomendam a adição de hidróxido de cálcio (cal hidratada) para estabilizar o nitrogênio da urina humana coletada.

A etapa de tratamento da urina humana é recomendada para a higienização, redução de volume, estabilização de componentes, recuperação de nutriente e manuseio de micropoluentes (MAURER *et al.*, 2006). Segundo Richert e outros (2010), a etapa de armazenamento da urina é utilizada para promover a higienização e reservar os nutrientes até o período de adubação (Figura 26).

Figura 25 - Mictório móvel produtor de fertilizante.



Fonte: Traduzido de Flanagan e Randall (2018).

Figura 26 - Armazenamento da urina em pequena escala (tanque de 1 m³) (a) e grande escala (b).



(a)

Photo: Anna Richert



(b)

Photo: Ebba af Petersens, WRS Uppsala

Fonte: Richert e outros (2010).

A etapa de coleta e o transporte da urina humana é requerida quando os locais de maior concentração populacional (centros urbanos) possuem uma menor demanda de adubação que aqueles locais de menor concentração populacional (áreas periurbanas e rurais). Recomenda-se a utilização de uma bomba de sucção para coletar a urina humana em grandes recipientes de armazenamento. Um exemplo é o uso de caminhão de sucção à vácuo nas etapas de coleta e transporte da urina humana (Figura 27).

Figura 27 - Bombeamento da urina do tanque de armazenamento usando um caminhão de sucção a vácuo.



Fonte: Noe-Hays e outros (2015).

Deve-se considerar diferentes meios de transporte da urina humana por modal disponível, a exemplo do rodoviário, hidroviário, ferroviário e dutoviário. Ademais, a distância transportada é um parâmetro relevante para a viabilidade da logística da urina humana. Dessa forma, o Capítulo 6 apresenta um comparativo do desempenho energético e ambiental de diferentes distâncias de transporte da urina humana por caminhão.

O odor é culturalmente associado a patógenos, porém ele pode indicar também que a urina contém nutrientes, a exemplo do cheiro forte da amônia (RICHERT *et al.*, 2010). Zhang e outros (2013) observaram que a liberação inicial de NH_3 e ácidos graxos voláteis (principalmente o ácido acético, propanóico e butírico) durante o armazenamento da urina indicou um forte potencial odorífero. De acordo com Cohim e outros (2008), o nitrogênio da urina recém excretada está predominantemente na forma de uréia, a qual é hidrolisada pela enzima urease presente em diferentes microorganismos durante o armazenamento e produz amônio e bicarbonato. A liberação do bicarbonato alcaliniza o meio e favorece a inativação de patógenos, porém aumenta a volatilização da amônia. Richert e outros (2010) afirmam que a urina deve ser armazenada em recipiente fechado para evitar emissões de amônia. Cohim e outros (2008) constataram que a redução da superfície de contato entre urina e atmosfera favorece a preservação do nitrogênio. Os autores conduziram um experimento de armazenamento da urina, com e sem isolamento, e após dois meses os sistemas contendo urina pura apresentaram uma concentração de nitrogênio total de 16 g L^{-1} na presença de isolamento e $5,2 \text{ g L}^{-1}$ na ausência de isolamento. Ademais, a perda de nitrogênio na forma de amônia pode ser prevenida com o ajuste do pH da urina humana fresca para evitar a hidrólise da uréia a partir da acidificação ($\text{pH} \leq 4,0$), alcalinização ($\text{pH} \geq 10$) e uso de inibidores de urease (BONCZ *et al.*, 2016).

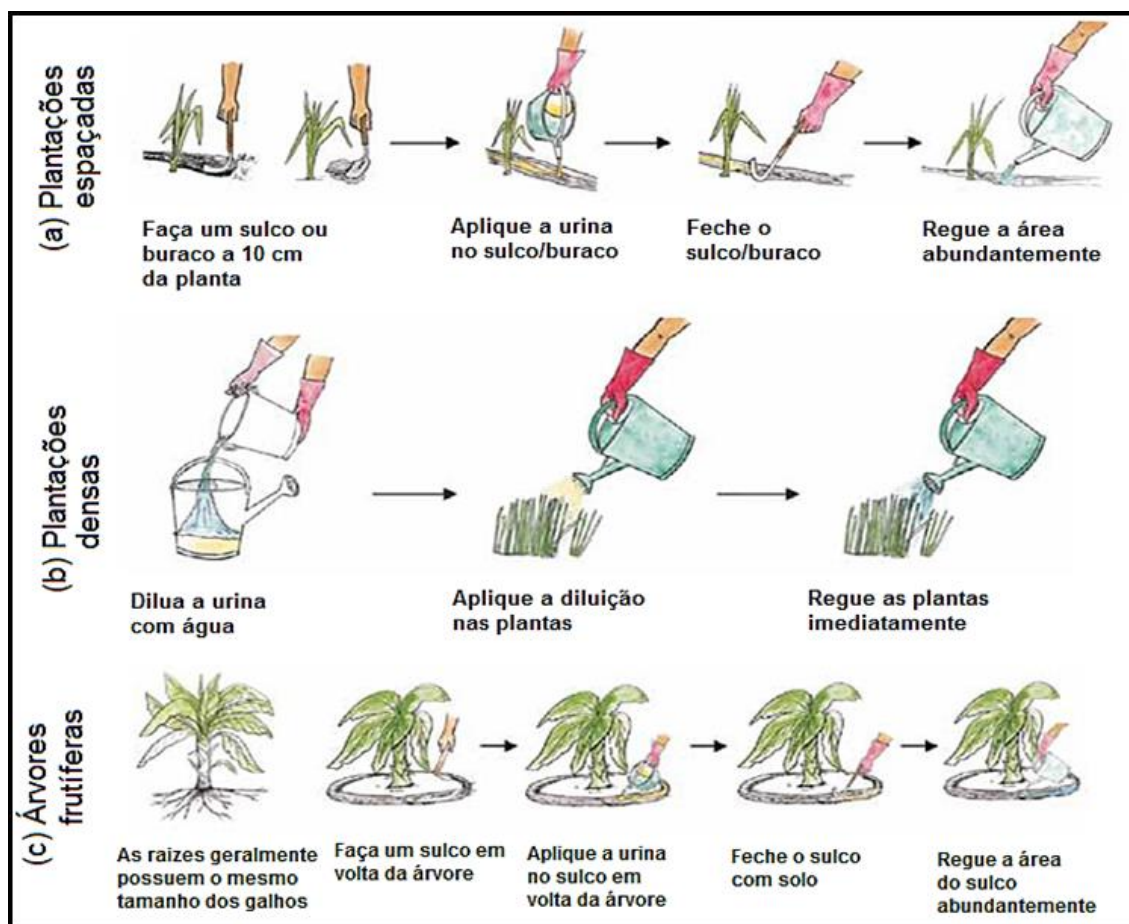
Richert e outros (2010) consideram que o armazenamento da urina à temperatura ambiente é uma opção de tratamento e o período de armazenamento varia de 1-6 meses em sistemas de grande escala e 0-1 mês em sistemas familiares. Segundo os autores, as temperaturas médias acima de $20 \text{ }^\circ\text{C}$ requerem 1 mês de armazenamento da urina e os prováveis agentes patogênicos remanescentes são os vírus, assim recomenda-se a aplicação da urina armazenada em culturas alimentares a serem processadas e forragens. Entretanto, eles indicam um período de armazenamento da urina de 6 meses em ambientes com temperaturas menores que $20 \text{ }^\circ\text{C}$, dessa forma deve ocorrer a completa inativação dos agentes patogênicos e sua aplicação é recomendada para todas as culturas agrícolas.

A higienização da urina humana a partir da pasteurização apresenta a vantagem da velocidade comparada ao armazenamento, porém recomenda-se utilizar uma fonte de energia limpa neste processo, a exemplo da solar (ATLEE *et al.*, 2019). O tratamento da urina com processos de redução do volume e concentração dos nutrientes estão em fase de desenvolvimento (escala laboratorial e piloto), são eles: nitrificação seguida de destilação (ETTER; UDERT, 2015);

evaporação térmica (ANTONINI *et al.*, 2012) com a aplicação de cinza de madeira (SOARES, 2018); precipitação do fósforo em estruvita (ETTER *et al.*, 2011) e hidroxiapatita (RANDALL *et al.*, 2016); *stripping* da amônia; adsorção (SIMHA *et al.*, 2018); fermentação (RICHERT *et al.* 2010); filtração por membrana (PRONK *et al.*, 2006); troca iônica (TARPEH *et al.*, 2017); eletrodialise; entre outros.

A aplicação da urina higienizada pode utilizar um regador, balde ou recipiente de coleta de modo a direcionar o fertilizante líquido para a área de alcance das raízes, sem encharcar todas elas (RICHERT *et al.*, 2010). De preferência, deve-se utilizar um recipiente com marcação de volume para aumentar a precisão da dose aplicada. Caso seja utilizado um recipiente metálico, deve-se lavar após a utilização para evitar a oxidação do metal. Os principais métodos de aplicação manual da urina em pequena escala são apresentados na Figura 28.

Figura 28 - Aplicação manual da urina em plantação espaçada (a), densa (b) e árvore frutífera (c).



Fonte: Traduzido de Richert e outros (2010).

A aplicação da urina higienizada próxima ao solo é recomendada para minimizar a sua dispersão

e reduzir o seu contato com as partes comestíveis da planta (RICHERT *et al.*, 2010). A aplicação da urina humana higienizada em maior escala pode utilizar um trator equipado com distribuidor de esterco líquido (Figura 29).

Figura 29 - Aplicação mecanizada da urina em plantações.



Fonte: Noe-Hays e outros (2015) (a); Global Dry Toilet Association of Finland (2017) (b).

A urina higienizada pode ser aplicada na fertirrigação em diluição com água, a uma taxa que depende da necessidade de nutriente e água da cultura agrícola, a qual deve ser intercalada com uma irrigação apenas de água (RICHERT *et al.*, 2010). Entretanto, a prática de fertirrigação com urina por gotejamento deve monitorar a potencial ocorrência de entupimentos provocados pela precipitação de sais em decorrência da água de diluição que geralmente contém magnésio e cálcio, porém os testes em campo de Richert e outros (2010) não registraram entupimento. A adubação com urina deve ser otimizada a partir da demanda de nutriente em diferentes fases do ciclo de vida da planta, considerando que a planta tem uma maior demanda na sua fase inicial de crescimento e uma menor demanda na sua fase reprodutiva. Regiões úmidas com uma alta pluviosidade durante o cultivo requerem aplicações mais fracionadas da urina para evitar a

perda dos nutrientes em um evento de chuva (RICHERT *et al.*, 2010). Segundo os autores, a urina é um fertilizante de rápida ação com uma maior concentração de nitrogênio em sua composição, assim a adubação a partir da urina pode ser complementada com a adição de composto orgânico e fertilizantes minerais de P e K. No entanto, o benefício de aumento da produtividade agrícola com a utilização de urina humana e dos fertilizantes minerais diminui em solos com baixa quantidade de matéria orgânica (RICHERT *et al.*, 2010). Segundo os autores, a matéria orgânica melhora a estrutura do solo e aumenta a atividade microbiana que favorece a absorção de nutriente pela planta devido aos microorganismos participarem da transformação de nutrientes para formas absorvíveis pela planta. Os autores não recomendam a adubação foliar com urina devido ao odor, perda de N, risco de toxicidade da planta e riscos sanitários. Ademais, o aumento do tempo entre a aplicação da urina e a colheita reduz o risco de transmissão de patógenos. Dessa forma, Richert e outros (2010) sugerem a pausa de adubação com urina a partir de 2/3 a 3/4 do tempo entre a semeadura e colheita, enquanto outros autores sugerem a pausa de um mês entre a última adubação com urina e a colheita para todas as culturas ingeridas cruas (WHO, 2016).

4.5 PRODUTIVIDADE

A urina de uma pessoa com a concentração de 7 g N L⁻¹ aduba uma área de 385 m² a⁻¹, com uma taxa de aplicação de 1,5 L de urina por m², considerando a demanda de 100 kg N (ha a)⁻¹ (RICHERT *et al.*, 2010). Segundo os autores, uma área de cultivo de milho adubada com 60 kg N ha⁻¹, atendida a partir da urina de 20 pessoas, produz 3 t ha⁻¹, enquanto a mesma área produziria 0,5 t ha⁻¹ sem o uso de adubo. Segundo Santos e outros (2015), o cultivo de grama bermuda em centros urbanos, perto da fonte geradora, é uma opção atrativa para a adubação com urina humana diluída devido a sua alta demanda de nutrientes. Os autores coletaram a urina durante 3 dias e utilizaram no experimento em até 4 dias após a coleta. Os tratamentos com adubação da urina humana receberam doses complementares de fósforo e potássio para atender a recomendação nutricional da grama bermuda. As taxas de diluição entre 5 mL L⁻¹ e 15 mL L⁻¹ apresentaram os melhores resultados. Eles constataram que a fertirrigação com urina humana diluída influenciou positivamente os níveis de micronutrientes presentes no tecido da planta e no solo.

Richert e outros (2010) alertam que é fundamental definir o objetivo das pesquisas experimentais de adubação com urina humana em detalhes. A geração de conhecimento para a

comunidade agrícola requer uma ampla experiência de manejo do cultivo para permitir uma análise estatística no período de 3-5 anos. Os autores destacam que é preciso especificar como as condições locais de clima, solo e água afetam uma cultura agrícola adubada com urina humana. Segundo eles, a diluição da urina aumenta o volume de insumo a ser espalhado no campo e conseqüentemente seus custos associados. Entretanto, eles afirmam que a diluição da urina reduz o odor perceptível, risco de superdosagem de nutriente e risco salinização do solo. Por precaução, eles recomendam a não exposição de todas as raízes da planta simultaneamente à urina humana, seja pura ou diluída, até a pessoa executora do experimento conhecer a tolerância da cultura agrícola.

4.6 SISTEMAS EM GRANDE ESCALA

Um ponto crucial para a viabilidade do sistema de aproveitamento da urina é a redução dos custos, de modo a reduzir a dependência de subsídios para operar o sistema. Segundo Richert e outros (2010), a experiência da Suécia e Burkina Faso demonstram que o preço do fertilizante da urina humana, orçado a partir dos fertilizantes minerais, não é suficiente para custear o seu sistema de aproveitamento, dessa forma necessita-se do apoio de um subsídio municipal ou da cobrança de uma taxa aos usuários do serviço. Segundo os autores, a transferência dos custos de tratamento terciário do efluente doméstico para o sistema de aproveitamento da urina pode viabilizar a sua implementação. Eles comentam que, na Suécia, a urina humana é aproveitada na agricultura e os agricultores estão contentes com o negócio, apesar da falta de uma instituição para regular a atividade. Um modelo de sistema de saneamento baseado em recurso de Burkina Faso é apresentado a seguir (Figura 30).

MARKARD; PARKINSON, 2011). As bacias sanitárias a vácuo demandam 1 L por descarga. As demandas de água na *Flintenbreite* são quase a metade dos valores médios alemães e os custos são 15-20% menores que aqueles dos serviços públicos predominantes, apesar da pequena escala.

Zhang e outros (2013) avaliaram a viabilidade e limitações da segregação de urina em um ambiente urbano tropical com alta concentração de pessoas. Eles afirmam que pode ser obtido um processo de urease sob condições otimizadas (34-40 °C, baixa diluição, concentração de urina > 40% e pouca contaminação fecal) equipado com um monitoramento preciso a partir da condutividade elétrica de modo a conter o odor e aumentar a aceitabilidade do sistema. Ademais, Richert e outros (2010) sugerem um esquema de controle de qualidade e certificação do uso de fertilizante da urina humana para apoiar a adoção deste produto, assim como ocorre para o uso do lodo de ETE e composto orgânico doméstico em diferentes países.

4.7 OFERTA E PLANEJAMENTO ESPACIAL

Os nutrientes da urina humana a partir da população de três municípios do estado da Bahia (Brasil) foram estimados para identificar a sua ordem de grandeza do seu potencial de utilização local. A oferta anual em potencial de nutrientes da urina humana foi estimada a partir do nitrogênio (nutriente de maior concentração na urina humana) para Salvador, Feira de Santana e Irecê (Tabela 4).

Tabela 4 - Oferta de adubo nitrogenado da urina humana em Salvador, Feira de Santana e Irecê.

| Parâmetros | Unidade | Salvador | Feira de Santana | Irecê | Fonte | Linha |
|---|--------------------------------|--------------|------------------|-----------|---------------------------------------|-------|
| População | un | 2 857 329,0 | 609 913,0 | 72 386,0 | IBGE (2019) ano base 2018 | L1 |
| Urina por pessoa | m ³ a ⁻¹ | 0,5 | 0,5 | 0,5 | Estimado em 1,5 L (p d) ⁻¹ | L2 |
| Urina por município | m ³ a ⁻¹ | 1 571 531,0 | 335 452,0 | 39 812,0 | L1*L2 | L3 |
| Concentração de nitrogênio na urina | kg m ⁻³ | 6,9 | 6,9 | 6,9 | Santos <i>et al.</i> (2015) | L4 |
| Nitrogênio da urina por município | kg a ⁻¹ | 10 843 564,0 | 2 314 620,0 | 274 704,0 | L3*L4 | L5 |
| Área adubada com a recomendação de 60 kg N ha ⁻¹ | ha | 180 726,0 | 38 577,0 | 4 578,0 | L5/60 (RICHERT <i>et al.</i> , 2010) | L6 |
| Área adubada (conversão de unidades) | km ² | 1 807,0 | 386,0 | 45,0 | L6*0,01 | L7 |
| Área do município | km ² | 693,0 | 1 304,0 | 319,0 | IBGE (2019) ano base 2017 | L8 |
| Área adubada do município | | 261% | 30% | 14% | L7/L8 | L9 |

Fonte: Elaboração do autor.

A adubação com a urina humana da população de Salvador excede a área do município devido à sua alta densidade demográfica de 3 859 hab km⁻² (IBGE, 2019), sem considerar que uma parcela da área do município está impermeabilizada pelas construções da área urbana. Por outro lado, Feira de Santana e Irecê possuem densidades demográficas menores, 416 hab km⁻² e 207 hab km⁻² respectivamente (IBGE, 2019), e toda a urina da população destes municípios pode ser utilizada para adubar suas áreas agrícolas como analisado no Capítulo 5 e Capítulo 6.

4.8 ASPECTO REGULATÓRIO

A carência de regulamentos sobre a utilização de excrementos humanos dificulta a implementação de soluções inovadoras de saneamento em muitos países (RICHERT *et al.*, 2010). Segundo os autores, essa situação é evidente no setor agrícola que utiliza fertilizantes secundários sem uma definição em termos legais. Münch e outros (2012) afirmam que a implementação e aumento de escala de sistemas de saneamento baseado em recurso é inibida por legislações fracas, não existentes ou proibitivas. Segundo eles, é necessário implementar

regulamentos de saneamento baseado em recurso que considerem o tipo de cultura, saúde ocupacional, higiene alimentar, entre outras medidas preventivas de gestão de risco.

Richert e outros (2010) sugerem uma organização do saneamento baseado em recurso a partir da identificação das partes interessadas, elaboração das políticas e estrutura jurídica, e definição das instituições para gerir a atividade. Segundo eles, a gestão do uso da urina humana na agricultura deve considerar as seguintes atividades: identificação das partes interessadas para definir os condutores da utilização da urina na produção vegetal; seleção dos agricultores e orientação na fase de planejamento; organização do ambiente de ouvidoria para a interação entre as partes envolvidas; e organização das comunidades locais que dispõem de uma capacidade para a execução e monitoramento do sistema. Eles exemplificam que a legislação sueca promove a reutilização de nutrientes e considera a sustentabilidade e proteção do meio ambiente em muitas políticas. Segundo eles, a política de meio ambiente da Suécia considera dezesseis normas de qualidade ambiental para as diferentes atividades. Eles descrevem que a meta de recirculação dos recursos naturais considerou uma recuperação mínima de 60% de compostos de fósforo do efluente doméstico para utilizar em terras produtivas a partir de 2015. Os autores afirmam que, apesar do enquadramento legislativo para a reutilização de nutrientes dos sistemas de saneamento na Suécia, faltam incentivos econômicos para ampliar o mercado de fertilizantes de origem secundária e integrar o saneamento baseado em recurso ao planejamento estratégico dos municípios.

De acordo com Richert e outros (2010), as principais ações para regulamentar o uso de urina em culturas agrícolas são: estabelecer o uso local e regional de excrementos em textos legislativos nacionais de saúde, saneamento, meio ambiente e agricultura; definir a terminologia correta sobre a utilização de excrementos em textos regulatórios; convidar legisladores de níveis local, regional e nacional para discutir a utilização de excretas humanas a partir de sistemas de saneamento; e elaborar o planejamento estratégico com metas para utilizar os excrementos em nível local, regional e nacional. O autor da tese sugere que iniciativa pública apoie a implementação e regulação da atividade até o sistema se tornar autossuficiente para contar com investimentos da iniciativa privada.

4.9 INSTITUIÇÕES

A *Sustainable Sanitation Alliance* (SuSanA) é uma rede iniciada em 2007 que promove conceitos de sustentabilidade no setor de saneamento. A SuSanA é uma rede aberta com mais de 120 organizações que trabalham em conjunto para promover o desenvolvimento de soluções sustentáveis de saneamento, em contextos urbanos e rurais, através do compartilhamento de conhecimentos e elaboração de publicações (LÜTHI *et al.*, 2011). O *Rich Earth Institute* é uma organização fundada em 2011 que atua na promoção e avanço do aproveitamento de recurso das excretas humanas através da pesquisa, demonstração em escala real e educação. A *Rural Revival and Restoration Engineering* (RUVIVAL) é um grupo de trabalho composto pelo Instituto de Gestão de Águas Residuais e Proteção da Água (AWW) da Universidade de Tecnologia de Hamburgo (TUHH) e instituições parceiras que atua no compartilhamento de conhecimento e capacitação de pessoas para restaurar e reconstruir áreas rurais (SCHALDACH, 2018). A *Toilet Board Coalition* (TBC) é uma coalizão de negócios que promove a liderança, orientação e investimento para acelerar a universalização do saneamento. A TBC considera que a economia do saneamento é formada de três segmentos: economia do vaso sanitário (acesso ao banheiro), economia circular do saneamento (aproveitamento dos recursos) e economia do saneamento inteligente (automação dos processos) (TBC, 2017). O *User Centered Design* (UCD), ou projeto centrado no usuário, é um conceito utilizado pela Fundação Bill & Melinda Gates com 40 profissionais de saneamento em diferentes partes do mundo para solucionar os desafios de saneamento (UCD, 2018).

4.10 CONCLUSÃO

A literatura consultada referente ao aproveitamento da urina humana na agricultura apresenta uma base de conhecimento inicial para apoiar diferentes partes interessadas na implementação dos projetos. Entretanto, a prática do aproveitamento da urina humana em escala real é fundamental para aprimorar as tecnologias desse sistema de produção e apoiar a regulação da atividade. A reciclagem dos nutrientes contidos na urina humana é promissora nos aspectos hídricos, energéticos, ambientais, econômicos, entre outros. Porém, deve-se analisar cada caso em específico para identificar quais cenários apresentam os maiores ganhos comparado às práticas predominantes.

5 SANEAMENTO BASEADO EM RECURSO: A CONTRIBUIÇÃO DA GESTÃO DA URINA HUMANA¹¹

RESOURCE-BASED SANITATION: THE ROLE OF HUMAN URINE MANAGEMENT

ABSTRACT: Advantages and barriers to recover nutrients from human wastes to reduce the impact of wastewater on water resources and, at the same time, give agricultural producers access to these valuable components have been presented. Although accepted by mainstream sanitation professionals, a roadmap to introduce resource-based sanitation proposals in large-scale conditions is demanded. Researchers of universities of the state of Bahia are gathering to build this road map for the northeast region of Brazil. This region is characterized by strong social and economic inequalities and a large semiarid territory subjected to severe droughts, and affected by the consequences of climate change. A nutrient balance of human urine production and agricultural demand was performed to indicate possible solutions required for a safe application of human urine and the infrastructure to be built to facilitate this objective. The fertilizer availability and water savings from human urine recovery showed the potential to zero the net energy balance and pay off a large fraction of the sanitation sector bill. The nutrient content of human urine can supply 75% of nitrogen, 31% of phosphorus and 31% of potassium recommended demand in *Portal do Sertão* region. Barriers to be overpassed are indicated and, for some of them, this work proposes paths to be followed.

Keywords: Circular Economy. Human Urine Recovery. Net-Zero Energy. Nutrient Recycling. Semi-arid Agriculture.

List of abbreviation, acronym and symbol

| | |
|------------------|------------------|
| BRL | brazilian real |
| dS | decisiemens |
| g | gram |
| h | hour |
| ha | hectare |
| K | potassium |
| K ₂ O | potassium oxide |
| kg | kilogram |
| km | kilometre |
| km ² | square kilometre |
| kWh | kilowatt hour |
| L | litre |
| m | metre |
| m ³ | cubic metre |
| N | nitrogen |
| p | person |
| P | phosphorus |

¹¹ Este capítulo foi preparado na forma de artigo a ser submetido numa revista internacional, portanto o idioma escolhido foi o inglês americano e seu estilo está de acordo com as orientações da revista. Também de acordo com as normas de publicação do periódico, o sistema de referenciamento das fontes citadas no corpo do texto e lista de referências declinam da conformidade com as NBR 10520 - *Information and documentation* e 6023 - *Information and documentation – References* da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

| | |
|-------------------------------|----------------------|
| P ₂ O ₅ | phosphorus pentoxide |
| t | tonne |
| USD | united states dollar |
| y | year |

5.1 INTRODUCTION

Sanitation systems are socio technological assemblies connecting elements such as cultural values, technology, users and markets, laws and regulations, maintenance networks and productive systems (Geels 2005). The current sanitation paradigm has evolved together with these elements since the second half of the 19th century, replacing decentralized or individual water supply systems and excreta application for fertilization of agricultural land. Technological artefacts such as flush toilets were decisive for this transition. Invented in the 18th century, it was criticized for diluting the excreta and degrading the quality of its fertilization role. Nevertheless, for socio-economical reasons, even today, they are not used by large parts of the low-income population in the world.

In the 19th century, resources were abundant at global scale in relation to population size and consumption rate. Steam navigation opened the doors to new agricultural frontiers for food supply in Europe. As natural fertilizers became rare and expensive, the need for industrialized substitutes induced the discovery of ammonia synthesis and its large-scale production by the middle of the 20th century. As a result, society has been concentrating reactive nitrogen in the planet's environmental compartments for decades in order to maintain high crop yields. However, predominant agriculture practices result in soil degradation and a negative nutrient balance, which requires additional nutrient, water and energy inputs.

Nitrogen that is absorbed by plants and animals in different forms is incorporated into proteins and used to feed the population. Almost all the nitrogen content in food proteins is excreted from an adult human body, which constitutes 11% of anthropogenic nitrogen release into ecosystems (Sutton *et al.* 2013), mostly through urine. Excreted nutrients from the human body are transported using drinking water and energy in the water and wastewater transportation and treatment stages, when these systems are in place. Usually, nutrients in wastewater are finally disposed in water bodies either from soil application or directly from inadequate wastewater systems. In both cases, water quality is compromised.

Population growth in the last 150 years and, more recently, increasing consumption patterns, represented by the expansion of the global economy, put enormous pressure on the natural resources and exceeded some of the planetary boundaries. Authors such as Rockstrom *et al.* (2009) and Steffen *et al.* (2015) refer to the deposition increase of nitrogen and phosphorus into ecosystems as one of the environmental pressures that have gone beyond acceptable boundaries. Therefore, there is an urgent need to adjust the sanitation paradigm to current conditions in order to restore the necessary environmental balances, reworking the concept of excreta as a resource to be managed and not as a waste to be treated and disposed.

Human urine segregation and use represents a large step in resource-based sanitation since it contains over 80% of nitrogen and 50% of phosphorus in only 1% of total volume of domestic wastewater (Larsen & Gujer 1996). While human urine has a very low pathogenic load, contamination can occur from faeces and it can also carry pharmaceutical compounds. The latter actually represents an additional advantage of human urine segregation, since it concentrates most of the pharmaceuticals from human excreta (Lienert *et al.* 2007), enabling adequate treatment. Besides, there are a number of treatment options to overcome these and other challenges associated to human urine use.

The transition to a sustainable paradigm should consider all the elements of sanitation systems, paying attention to short-term socio economical arrangements to be built. This work is a first step for building a roadmap towards resource-based sanitation in a semi-arid region in north-eastern Brazil. It presents a broad view of Brazil's situation, analyzes the energy balance of fertilizer availability and water savings from human urine recovery and exemplifies with a case study of Feira de Santana municipality, located within the *Portal do Sertão* region in the state of Bahia (Brazil). Finally, further challenges and considerations are discussed to promote human urine recovery and make it feasible.

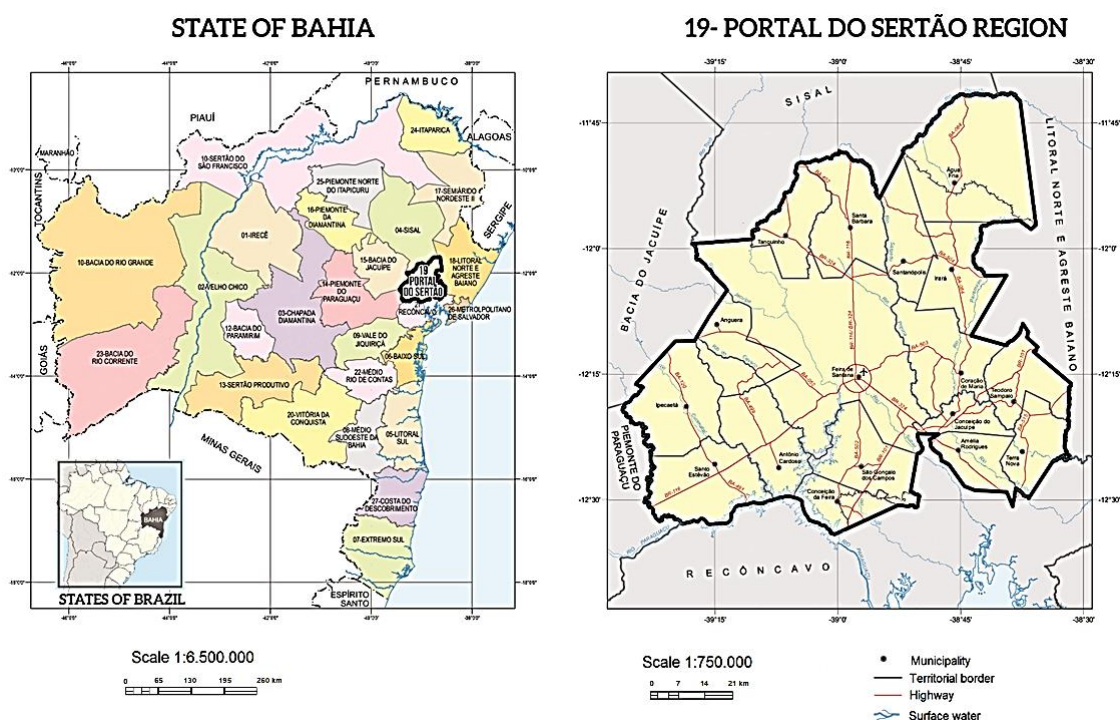
5.2 METHODS

Nutrient balances of nitrogen, phosphorus and potassium were estimated to identify the potential of mineral fertilizer substitution by human urine in Brazil. A description of the characteristics and handling stages of human urine was obtained from scientific and technical sources. Thereafter, the energy balance of nitrogen and phosphorus fertilizer supply from human urine

was estimated based on representative data, cited accordingly, for *Portal do Sertão* and Brazilian scenarios, considering a life cycle approach. Besides, economic aspects were estimated to analyze the potential savings from human urine recovery in *Portal do Sertão*.

A regional nutrient balance was performed to identify the scale of interaction between human urine availability and nutrient demand in agricultural areas. Calculations were performed for two areas from a larger region named Portal do Sertão that contains 17 municipalities, mainly rural ones, to a rural district in Feira de Santana municipality. Geographical and social characteristics of the urban and rural settlements, along with the agricultural activities, were obtained from official documents. *Portal do Sertão* (Figure 31) is a consortium of 17 municipalities sponsored by the state government to foster social and economic development in a sustainable way.

Figure 31 - *Portal do Sertão* region and Feira de Santana municipality in the state of Bahia, Brazil.



Source: Adapted from SEI (2010).

The estimated population of Portal do Sertão region was 973 555 inhabitants in 2017, 64% of them living in Feira de Santana (SEI 2017) which is the second largest municipality of Bahia in population. Feira de Santana has an area of 1 304 km² (IBGE 2019) and around two thirds of the land is for farming, mainly livestock, but also agriculture by small farms. The three main cultivations in Portal do Sertão region are maize (42%), beans (39%) and cassava (18%), which

represented 98% of the planted crop area in the region in 2017 (IBGE 2018). Using basic techniques, almost rudimental ones, and without irrigation, the crop yields of the harvested area in *Portal do Sertão* region were $0.49 \text{ t (ha y)}^{-1}$ of maize, $0.38 \text{ t (ha y)}^{-1}$ of beans and 11 t (ha y)^{-1} of cassava on average in the period of 2008-2017 (IBGE 2018). These cultivations can achieve larger yields when they are properly fertilized, as the productivity of *Portal do Sertão* region represented 10%, 39% and 77% of the national productivity averages for maize, beans and cassava crops, respectively, in the same period (IBGE 2018). In addition, the land fertilization in the region may reduce production losses as the planted areas in the region are larger than harvested ones (Table 5). However, mineral fertilization is not common in *Portal do Sertão* region as fertilizer prices cannot be afforded by small producers. The estimated demand of fertilizers for one crop cycle per year is shown in Table 5.

Table 5 - Crop production in *Portal do Sertão* region and potential fertilizer demand per crop cycle.

| Crop | Planted area (ha) ⁱ | Harvested area (ha) ⁱ | Produced amount (t) ⁱ | N (t y ⁻¹) | P ₂ O ₅ (t y ⁻¹) | K ₂ O (t y ⁻¹) |
|-----------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|------------------------|--|---------------------------------------|
| Maize ⁱⁱ | 27 325 | 23 618 | 11 625 | 3 279 | 628 | 683 |
| Beans ⁱⁱⁱ | 26 864 | 23 781 | 9 068 | 537 | 1 612 | 806 |
| Cassava ^{iv} | 18 498 | 18 080 | 200 764 | 555 | 1 110 | 740 |
| Others ^v | 9 525 | 9 140 | 296 960 | 571 | 286 | 286 |
| Total | 82 212 | 74 620 | 517 987 | 4 943 | 3 636 | 2 515 |

ⁱ Crop area and production are based on ten years average, 2008-2017 (IBGE 2018).

ⁱⁱ Maize demands 120 kg N (Martins *et al.* 2015), 23 kg P₂O₅ and 25 kg K₂O per hectare per cycle (FAO 2004).

ⁱⁱⁱ Beans demand 20 kg N, 60 kg P₂O₅ and 30 kg K₂O per hectare per cycle (Manos *et al.* 2013).

^{iv} Cassava demands 30 kg N, 60 kg P₂O₅ and 40 kg K₂O per hectare per cycle (Souza *et al.* 2009).

^v Other crops such as sugarcane, pineapple, sweet potato, tomato, peanut, tobacco, watermelon and castor bean, it was considered an average demand of 60 kg N, 30 kg P₂O₅ and 30 kg K₂O per hectare per cycle.

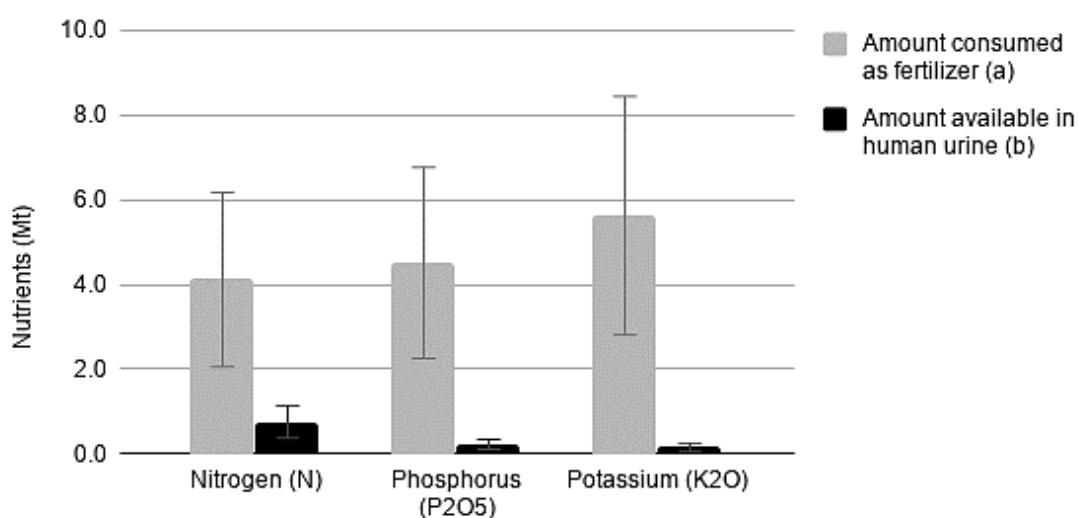
A production of 533 million litres of urine per year can be expected in human urine segregation from the entire population of *Portal do Sertão* region with a *per capita* production of 1.5 litres a day, which is a common value found in the literature (Rose *et al.* 2015). Therefore, *Portal do Sertão* region might produce 3 699 t N, 1 123 t P₂O₅ and 789 t K₂O per year, considering a concentration of 6.94 g N, 0.92 g P and 1.48 g K₂O per litre of human urine (Santos *et al.* 2015). We assumed a 50% coefficient of variation for fertilizer potential demand and its production from human urine.

5.3 RESULTS AND DISCUSSION

5.3.1 The big picture: nutrients balance in Brazil

The Brazilian agriculture is based on a wide variety of producers, going from large farms to small properties. In terms of international trade, Brazilian agribusiness exported 84.9 billion dollars compared to 13.6 billion dollars of imports in 2016 (AGROSTAT 2017). Considering the amount of agricultural produce, the human urine recovery from the entire population represented 19% of nitrogen, 5% of phosphorus and 3% of potassium demands for agricultural fertilization (Figure 32).

Figure 32 - Nutrient consumed in agriculture and available from human urine in Brazil in 2014.



Source: (a) FAO (2017); (b) Santos *et al.* (2015); and authors.

Nutrient losses occur along the supply chain until food is ingested. Agricultural systems absorbed only 51% of nitrogen, 50% of phosphorus and 77% of potassium from applied fertilizers in 2016 (Cunha *et al.* 2018). In addition, only 6% of nitrogen and 4-15% of phosphorus from livestock is turned into food (Sutton *et al.* 2013). Therefore, human urine recovery contributes to improve the nutrient use efficiency as suggested by Sutton *et al.* (2013).

5.3.2 Technological routes to recover human urine nutrients and their feasibility

Nutrient recovery from human urine still faces major challenges such as: (1) high nutrient dilu-

tion in urine when compared to that of mineral fertilizers; (2) nitrogen loss by ammonia volatilization; (3) possible contamination with faecal pathogens; (4) presence of pharmaceutical compounds; (5) cultural aspects. Methods to tackle the first four challenges by means of processes for concentration, stabilization, storage, mineral precipitation, respectively, among others, are being studied and were reviewed by authors such as Maurer *et al.* (2006) and Randall & Naidoo (2018). An extended discussion of these options is beyond the scope of this manuscript though.

An initial strategy to recover human urine points to the use of male and female waterless urinals and urine-diverting toilet (NoMix) (Tilley *et al.* 2014) in large-scale, which can be promoted by universities (Chrispim *et al.* 2017) and public buildings (Blume & Winker 2011). The recovery of nutrients from human urine can start in urinals of non-residential buildings (e.g. education and work places), as the users prefer to defecate at home and a large share of urine can be collected outside of it (Cheung *et al.* 2009). For instance, 77% and 81% of the toilet use by female and male users, respectively, at the Polytechnic School of the Federal University of Bahia was for urinating, while at the airport of Salvador in the state of Bahia (Brazil) this number rises to 97% (female and male) (Cheung *et al.* 2009). Nevertheless, the men's bathroom design encourages the use of toilets for urination instead of urinals due to the larger share of toilets versus urinals, considering the lower defecation demand in comparison to urination, and low privacy offered by the urinals (Cheung *et al.* 2009). In contrast, female users are forced to use the toilets for urination due to lack of choice, but they generally avoid direct contact with the equipment that was designed to be used in the sitting position (Kiperstok *et al.* 2010). Therefore, an adequate and ergonomical design of female urinals, along with sufficient privacy, are essential to stimulate their use in detriment to common toilet use (Kiperstok *et al.* 2010). A simple waterless urinal built with a plastic funnel and a collection tank does not require connection to the sewage line to operate and can be implemented in different types of buildings (Flanagan & Randall 2018). Low cost odour control devices can be used in urinals to increase their acceptability (Chariar & Sakthivel 2009). This way, a large amount of urine can be collected from such buildings with a low investment due to the high number of visitors on a daily base.

Stabilization of human urine by adding 10 g of calcium hydroxide per litre (Randall *et al.* 2016), e.g. using a passive dosing system in the urinals (Flanagan & Randall 2018), is suggested to avoid odor from ammonia volatilization, preserve nitrogen content, precipitate phosphorus and

inactivate pathogens. Storage of human urine is a simple treatment option that is time dependent, in which the time to reduce 90% of the initial concentration of microorganisms is less than 5 days for gram-negative bacteria, 1 month for cryptosporidium, and 1-2 months for virus (WHO 2016). Therefore, it is recommended to store human urine at temperature above 20 °C prior to application during 1 month for processed foods and fodder crops and 6 months for raw consumed crops, plus 1 month of retention period (WHO 2016). Richert *et al.* (2010) classify the pathogenic risk of human urine use in agriculture as lower than the one of sludge, manure and fertigation with treated wastewater or contaminated surface water. In addition, human urine is classified as free of heavy metal related risks (WHO 2016).

The pharmaceuticals discharge into wastewater streams from human excreta are of concern as they can reach the aquatic environment. Removing diluted pharmaceuticals in low concentrations from wastewater streams remains unfeasible objective for humankind at the moment. Membrane and advanced treatment processes in wastewater treatment plants are capable of removing pharmaceuticals, but at high cost and energy expenditures (Michael *et al.* 2013). This cost can be reduced when treating only source-separated human urine. Lienert *et al.* (2007) analyzed 212 active pharmaceutical ingredients and showed that 64% of them were excreted via urine and 35% via faeces on average. Therefore, source-separated human urine can protect surface water pollution from pharmaceutical loads, to some extent, as wastewater treatment plants are not prepared to effectively remove these substances (Winker 2009). Urine segregation allows the separation of contaminants for specific treatment of potential health hazards components prior to agricultural application (Bischel *et al.* 2015). On the other hand, the potential negative effects of pharmaceutical residues in source-separated human urine are not well understood (Simha & Ganesapillai 2017) due to lack of available information regarding their accumulation in soils, transfer to water bodies, and uptake by crops from plant fertilization (Karak & Bhattacharyya 2011). Pharmaceutical residues, in particular water-soluble substances, are excreted via human urine and those that are not easily biodegraded can accumulate in plants fertilized with it and enter the human food chain (Munoz-Ardila *et al.* 2018). However, Boer *et al.* (2018) tested bioaccumulation of five pharmaceuticals in tomato from human urine struvite-sorbent fertilizers and the contamination levels were insignificant, below the acceptable daily intake limits. Barley crop fertilized with human urine presented pharmaceutical and hormone concentrations in soil below the detection limits, while they were not detected in measurable amounts in Barley grain, apart from progesterone (Viskari *et al.* 2018). This compound may be formed by the plants themselves though as there was no extractable progesterone found

in the soil at the end of the growing season (Viskari *et al.* 2018). Phytotoxicological effects from pharmaceuticals are plant and compound specific (Schmidt & Redshaw 2015). In a precautionary approach, the Swiss Federal Office of Agriculture temporarily allowed the use of human urine fertilizer for ornamental purposes until there is sufficient proof that all pharmaceutical residues were eliminated or degraded to negligible concentrations (Etter *et al.* 2016).

5.3.3 Energy balance and economic aspects of human urine recovery

The energy balance of nutrient recovery from human urine is presented in Table 6, considering that collection of neat urine reduces the demand of tap water supply and wastewater treatment, while it avoids mineral fertilizer production. It was considered only nitrogen and phosphorus flows in the energy balance as they receive more attention in the sanitation sector than potassium ones. Human urine treatment strategies such as a combination of hydroxyapatite precipitation to recover phosphorus (Randall *et al.* 2016) and membrane filtration to concentrate nitrogen in the solution (Pronk *et al.* 2006) present a technological route to reduce volume, produce two types of fertilizer (solid and liquid ones) and remove pathogens and pharmaceutical residues.

Energy balance favours human urine segregation and nutrient recovery compared to wastewater treatment and production of mineral fertilizers (Table 6). For mineral fertilizer production, 16 kWh are spent per kg of N as ammonia (7%) and urea (93%), while 10 kWh are spent per kg of P as triple superphosphate (Table 6). When nutrients should be removed from wastewater, which is an absent practice in the vast majority wastewater treatment plants worldwide, an additional energy demand of 12 kWh per kg N and 13 kWh per kg P are required (Maurer *et al.* 2003). More than 80% of N and 50% of P are expelled from our bodies through urine, resulting in 3.8 kg N and 0.5 kg P per person per year (Santos *et al.* 2015). By adding the energy demand values of fertilizer production and nutrient removal with those of flush water supply and wastewater treatment from urination in the toilet (Table 6), one arrives at 182 kWh of energy that can be saved per person per year when its urine is properly managed to reach agricultural sites.

Table 6 - Energy balance of nutrient recovery (nitrogen as N and phosphorus as P) from human urine along the life cycle for *Portal do Sertão* (detailed) and Brazilian scenarios.

| Estimate | Unit | <i>Portal do Sertão</i> | | Brazilian | Source | Line |
|--|------------------------------------|-------------------------|------|-------------|---|------|
| | | scenario | P | scenario | | |
| | | N | P | N and P | | |
| Nutrient available in human urine | kg (p y) ⁻¹ | 3.8 | 0.5 | Same amount | (a) | L1 |
| Energy demand of mineral fertilizer production | kWh kg ⁻¹ | 16.5 | 10.0 | Same amount | (b) | L2 |
| Energy demand of mineral fertilizer production based on nutrient available in human urine | kWh (p y) ⁻¹ | 63.0 | 5.0 | Same amount | L1*L2 | L3 |
| Subtotal of primary energy credits from human urine nutrients | kWh (p y) ⁻¹ | 68.0 | | Same amount | Sum of L3 figures | L4 |
| Water demand of toilet flush | m ³ (p y) ⁻¹ | 13.0 | | Same amount | (c) | L5 |
| Energy demand of water supply | kWh m ⁻³ | 3.5 | | 2.1 | (d) | L6 |
| Subtotal of primary energy credits from avoided water supply for neat urine collection | kWh (p y) ⁻¹ | 42.0 | | 28 | L5*L6 | L7 |
| Wastewater generation from toilet flush | m ³ (p y) ⁻¹ | 11.0 | | Same amount | (e) | L8 |
| Energy demand of wastewater treatment | kWh m ⁻³ | 1.9 | | Same amount | (f) | L9 |
| Subtotal of primary energy credits from avoided wastewater treatment of neat urine collection | kWh (p y) ⁻¹ | 20.0 | | Same amount | L8*L9 | L10 |
| Energy demand of nutrient removal in wastewater treatment | kWh kg ⁻¹ | 12.0 | 13.6 | Same amount | (g) | L11 |
| Energy demand of nutrient removal from human urine at wastewater treatment | kWh (p y) ⁻¹ | 46.0 | 7.0 | Same amount | L1*L11 | L12 |
| Subtotal of primary energy credits from avoided nutrient removal at wastewater treatment for neat urine collection | kWh (p y) ⁻¹ | 52.0 | | Same amount | Sum of L12 figures | L13 |
| Total of primary energy avoided potential from human urine recovery | kWh (p y) ⁻¹ | 182.0 | | 168 | L4+L7+L10+L13 | L14 |
| Energy demand of human urine processing | kWh kg ⁻¹ | 8.0 | 0.9 | Same amount | (h) | L15 |
| Energy demand of human urine processing per person | kWh (p y) ⁻¹ | 31.0 | 0.5 | Same amount | L1*L15 | L16 |
| Energy demand of human urine transportation | kWh (t.km) ⁻¹ | 0.6 | | Same amount | (i) | L17 |
| Mass of collected human urine | kg (p y) ⁻¹ | 550.0 | | Same amount | (j) | L18 |
| Mass of processed human urine fertilizer | kg (p y) ⁻¹ | 110.0 | 3.0 | Same amount | (h) for N; (l) for P; | L19 |
| Distance of collected and processed human urine fertilizer per trip | km | 20.0 | | Same amount | (m) | L20 |
| Energy demand of human urine transportation per person | kWh (p y) ⁻¹ | 16.0 | | Same amount | L17*((L18*L20+(Sum of L19 figures)*L20)*2)/1000 | L21 |
| Subtotal of primary energy demand for human urine processing and transportation | kWh (p y) ⁻¹ | 47.0 | | Same amount | (Sum of L16 figures)+ L21 | L22 |
| Net primary energy avoided potential from human urine fertilizer | kWh (p y) ⁻¹ | 135.0 | | 121.0 | L14-L22 | L23 |
| Water demand per person | m ³ (p y) ⁻¹ | 41.0 | | 56.0 | (n) | L24 |
| Wastewater generation per person | m ³ (p y) ⁻¹ | 33.0 | | 45.0 | (e) | L25 |
| Energy demand of sanitation (water and wastewater) per average person in Brazil (o) | kWh (p y) ⁻¹ | 161.0 | | 150.0 | L25*0.449 | L26 |
| Fraction of potential avoided gross energy of human urine recovery from sanitation | | 113% | | 112% | L14/L26 | L27 |
| Fraction of potential avoided net energy of human urine recovery from sanitation | | 83% | | 81% | L23/L26 | L28 |

- (a) 1.5 L (p day)⁻¹; 6.94 g N L⁻¹ and 0.92 g P L⁻¹ (Santos *et al.* 2015).
- (b) 7% of N in stabilized human urine as ammonia and 93% as urea (Randall *et al.* 2016). The inventory of ammonia production *Ammonia, liquid {RoW}| ammonia production, steam reforming, liquid | Alloc Rec, U* based on Althaus *et al.* (2007) and of urea production *Urea, as N {RoW}| production | Alloc Rec, U* was based on Nemecek & Kagi (2007), both from ecoinvent database (Moreno-Ruiz *et al.* 2016), and considered 12.7 kWh kg⁻¹ of ammonia as N and 16.8 kWh kg⁻¹ of urea as N with Cumulative Energy Demand (CED) indicator (Jungbluth & Frischknecht 2010) on Simapro 8.4 software (Goedkoop *et al.* 2016). Energy demand of P fertilizer production considered 10 kWh (kg P)⁻¹ (Maurer *et al.* 2003).
- (c) 6 urinations per 24 h (Rose *et al.* 2015); 6 L of water per toilet flush (Silva *et al.* 2014).
- (d) The primary energy demand of water supply was based on Guanais *et al.* (2017) for *Portal do Sertão* scenario and includes water losses, chemicals, transportation and replacement of pipes. The Brazilian scenario also considered the primary energy demand from Guanais *et al.* (2017) adapted with Brazilian average electricity consumption for water supply (Brasil 2018).
- (e) Assumed 80% of water turned into wastewater (Embasa 2018).
- (f) The inventory of *Wastewater, from residence {RoW}| treatment of, capacity 1.1E10l/year | Alloc-rec, U* based on Doka (2009) from ecoinvent database (Moreno-Ruiz *et al.* 2016) considered 0.22 kWh of electricity per m³ of treated wastewater, including chemicals, transportation, infrastructure and waste treatment with CED indicator on Simapro 8.4.
- (g) Maurer *et al.* (2003).
- (h) 8 kWh (kg N)⁻¹ for 80% volume reduction of stabilized human urine with reverse osmosis (Maurer *et al.* 2003) and 0.9 kWh (kg P)⁻¹ for precipitation of phosphorus as hydroxyapatite considering 1.5 L (p day)⁻¹ * 365 day y⁻¹ * 0.010 kg lime L⁻¹ (Randall *et al.* 2016) * 0.17 kWh (kg lime)⁻¹. The lime production considered the inventory of *Lime {GLO}| market for | Alloc Rec, U* based on Kellenberger *et al.* (2007) from ecoinvent database (Moreno-Ruiz *et al.* 2016) with CED indicator on Simapro 8.4.
- (i) The inventory of *Transport, freight, lorry, unspecified {GLO}| market for | Alloc Rec, U* based on Spielmann *et al.* (2007) from ecoinvent database (Moreno-Ruiz *et al.* 2016) considered 0.6 kWh (t.km)⁻¹ with CED indicator on Simapro 8.4.
- (j) 1.5 L (p day)⁻¹ * 365 day y⁻¹.
- (l) 18% of P in hydroxyapatite, Ca₅(PO₄)₃(OH) (Randall *et al.* 2016);
- (m) Estimated based on average distance per trip in *Portal do Sertão* region, totaling four trips (one round trip between the household and the processing unit and one round trip between the processing unit and the farm).
- (n) Average water demand of 112 L (p day)⁻¹ in the northeast region of Brazil for *Portal do Sertão* scenario and 154 L (p day)⁻¹ for Brazilian scenario, base year 2016 (Brasil 2018).
- (o) Population in Brazil with access to tap water (93%) and wastewater treatment (44%), base year 2016 (Brasil 2018).

The average water demand of a person in the Brazilian northeast region was 112 L per day in 2016 (Brasil 2018), which results in 41 m³ per year, and we considered that 80% of this amount is turned into wastewater. The water supply in *Portal do Sertão* region demands 1.89 kWh of electricity per m³ (Guanais *et al.* 2017), while wastewater treatment demands 0.22 kWh of electricity per m³ on average (Moreno-Ruiz *et al.* 2016). Therefore, the primary energy demand of sanitation per person was 161 kWh per year considering the sanitation coverage of 93% for water supply and 44% for wastewater treatment (Brasil 2018). The potential energy savings represents 113% of energy demand for sanitation purposes per person in *Portal do Sertão* region, which means that nutrient recovery from human urine can compensate the sanitation energy demand.

Considering energy balance of urine treatment options, phosphorus from separated urine can be recovered as hydroxyapatite using 0.9 kWh (kg P)⁻¹ and liquid fertilizer with reduced volume by reverse osmosis using 8 kWh (kg N)⁻¹ (5 fold concentration), resulting in 31.5 kWh per person per year. Transportation of human urine can occur manually by humans or horse cart for small amounts and short distances or by truck for larger amounts and longer distances. Trucks for slurry transportation are suitable for human urine (Noe-hays *et al.* 2015), although a dedicated tank compartment for urine is recommended to avoid contamination. Transportation of full human urine volume above 201 km by truck may demand more energy than mineral fertilizer production according to $L4/((L18/1000)*L17)$ from Table 6. We estimated both transportation distances of household collection of neat human urine to the processing facility and delivery of treated human urine fertilizer to farms of 20 km each way on average, totaling 80 km, that demanded 16 kWh per person per year, totaling 47 kWh per person per year for processing and transportation. Then, urine fertilizer had a potential to save 135 kWh person per year. Therefore, if one decides to treat and transport human urine the energy gain reduces to 83% of sanitation energy demand in *Portal do Sertão* region. A scenario considering the values adjusted to Brazilian average person (Table 6) represented a small variation compared to *Portal do Sertão* scenario.

On the economic side, if we consider market prices of 0.66 USD (kg N)⁻¹ as urea (Indexmundi 2018a) and 1.90 USD (kg P)⁻¹ as triplesuperphosphate (Indexmundi 2018b) for the N and P content of human urine result in 3.48 USD (p y)⁻¹. We considered also savings from water services based on water supply (5.57 USD m⁻³) and wastewater treatment (80% of water supply

tariff) for commercial, industrial or public building consumers (Embasa 2018), considering 1 USD equivalent to 3.85 BRL (XE 2018), for toilet flush of human urine outside the household that resulted in savings of 65 USD (p y)⁻¹ for a person using waterless toilet 3 times a day (full time activity) and 32 USD (p y)⁻¹ for a person using waterless toilet 1.5 times a day (part time activity). Therefore, one person can save 69 USD (p y)⁻¹ in full time activity and 36 USD (p y)⁻¹ in part time activity along the year without considering cost for processing and transportation of human urine. The same person spend 91 USD (p y)⁻¹ on average, considering water supply and wastewater treatment tariffs for residential building consumers (1.23 USD m⁻³) (Embasa 2018). Therefore, fertilizer and water saving income from waterless human urine collection can cover 76% and 40% of water service costs for full time and part time activities, respectively, mainly due to higher water service tariffs of public buildings.

The avoided energy of neat human urine collection to use as fertilizer came from the benefits of mineral fertilizer substitution, demand reduction of water supply and wastewater treatment, as well as reduction of either nutrient removal in tertiary treatment or environmental pollution from nutrient discharge. These benefits summed up were larger than the energy demand of a person in water utility services along the year. The economic gains were also representative, mainly when human urine was collected in commercial, industrial or public building due to their larger water service tariff.

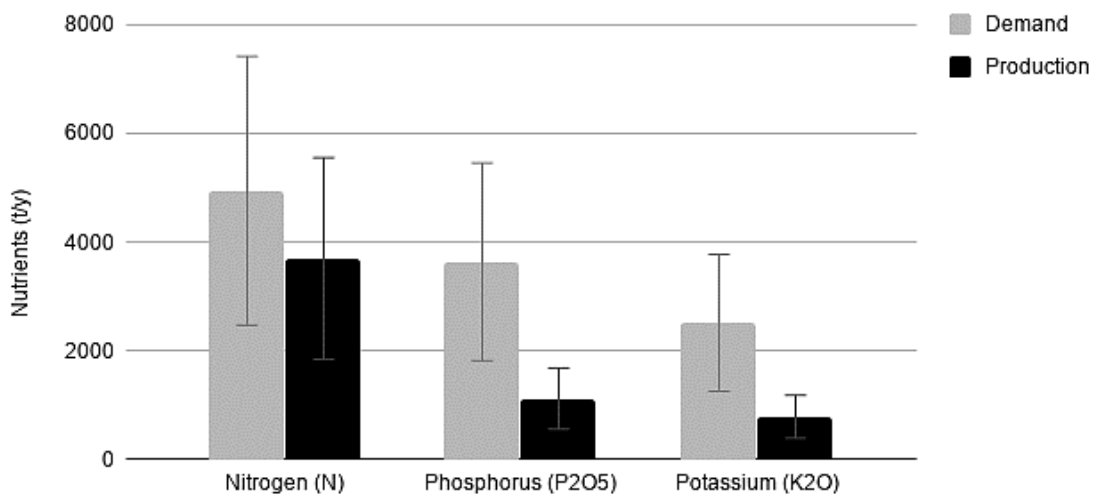
The figures presented in Table 6 indicate that nutrient managed through urine diversion can be a viable means to support further benefits including micronutrient recovery and pharmaceuticals removal from ecosystems. While large-scale solutions to remove pharmaceuticals from wastewater are not in place, the choice is essentially between either discarding pharmaceuticals mixed with the treated wastewater into water bodies or to dispose these pharmaceuticals on agricultural soil when applying human urine as fertilizer. As far as our comprehension goes, the second option seems more adequate. The expansion of urban agriculture increases the potential use of human excreta locally and amplifies its social benefits (Cohim *et al.* 2009). However, we consider that part of the human urine from urban settlements have to be processed and transported to agricultural land outside the city due to demand reasons, which reduces the energy gains from urine recovery. The average electricity consumption of water supply in Brazil increased 8.5% from 2006 to 2016 and is expected to increase 25% more by 2033 (Brasil 2018). Therefore, solutions such as water demand management, alternative water supply and resource

recovery from sanitation have to be combined with human urine recovery in order to achieve and maintain net-zero energy of sanitation services.

5.3.4 Human urine and agricultural nutrient demand in *Portal do Sertão* region

Nitrogen obtained from human urine in *Portal do Sertão* is capable to attend 75% of the regional demand, while phosphorus and potassium would need extra additions as only 31% of P_2O_5 and 31% of K_2O of the recommended demands could be supplied by human urine components (Figure 33).

Figure 33 - Nutrients demanded by agricultural crops (maize, beans, cassava and others) and available from human urine in *Portal do Sertão* region.



Other nutrient sources such as feces, sludge, compost, animal excreta and biological nitrogen fixation could complement the recommended nutrient demand of the *Portal do Sertão* region. A possible strategy to introduce a culture for human urine use is to facilitate its collection initially at schools and to apply it in horticultural cultivation, which are located in smaller areas with higher fertilizer demand and higher prices than more common cultures in the region such as maize, beans and cassava.

5.3.5 Promoting human urine use in agriculture at a local scale

The evaluation of nutrient production from an entire population gives an idea of the potential of resource recovery from sanitation. However, a transition from predominant sanitation system to source-separating one is not easily achieved for all households and buildings to supply an entire population at once. An option to start implementing it would be to enable the recovery of nutrients from human urine in urinals of schools as educational facilities almost always have urinals in their toilets, facilitating urine segregation at the source.

In Feira de Santana municipality, a total of 189 005 students were enrolled in primary and secondary education in 2015 (SEI 2017). It is assumed in this work that schools should be equipped with female urinals or equivalent artifacts. Therefore, considering that students spend only 4 hours a day at school, an average contribution of 0.375 L per student per day was considered in this work (1.5 times per day in school and 0.25 L per urination). This means that during 200 scholar days per year, a total of 75 L of urine can be collected per student per year from these schools, if all urine, from male and female students can be recovered. This would offer approximately 98 t N, 30 t P₂O₅ and 21 t K₂O per year. The Brazilian law 11 947/2009 determines 30% of the school budget for food must be spent in local family farming to support development in the municipality and prioritize diversified products such as organic or agro-ecological ones (Gomes & Lopes 2016). Besides, an organic certification association considers urine fertilizer to grow organic crops after processing via fermentation or dilution, although it does not specify the urine source (IBD 2017). Aiming to attend a small share of agricultural area of the region at local site, although more demanding in terms of fertilizer, these nutrients could be directed to horticultural production. Human urine from schools would be enough to attend 1 230 ha (N), 107 ha (P₂O₅) and 131 ha (K₂O) of horticulture cultivation, when considering an average demand of 80 kg N, 280 kg P₂O₅ and 160 kg K₂O per ha (Makishima 1993).

Effects of human urine application in agriculture corroborate with feasibility of its potential as a fertilizer. Plant fertilization experiments with human urine in the Brazilian northeast region for yellow bell pepper (Ramos *et al.* 2017), cowpea (Araújo *et al.* 2017) and maize (Botto 2013) resulted in similar yields when compared to mineral fertilizer. Field experiments during 2 years in India with French beans and maize crops also presented similar yields for neat human urine

compared to mineral fertilizers (Sridevi *et al.* 2016). Noe-Hays *et al.* (2015) evaluated hay cultivation in the United States and identified that there was no significant statistical difference in yields between plots fertilized with human urine, diluted human urine and mineral fertilizer. The grain and straw yields of barley in field-scale experiments in Finland fertilized with human urine once again was equivalent to mineral fertilizer ones (Viskari *et al.* 2018). Moreover, according to Richert *et al.* (2010) a maize crop demands 60 kg N ha⁻¹ and can be served with urine from 20 people. They claim that a field fertilized with this amount of N produces 3 t, while the same field would produce 0.5 t if no fertilizer was applied. This could be the case of the *Portal do Sertão* region, although the lack of fertilizer use data was a constraint to estimate the crop yield increase in the region with human urine application. Chrispim *et al.* (2017) ran an experiment in São Paulo municipality, Brazil, using human urine to fertilize maize and lettuce and identified that urine application increased plant growth significantly compared to control plants. Besides N, P and K, human urine is a high quality and complete fertilizer that contains sulfur, calcium, magnesium and micronutrients. Karak & Bhattacharyya (2011) warn for the risk of soil salinity increase from human urine application, even though Yongha-Boh *et al.* (2013) identified that maize fertilization with human urine was suitable at soil salinity up to an electrical conductivity of 7.6 dS m⁻¹. Therefore, a guideline for human urine use under saline conditions should be developed (Yongha-Boh & Sauerborn 2014).

Finally, the sanitation universality following predominant practices is not considering the current environmental issues (Cohim *et al.* 2009). The human urine segregation at the source increases the control of the anthropogenic nitrogen cycle at the post-use step of food consumption that is the responsibility of the sanitation and housing sectors (Kiperstok *et al.* 2010). However, the regulation of resource-based sanitation should also consider the agriculture and fertilizer sectors (Kiperstok *et al.* 2010). The treatment of human urine is dependent on the characteristics of the location of collection and the application target (Munoz-Ardila *et al.* 2018). Simha *et al.* (2017) suggest early dialogue and continuous interaction of stakeholders in sanitation nutrient recycling program from design to operation to ensure its success and wider adoption. At this point, it is important to mention that agriculture in Feira de Santana and in the rest of the *Portal do Sertão* region, is mainly an activity of small family properties. Human urine utilization could therefore give low income farmers access to fertilizers, increasing yields and improving their quality of life. Indeed, the utilization of nutrients from resource-based sanitation can generate income, reduce input expenditures, increase agricultural production and reduce the dependency

of external inputs in producing regions.

5.4 CONCLUSION

Human urine use aids in reducing nitrogen and phosphorus deposition in ecosystems, reduces energy spent on mineral fertilizers production, controls pharmaceutical pollution of water bodies and allows access of fertilizers to low income farmers. However, several barriers have to be overpassed to make this option viable in large-scale. Human urine segregation can be achieved with appropriate urine diverting toilets or urinals, the second one can be adapted in male toilets from infrastructure already available in buildings for public use in the country. Both urine collection and transportation demands a specific infrastructure facing challenges to overcome such as nitrogen losses to atmosphere and salts precipitations in pipework. To achieve a larger use of human urine implies in linking cities with agricultural areas nearby. Otherwise, it increases the need to implement technologies still to be up-scaled to separate the nutrients from water.

Recovering nutrients from human urine contribute to building sustainability in various relevant aspects. However, several barriers have to be overpassed to make this option viable on a large-scale. Fertilizer from human urine may, at first, face the mineral fertilizers market that already has well defined and influential players. On the other hand, small producers in rural areas around the globe, especially in low income realities, that do not have access to synthetic fertilizers, are gathered around small and medium size cities that produce significant amount of human urine. Under these conditions, collection and transportation of neat human urine, treated by means of adequate storage, seems to be promising.

5.5 ACKNOWLEDGMENTS

This study was financed in part by the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil* (CAPES) - Finance Code 001 and by the *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq), both of them with research grants. A special thanks to Prof. Dr Carlos Chernicharo from the Federal University of Minas Gerais (UFMG) for provoking this paper and Prof. Marc Á. Boncz from the Federal University of Mato Grosso do Sul (UFMS) for his comments.

6 ADUBO DE URINA HUMANA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO: AVALIAÇÃO AMBIENTAL E NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE¹²

HUMAN URINE FERTILISER IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID: ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND WATER-ENERGY-NUTRIENT NEXUS

Highlights

- NPK fertilisation with human urine was compared to mineral fertiliser;
- Transportation was an environmental hotspot of human urine fertiliser;
- Enhanced-efficiency fertilisers reduced significantly AC and EU indicator values;
- Inclusion of sanitation co-products benefitted human urine fertiliser;
- The water-energy-nutrient nexus can be enhanced by resource-based sanitation.

ABSTRACT: The aim of this manuscript was to identify the energy demand, and environmental aspects and impacts of crop fertilisation with human urine, when compared to using mineral fertilisers. The Material Flow Analysis and Life Cycle Assessment methods were adopted covering the alternatives from cradle to grave. The product system of fertilisation with human urine included the collection, storage, transportation, application and field emissions, while the product system of fertilisation with mineral fertilisers included primary production of fertilisers, transportation, application and field emissions. The reference flows were based on the fertilisation of 1 hectare of maize with 225 kg of nitrogen, 29 kg of phosphorus and 48 kg of potassium oxide. The ecoinvent® database was used to obtain background data of supply chains. We analysed environmental aspects such as nitrogen and phosphorus mass balance, energy demand and water depletion, as well as environmental impacts such as global warming, human toxicity, photochemical ozone formation, acidification, eutrophication, freshwater ecotoxicity, water scarcity and resource depletion. The agricultural fertilisation with human urine presented smaller environmental impacts than with mineral fertilisers for most of the evaluated categories, despite the uncertainties. Fertilisation with human urine closer to the source caused a larger reduction of energy demand and environmental impacts when compared to mineral fertiliser. The break-even point of 134 km (energy demand) and 77 km (environmental categories) made fertilisation with human urine more advantageous compared to mineral fertiliser. Ammonia volatilisation control was key to reduce the environmental impacts of acidification and eutrophication categories. When considering additional gains such as the reduction of water demand and wastewater generation from waterless collection of human urine, the environmental aspects and impacts of fertilisation with human urine were smaller than those with mineral fertiliser for all evaluated categories. The nutrient cycling through resource-based sanitation offers an opportunity to expand sanitation access with smaller environmental

¹² Este capítulo foi preparado na forma de artigo a ser submetido numa revista internacional, portanto o idioma escolhido foi o inglês americano e seu estilo está de acordo com as orientações da revista. Também de acordo com as normas de publicação do periódico, o sistema de referenciamento das fontes citadas no corpo do texto e lista de referências declinam da conformidade com as NBR 10520 - *Information and documentation* e 6023 - *Information and documentation – References* da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

impacts and more efficient water-energy-nutrient nexus of sanitation systems.

Keywords: Material Flow Analysis (MFA). Life Cycle Assessment (LCA). Resource-Based Sanitation. Human Urine Recovery. Mineral Fertiliser. Water-Energy-Food (WEF) Nexus.

List of abbreviation, acronym and symbol

| | |
|------------------|---|
| °C | degree Celsius |
| AC | Acidification |
| BSh | Main climate (B = arid), precipitation (S = steppe) and temperature (h = very arid) |
| CAS | Conventional activated sludge |
| CED | Cumulative energy demand |
| CO ₂ | Carbon dioxide |
| d | Day |
| dS | Deci-Siemens |
| E | Export |
| eq | Equivalent |
| ET | Freshwater ecotoxicity |
| EU | Eutrophication |
| g | Gram |
| GSD ² | Square of the geometric standard deviation |
| GW | Global warming |
| GWP | Global warming potential |
| ha | Hectare |
| HT-c | Human toxicity with carcinogenic effects |
| HT-n | Human toxicity with non-carcinogenic effects |
| HU | Baseline scenario of human urine |
| I | Import |
| ISO | International Organization for Standardization |
| K | Potassium |
| K ₂ O | Potassium oxide |
| kg | Kilogram |
| km | Kilometre |
| L | Litre |
| LCA | Life cycle assessment |
| LCI | Life cycle inventory |
| LCIA | Life cycle impact assessment |
| m ³ | Cubic metre |
| MF | Baseline scenario of mineral fertiliser |
| MFA | Material flow analysis |
| MJ | Megajoules |
| mm | Milimetre |
| MWh | Megawatt-hours |
| N | Nitrogen |
| NMVOC | Non-methane volatile organic compounds |
| NPK | Nitrogen, phosphorus, and potassium |
| Nr | Reactive nitrogen |
| p | Person |
| P | Phosphorus |

| | |
|-------------------------------|---|
| P ₂ O ₅ | Phosphorus pentoxide |
| PAF | Potentially affected fraction of species |
| pH | Potential hydrogen |
| PO | Photochemical ozone formation |
| PO ₄ ³⁻ | Phosphate |
| RD | Resource depletion |
| Sb | Antimony |
| SETAC | Society of environmental toxicology and chemistry |
| SO ₂ | Sulfur dioxide |
| t | Tonne |
| UASB | Upflow anaerobic sludge blanket |
| UNEP | United nations environment programme |
| WD | Water depletion |
| WHO | World health organization |
| WS | Water scarcity |
| y | Year |

6.1 INTRODUCTION

Demand projections of water, energy and land resources are increasing while society faces problems with resource scarcity and environmental pollution (FAO, 2014). Thus it is necessary to understand the interactions between water, energy and nutrient flows to manage them more efficiently. Energy is a key input in the water sector (Rothausen and Conway, 2011) and the electricity consumption of water supply in Brazil is expected to rise 25% by 2033 (Brasil, 2018). The production of macronutrients such as nitrogen (N), phosphorus (P) and potassium (K) in the form of mineral fertilisers requires considerable amounts of energy as well. Sutton *et al.* (2013) state that the production of reactive nitrogen (Nr) through the Haber-Bosch process is responsible for 2% of the global energy consumption. Thus, Nr production costs are strongly dependent on energy prices. At the same time, it is recognised that P represents the largest risk of nutrient scarcity if current consumption rates are maintained (Cordell *et al.*, 2009). Potassium emissions do not lead to major pollution concerns, but its reserves are concentrated in few countries (Sutton *et al.*, 2013). Therefore, future accessibility of potassium may be at risk, especially for a country such as Brazil that imports 96% of its potassium fertilizer consumption (FAO, 2018). On the other hand, nutrient recovery through recycling from human excreta is a potential solution for the drawbacks of predominant sanitation practices and contributes to a circular economy, increasing water and food security (Ganesapillai *et al.*, 2015).

Resource-based sanitation is based on known technologies capable of meeting normative and

legal standards regarding public health, comfort, costs, durability and convenience (Magid *et al.*, 2006). Human urine is an attractive fertiliser due to its high nutrient content, low cost, and linkage to urban wastewater management and peri-urban agriculture (Chrispim *et al.*, 2017). Richert *et al.* (2010) classify the pathological risk of human urine as being lower than that of sludge, manure, and fertigation with treated wastewater or contaminated surface water. Storage of human urine at room temperature is considered a hygienization option and reserves its nutrients outside the planting period (Richert *et al.*, 2010). The hygienization of human urine by storage is time and temperature dependent, and the time to reduce 90% of the initial concentration of gram-negative bacteria is less than 5 days, of cryptosporidium is 1 month, and of virus is 1-2 months (WHO, 2016). In addition, it is recommended that the harvesting of the crop fertilised with human urine occurs at least one month after fertilisation (Karak and Bhattacharyya, 2011).

Experiments of field fertilisation with human urine when compared to fertilisation with mineral fertilizer in the Brazilian northeast region, for yellow bell pepper (Ramos *et al.*, 2017a), cowpea (Araújo *et al.*, 2017) and maize (Botto, 2013), resulted in similar yields. Moreover, fertilisation experiments of maize crop (Araújo *et al.*, 2015; Ramos *et al.*, 2017b) and castor bean (Botto *et al.*, 2017) in the Brazilian northeast region presented a potential for mineral fertilizer substitution by human urine. Field experiments of fertilisation of french beans and maize crops during 2 years in India presented similar yields for human urine (with and without gypsum) and mineral fertilisers (Sridevi *et al.*, 2016). Noe-Hays *et al.* (2015) evaluated hay cultivation and identified no significant statistical difference in yield between plots fertilised with human urine, diluted human urine and mineral fertiliser. Richert *et al.* (2010) stated that human urine is a high quality and complete organic fertiliser with N, P, K, sulfur, calcium, magnesium and micronutrients.

The evaluation of environmental aspects and impacts of predominant sanitation practices compared to resource-based sanitation are in full expansion. Most studies that compare the environmental performance of sanitation systems use Material Flow Analysis (MFA) and Life Cycle Assessment (LCA) methods. MFA is used to quantify inputs and outputs of metabolic systems and manage materials and energy in space and time (Baccini and Brunner, 2012), while LCA quantifies the inputs and outputs associated with a product system and evaluate its environmental impacts (ISO 14044, 2006). Therefore, MFA can support the validity of LCA

studies (Baccini and Brunner, 2012). Spångberg (2014) evaluated several organic fertilisers and none of them presented smaller impacts for the categories evaluated with unanimity compared to mineral fertilisers. Tidåker *et al.* (2007) evaluated some fertilisers and the mineral fertiliser presented larger energy demand, greenhouse gas emissions and eutrophication potential compared to human urine and mineral fertilisers combined, although acidification potential was smaller for the mineral fertiliser. Human excreta separation at the source enhance nutrient recovery and lowers carbon footprint compared to conventional systems, mainly due to increased biogas production, substitution of mineral fertilisers in agriculture and reduction of Nr emissions from wastewater treatment (Kjerstadius *et al.*, 2017).

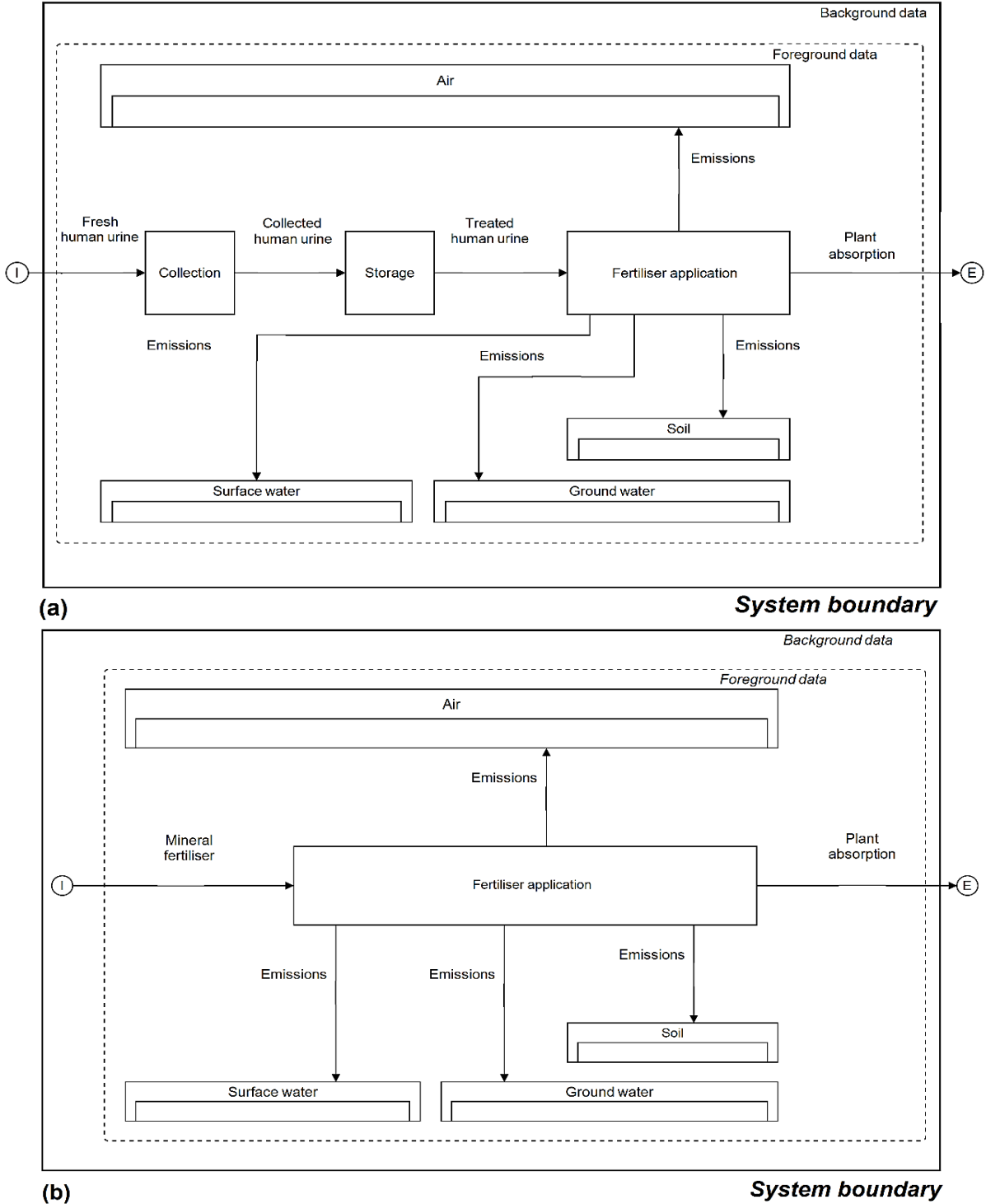
The goal of this manuscript was to identify the energy demand, water consumption and environmental impacts of crop fertilisation with human urine compared to mineral fertilisers. Different scenarios of transportation, ammonia volatilisation and co-products of sanitation were presented in the sensitivity analysis to identify their influence on selected environmental categories. To the best of our knowledge, this manuscript distinguishes from literature regarding the region of the case study and the scenarios of sensitivity analysis considered.

6.2 METHODS

6.2.1 Scope

The attributional Life Cycle Assessment method was applied based on ISO 14044 (2006). The functional unit was a hectare of maize crop fertilised with macronutrients NPK and the reference flow included 225 kg N ha⁻¹, 29 kg P ha⁻¹ and 48 kg K₂O ha⁻¹ based on Cruz *et al.* (2011). The human urine scenario considered 32.4 m³ ha⁻¹ of human urine with a concentration of 6.93 kg N m⁻³, 0.92 kg P m⁻³ and 1.48 kg K₂O m⁻³ (Santos *et al.*, 2015). The mineral fertiliser scenario considered 459 kg Urea 46-00-00 ha⁻¹, 137 kg NPK 10-50-00 ha⁻¹ and 80 kg NPK 00-00-60 ha⁻¹. Fig. 34 presents the fertiliser product systems of human urine and mineral fertiliser.

Fig. 34 - Product system of human urine fertilisation (a) and mineral fertilisation (b). Import (I) refers to the inventory datasets of the upstream processes and Export (E) refers to the inventory datasets of the downstream processes. Transport flows are presented in Table 7



Source: Elaborated in STAN software (Cencic and Rechberger, 2008).

The product system of fertilisation with human urine included collection of fresh human urine, storage, transportation, application and field emissions (Fig. 34a). The human urine production

was left out of the product system by considering it free of environmental burden. We considered that the nutrients of the food ingested by the person fulfilled its function previously and a new life cycle started, avoiding double counting. On the other hand, the product system of fertilisation with mineral fertiliser included primary fertiliser production, transportation, application and field emissions (Fig. 34b). Both product systems ended at nutrient uptake by plant, leaving the remaining agricultural operations such as planting and harvesting out of the product system.

6.2.2 Inventory

The baseline scenario of fertilisation with human urine (HU) considered an additional infrastructure at the household for source separation (e.g. waterless urinal) and storage of neat human urine, collection and transportation of the product and application of the liquid fertiliser in the field. Some studies considered only operational flows, claiming that the resource-based sanitation infrastructure is similar to conventional sanitation one (Maurer *et al.*, 2003; Benetto *et al.*, 2009). The micronutrients presented in the human urine were not considered in the modelling, although Santos *et al.* (2015) affirm that fertilisation with human urine influenced positively the levels of micronutrients presented in plant tissue and soil. Similarly, no significant presence of heavy metals was considered in human urine based on Noe-Hays *et al.* (2015) and WHO (2016). Rose *et al.* (2015) calculated the median of daily urine generation per person as 1.42 L (518 L p⁻¹ y⁻¹), thus we considered 62.6 persons equivalent to fertilise one hectare along the year (32 400 L ha⁻¹ y⁻¹). Human urine is generally free of pathogens when excreted by a healthy person, although cross-contamination may occur. Therefore, a recommended period of human urine storage prior to application in processed foods and fodder crops is 1 month at temperature above 20 °C plus 1 month of retention period (WHO, 2016). In the baseline scenario we adopted the characteristics of human urine stored during 2 months in a closed container to reduce odour, preserve nitrogen (Cohim *et al.*, 2008), and improve the logistics. It was considered that the total amount of human urine nutrients was retained during collection and storage. In addition, no dilution of human urine in the rainy season was necessary (Richert *et al.*, 2010). The road transportation of human urine considered a Brazilian truck with a fuel mixture of 10% biodiesel and 90% diesel, called B10 (Brasil, 2016), over a 150 km distance (round trip). We considered biodiesel from soybean vegetable oil as it represents 77% of the

Brazilian biodiesel production (ANP, 2016). The application of human urine on the field considered a tractor with a liquid manure spreader.

The baseline scenario of fertilisation with mineral fertiliser (MF) considered the inventory of fertiliser production from Ecoinvent® database (Nemecek and Kagi, 2007) with road transportation from *Paulínia* in the state of São Paulo to *Lapão* in the state of Bahia (1 841 km). The mineral fertiliser application considered a tractor with a broadcast spreader. The field emissions after fertiliser application were calculated based on Nemecek and Schnetzer (2012) and plant nutrient absorption rates for N and P were estimated based on Cunha *et al.* (2018), both presented in the Supporting Information (SI) for human urine (Table S3. Cf. Appendix A) and mineral fertiliser (Table S4 and Table S7. Cf. Appendix A).

The study considered environmental characteristics of *Lapão* municipality in the region of *Irecê*, state of Bahia, northeastern Brazil. The predominant biome of the region is *caatinga* and the climate is characterized as BSh according to Köppen classification (Kottek *et al.*, 2006): semi-arid, sub-humid, dry in winter and rainy in summer, with annual average temperatures of 23-24 °C. The *caatinga* is an exclusively Brazilian biome and its largest part is located in the northeastern region of the country. The term *caatinga* means a white forest, characterized by small trees with thin stems and shrubs that lose their leaves seasonally (FAO, 2015). The main characteristics of the field that influence N and P emissions are precipitation, soil type and root depth. The annual precipitation varies from 500 mm to 700 mm with an average of 653 mm and the soil is classified as Cambisol (Nossa, 2011). We considered a non-irrigated production of one cycle per year of maize crop with 0.6 meter average root length (Magalhães *et al.*, 1995). The water content of human urine accounts for less than 1% of the local rainfall, therefore we assumed that crop productivity was kept the same. For practical purposes, the organic fertiliser from human urine can be combined with mineral fertiliser, although this study evaluated the two extreme scenarios. Thus, the baseline scenarios (HU and MF) of fertilisation considered the steps of production, transportation and application of NPK fertilisers in the field (Table 7).

Table 7 - Inventory of fertilisation with 225 kg N ha⁻¹, 29 kg P ha⁻¹ and 48 kg K₂O ha⁻¹ for human urine and mineral fertiliser from gate-to-gate (foreground).

| Flows | Unit | Human urine (HU) | Mineral fertiliser (MF) | GSD ² | Source |
|--|----------------|------------------|-------------------------|------------------|------------------------------|
| Input | | | | | |
| High density polyethylene, moulded | kg | 1.00E+1 | - | 1.78 | Estimated |
| Lime* | kg | 3.24E+2 | - | 1.07 | Randall <i>et al.</i> (2016) |
| Nitrogen fertiliser, as N | kg | - | 2.25E+2 | 1.07 | Estimated |
| Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ | kg | - | 6.86E+1 | 1.07 | Estimated |
| Potassium fertiliser, as K ₂ O | kg | - | 4.81E+1 | 1.07 | Estimated |
| Inert filler of fertiliser | kg | - | 3.15E+2 | 1.11 | Estimated |
| Road transport by truck | kg.km | 9.37E+6 | 2.49E+6 | 2.06 | Estimated |
| Tractor with liquid manure spreader | m ³ | 3.24E+1 | - | 1.24 | Estimated |
| Tractor with broadcast spreader | ha | - | 1.00E+0 | 1.24 | Estimated |
| Output | | | | | |
| Water, air | kg | 3.21E+4 | 2.03E+1 | 1.50 | Calculated, SI |
| Ammonia, air | kg | 6.74E+1 | 8.07E+1 | 1.23 | Calculated, SI |
| Carbon dioxide, fossil, air | kg | - | 3.32E+2 | 1.11 | Calculated, SI |
| Dinitrogen monoxide, air | kg | 5.12E+0 | 5.29E+0 | 1.42 | Calculated, SI |
| Nitrogen oxides, air | kg | 1.07E+0 | 1.11E+0 | 1.42 | Calculated, SI |
| Phosphate, river | kg | 1.69E+1 | 1.69E+1 | 1.52 | Calculated, SI |
| Nitrate, ground water | kg | 2.66E+2 | 2.66E+2 | 1.52 | Calculated, SI |
| Phosphate, ground water | kg | 2.31E-1 | 2.15E-1 | 1.52 | Calculated, SI |
| Cadmium, ground water | kg | - | 4.99E-5 | 1.81 | Calculated, SI |
| Chromium, ground water | kg | - | 2.01E-2 | 1.81 | Calculated, SI |
| Lead, ground water | kg | - | 5.98E-4 | 1.81 | Calculated, SI |
| Mercury, ground water | kg | - | 1.30E-6 | 1.81 | Calculated, SI |
| Cadmium, river | kg | - | 2.23E-3 | 1.81 | Calculated, SI |
| Chromium, river | kg | - | 2.12E-1 | 1.81 | Calculated, SI |
| Lead, river | kg | - | 1.81E-1 | 1.81 | Calculated, SI |
| Mercury, river | kg | - | 6.77E-4 | 1.81 | Calculated, SI |
| Arsenic, soil | kg | - | 1.91E-2 | 1.52 | Calculated, SI |
| Cadmium, soil | kg | - | 3.66E-2 | 1.52 | Calculated, SI |
| Chromium, soil | kg | - | 1.45E-1 | 1.52 | Calculated, SI |
| Lead, soil | kg | - | 2.83E-2 | 1.52 | Calculated, SI |
| Mercury, soil | kg | - | -1.77E-4 | 1.52 | Calculated, SI |

* Lime was considered only in HU-1 scenario.

The value of mercury emission to the soil was negative (Table 7) regarding the export of metals by plants according to Nemecek and Schnetzer (2012). We assumed that fertilisation of maize with human urine and mineral fertiliser have the same productivity, even though human urine contains other ingredients such as micronutrients and salts.

6.2.3 Resources and tools

The foreground data were collected, treated and inserted into the STAN® (subSTance flow ANalysis) freeware (Cencic and Rechberger, 2008) version 2.6 for MFA and Simapro® (Goedkoop *et al.*, 2016) version 8 for LCA. The background data were obtained from the Ecoinvent® database (Wernet *et al.*, 2016) version 3.3 (Moreno-Ruiz *et al.*, 2016) with cut-off allocation procedure (Alloc Rec).

Table 8 - Environmental and energy categories selected in this study.

| Category | Indicator | Source | Method | Version | Classification | |
|---|-----------|-------------------------------------|-----------------------------------|--|----------------|----------|
| Environmental aspect (LCI) | CED | MJ | Jungbluth and Frischknecht (2010) | Cumulative Energy Demand | 1.09 | - |
| | WD | m ³ | Huijbregts <i>et al.</i> (2017) | Water Consumption from ReCiPe2016 Midpoint (H) | 1.00 | - |
| Environmental impact at midpoint level (LCIA) | GW | kg CO ₂ eq | IPCC (2013) | IPCC 2013 GWP 100 ^a | 1.03 | i* |
| | HT-c | Cases | Fantke <i>et al.</i> (2017) | USEtox 2 (recommended and interim) | 1.00 | ii/iii** |
| | HT-n | Cases | Fantke <i>et al.</i> (2017) | USEtox 2 (recommended and interim) | 1.00 | ii/iii** |
| | PO | kg NMVOC eq | Van-Zelm <i>et al.</i> (2008) | ILCD 2011 Midpoint+ | 1.10 | ii |
| | AC | kg SO ₂ eq | Hauschild and Wenzel (1998) | CML-IA baseline | 3.04 | ii |
| | EU | kg PO ₄ ³⁻ eq | Heijungs <i>et al.</i> (1992) | CML-IA baseline | 3.04 | ii |
| | ET | PAF m ³ d | Fantke <i>et al.</i> (2017) | USEtox 2 (recommended and interim) | 1.00 | ii/iii** |
| | WS | m ³ eq | Boulay <i>et al.</i> (2018) | AWARE | 1.01 | ii* |
| | RD | kg Sb eq | Van-Oers <i>et al.</i> (2002) | ILCD 2011 Midpoint+ | 1.10 | ii |

* Recommended by UNEP-SETAC (Frischknecht and Joliet, 2017).

** Recommended by UNEP-SETAC (Fantke *et al.*, 2017).

The Brazilian datasets were preferred when available, such as electricity and biodiesel consumption, otherwise the global or rest of the world datasets were chosen. The environmental impact categories selected were related to N, P and heavy metal substances such as global warming (GW), human toxicity with carcinogenic (HT-c) and non-carcinogenic (HT-n) effects, photochemical ozone formation (PO), acidification (AC), eutrophication (EU), freshwater ecotoxicity (ET) and mineral, fossil and renewable resource depletion (RD). The sensitivity

analysis considered also water related categories such as water depletion (WD) for environmental aspects and water scarcity (WS) for environmental impact. Thus, specific methods were selected for each impact category (Table 8). Hauschild *et al.* (2013) classified the quality of the environmental impact characterization models into three levels: recommended and satisfactory (i); recommended, but needs some improvement (ii); recommended, but should be applied with caution (iii).

The energy consumption was based on the Cumulative Energy Demand (CED) method widely used in LCA studies (Frischknecht *et al.*, 2015). The water consumption was based on the Recipe2016® method (Huijbregts *et al.*, 2017) used as an indicator of water depletion.

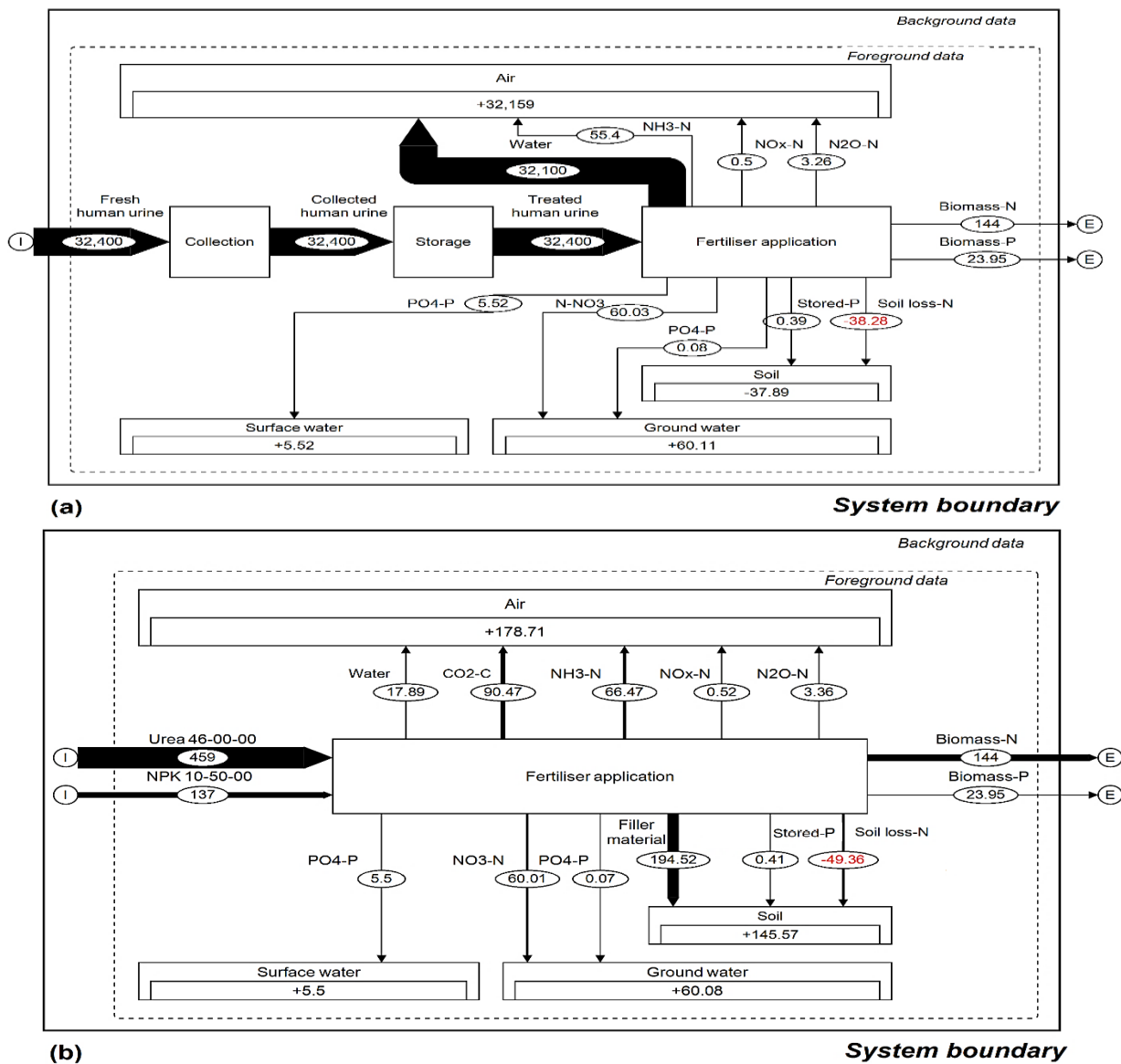
The UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (Frischknecht *et al.*, 2017) recommends the Global Warming Potential indicator of 100 years (GWP 100a) for the category of global warming. The recommendation of the photochemical ozone formation category was the indicator of increase in tropospheric ozone concentration (Hauschild *et al.*, 2013). The recommendation of the human toxicity categories was the indicator of number of cancer or non-cancer disease cases (Fantke *et al.*, 2017). Bach and Finkbeiner (2017) argue that the new methods available for acidification and eutrophication (e.g. Accumulated Exceedance and ReCiPe) recommended by Hauschild *et al.* (2013) are not sufficiently mature to replace those established ones, therefore we chose the CML-IA baseline method. The recommendation of the freshwater ecotoxicity category was the indicator of potentially affected fraction (PAF) of freshwater species integrated over exposed volume and time (Fantke *et al.*, 2017). The water scarcity indicator is recommended for consumptive use of freshwater (Frischknecht *et al.*, 2017). Alvarenga *et al.* (2016) recommend the method of Abiotic Depletion Potential for the abiotic resource depletion category, although they affirm the lack of consensus in the LCA community and ongoing development of new methods. The impact categories of ozone depletion, particulate matter, ionizing radiation and land use were considered less relevant to the study and therefore were not included in the comparison.

The interpretation of the impact assessment results was performed using comparative analysis, contribution analysis, perturbation analysis (sensitivity analysis) and variability analysis (Heijungs and Klein, 2001). The sensitivity analysis was performed to verify the influence of transport distances from human urine collection to the field, ammonia volatilisation of the

fertilisers and domestic sanitation co-products. The variability analysis used the Monte Carlo method with lognormal distribution and considered also the variability contained in the unit processes of Ecoinvent® database, for 1 000 cycles and 95% of confidence interval (Table S8–S11. Cf. Appendix A).

6.3 RESULTS

Fig. 35 - Product system based on N and P flows for human urine fertilisation (a) and mineral fertilisation (b).



Flow [kg/y]
Stock variation [kg/y]

MFA of the fertiliser product systems for N and P are presented in Fig. 35. The mass of the liquid fertiliser was significantly larger than that of mineral fertiliser due to the water content

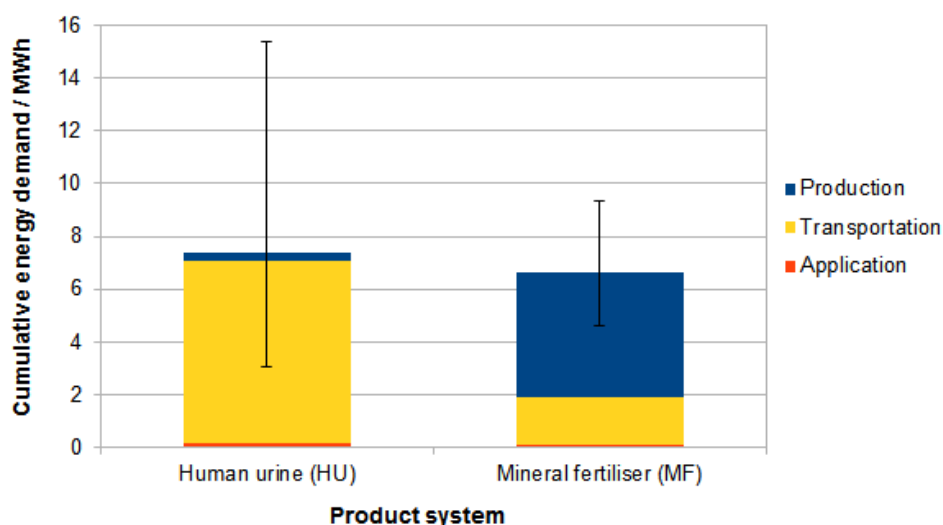
of human urine. Nitrogen losses from human urine fertilisation (119 kg) were smaller than from mineral fertiliser (130 kg), while phosphorus losses presented only a small difference (5.60 kg with human urine and 5.58 kg with mineral fertiliser).

The energy demand (Fig. 36) and environmental impacts (Fig. 37) of the fertiliser product systems with human urine and mineral fertiliser are presented per contribution group as follows:

- Production: considers the production of the marginal infrastructure for human urine separation and storage in scenario HU and the production of mineral fertilisers in scenario MF;
- Transportation: considers the transportation of human urine (HU) and mineral fertilisers (MF) to the field;
- Application: considers the tractors with liquid manure spreader (HU) and broadcast spreader (MF) used to apply the fertilisers in the field;
- Field emissions: consider the emissions from fertilisers applied in the field (HU and MF).

The variability results of energy demand and environmental impacts are presented in SI (Table S12. Cf. Appendix A).

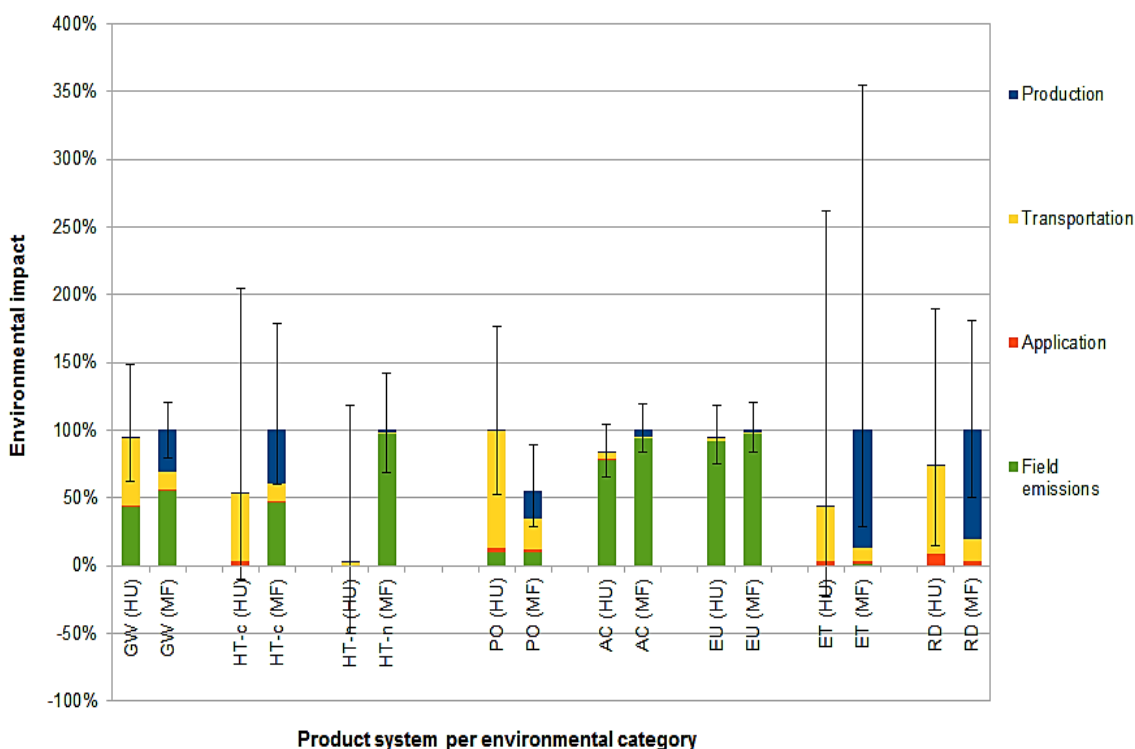
Fig. 36 - Comparison of the energy demand of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.



The cumulative energy demand (CED) of human urine fertilisation was 10% larger than the one

with mineral fertiliser in the baseline scenario, despite the variability. The largest CED contribution of human urine was Transportation (94%) due to the mass of water that accompanies the urine nutrients, followed by Production and Application. The largest CED contribution of mineral fertiliser was Production (72%), summing fertilizer ingredients of N (57%), P (11%), K (2%) and inert filler (2%), followed by Transportation and Application. The Field emissions group did not contribute to CED. The production of mineral fertilisers is energy intensive, mainly nitrogen fertiliser (Sutton *et al.*, 2013), and it is traded on a global market with displacements between continents. However, nutrients of mineral fertilisers have low moisture content that facilitate their displacement, while human urine displacement is limited if its initial water content is maintained. The environmental impacts of fertilisation with human urine were smaller than the ones of mineral fertiliser in most of the selected categories (despite the variability), except for photochemical ozone formation (PO).

Fig. 37 - Comparison of the environmental impacts of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact.



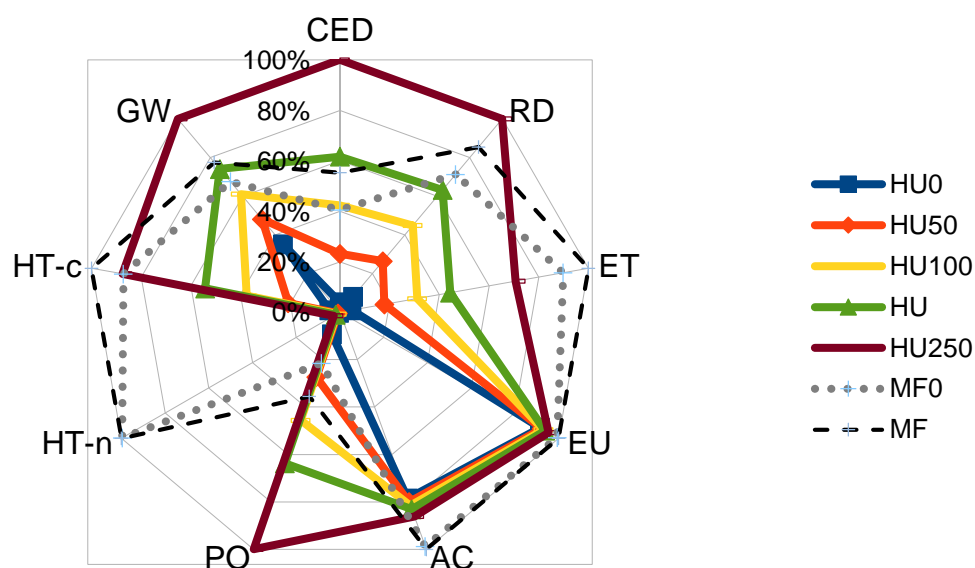
The largest environmental impact contributions of fertilisation with human urine were from Transportation in global warming (GW) (52%), human toxicity with carcinogenic effects (HT-c) (92%) and non-carcinogenic effects (HT-n) (77%), PO (85%), freshwater ecotoxicity (ET)

(89%) and resource depletion (RD) (87%), followed by Field emissions in acidification (AC) (94%) and eutrophication (EU) (97%). On the other hand, the largest environmental impact contributions of fertilisation with mineral fertiliser were from Field emissions in GW (56%), HT-c (47%), HT-n (97%), AC (94%) and EU (97%), followed by Production in ET (86%) and RD (81%) and Transportation in PO (39%).

6.3.1 Transport distance

Fig. 38 presents the environmental impacts of different road transport distance scenarios of human urine fertilisation (HU0: 0 km; HU50: 50 km; HU100: 100 km; HU: 150 km; and HU250: 250 km) from the point of collection to the place of application, considering round trip, compared to mineral fertilisation (MF0: 0 km; MF: 1 841 km).

Fig. 38 - Comparison of energy demand and environmental impacts of transportation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.



Fertilisation with human urine requires intensive use of transportation due to the dilution of the nutrients in the aqueous medium. Nevertheless, the fertilisation with human urine presented energy and environmental advantages compared to solid mineral fertilisers because its nutrients did not come from the primary fertiliser industry. The energy break-even point for HU start being more advantageous compared to MF was 134 km and compared MF0 was 95 km.

Fertilisation with human urine distant 250 km from the collection point presented larger impacts on GW, HT-c, PO and RD compared to mineral fertilisation. The remaining transportation scenarios of human urine fertilisation presented smaller environmental impacts compared to mineral fertilisation, except for HU (150 km distance) and HU100 in PO. Therefore, the environmental break-even point for HU start being more advantageous compared to MF was 77 km and compared to MF0 was 39 km in the assessed categories.

6.3.2 Ammonia volatilisation

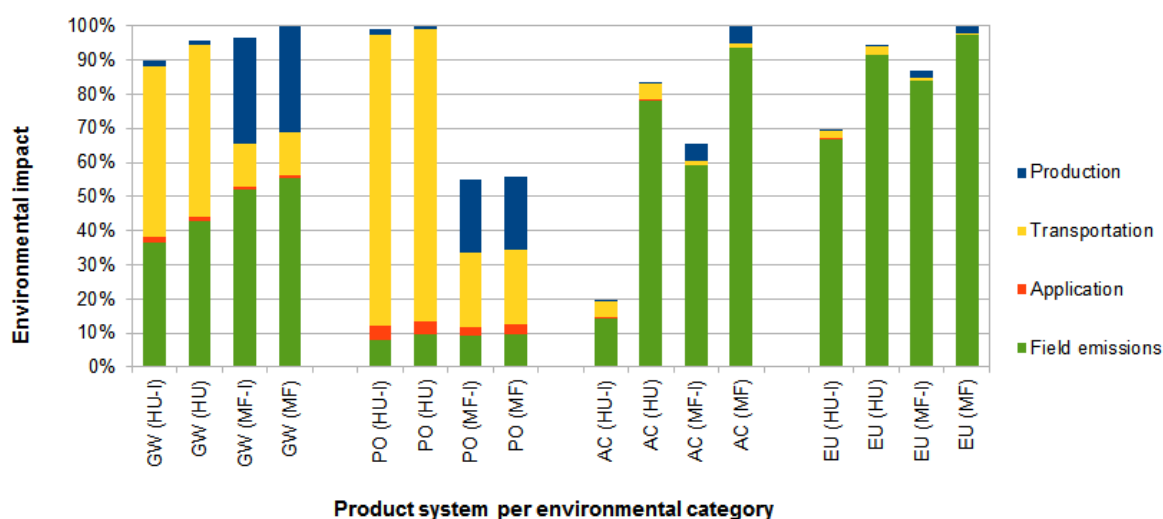
The composition of human urine can be altered by spontaneous processes such as urea hydrolysis, precipitation and volatilisation of components in the separation, storage or transport steps (Karak and Bhattacharyya, 2011). Ammonia volatilised from human urine represents one of its main odoriferous emissions (Zhang *et al.*, 2013) and decreases its nitrogen nutrient content. Nitrogen losses of urine can be prevented by adjusting the pH to a value where urea hydrolysis does not occur through acidification ($\text{pH} \leq 4.0$) or alkalisation ($\text{pH} \geq 10$) or by using urease inhibitors (Boncz *et al.*, 2016). Thus, the ammonia volatilisation of fertilisation with human urine and mineral fertiliser were evaluated in the following scenarios:

- HU: the baseline scenario of fertilisation with human urine considered 29.4% of ammonia nitrogen from the total nitrogen after two months of urine storage (Cohim *et al.*, 2008) to estimate ammonia volatilisation;
- HU-l: the fertilisation scenario with lower ammonia volatilisation rate from stabilised human urine considered 7.7% of ammonia nitrogen from the total nitrogen by adding 10 g of hydrated lime, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, per liter of fresh human urine (Randall *et al.*, 2016) to estimate ammonia volatilisation;
- MF: the baseline scenario of fertilisation with mineral fertiliser considered 31.2% of N volatilisation as ammonia from urea mineral fertiliser for maize crop (Cancellier *et al.*, 2016);
- MF-l: the fertilisation scenario with lower ammonia volatilisation rate from stabilised

mineral fertiliser considered 19.6% of N volatilisation as ammonia from urea mineral fertiliser using urea inhibitor for maize crop (Cancellier *et al.*, 2016). The production of the urea inhibiting substance was considered in the fertiliser filler materials;

The selected impact categories affected by ammonia volatilisation were related to air emissions of ammonia (AC and EU), nitrous oxide (GW and EU) and nitrogen oxides (PO, AC and EU) (Fig. 39).

Fig. 39 - Comparison of environmental impacts of ammonia volatilisation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact of the baseline scenario in each selected category.

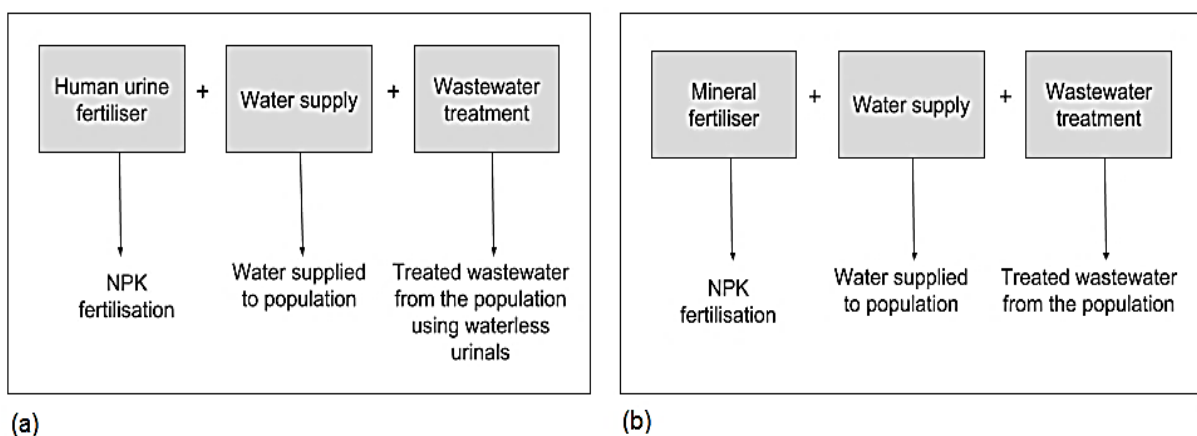


The scenarios of enhanced-efficiency fertilisation with lower ammonia volatilisation rate reduced 9% of human urine and 3% of mineral fertiliser impacts to GW, respectively, compared to baseline scenario of mineral fertiliser. The scenarios of fertilisation with lower ammonia volatilisation rate of human urine and mineral fertiliser reduced impacts to PO by 0.9% and 44%, respectively, compared to baseline scenario of human urine. The most sensitive category to ammonia volatilisation was AC, followed by EU. The scenarios of fertilisation with lower ammonia volatilisation rate reduced 81% of human urine and 34% of mineral fertiliser impacts to AC, respectively, compared to baseline scenario of mineral fertiliser. The scenarios of fertilisation with lower ammonia volatilisation rate reduced 32% of human urine and 14% of mineral fertiliser impacts to EU, respectively, compared to baseline scenario of mineral fertiliser.

6.3.3 Multiproduct

The sensitivity analysis of the multiproduct scenarios considered the sanitation system referred to the donor urban population of human urine in order to estimate water demand and wastewater generation. The average water demand in the northeastern region of Brazil in 2016 was $112 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Brasil, 2018), resulting in an annual water demand of $2\,559 \text{ m}^3$ for 62.6 persons equivalent. The collection of neat human urine is estimated to save 36 L of water $\text{p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ($822 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ for the donor population), considering the use of toilet 6 times a day to urinate (Rose *et al.*, 2015) with water demand of 6 L per toilet flush (Silva *et al.*, 2014). We considered that all water used at the household becomes wastewater and the addition of products in used water does not cause significant volume variation. Thus, the multiproduct scenario of fertilisation with human urine (HU-m) had a 32% smaller water demand and wastewater generation volumes by using waterless urinal, as well as 78% N and 50% P smaller loads in the wastewater from human urine recovery (Fig. 40a). The multiproduct scenario of fertilisation with mineral fertiliser (MF-m) considered that part of the N and P load of human urine is released into the environment after secondary wastewater treatment (Fig. 40b).

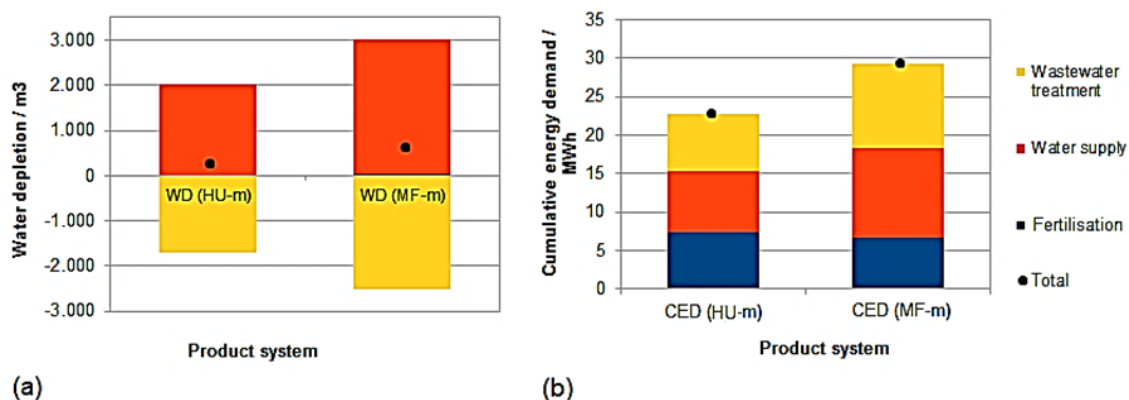
Fig. 40 - Multiproduct system composed of agricultural fertilisation, water supply and wastewater treatment for human urine (a) and mineral fertiliser (b) scenarios.



The foreground data of water supply (Guanais *et al.*, 2017) and wastewater treatment (Gutierrez, 2014) were considered for both multiproduct scenarios. The domestic wastewater treatment at secondary level considered the preliminary treatment, followed by UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) and CAS (Conventional Activated Sludge) and sludge dehydration (Gutierrez, 2014). The water depletion (Fig. 41a) and energy demand (Fig. 41b) are presented

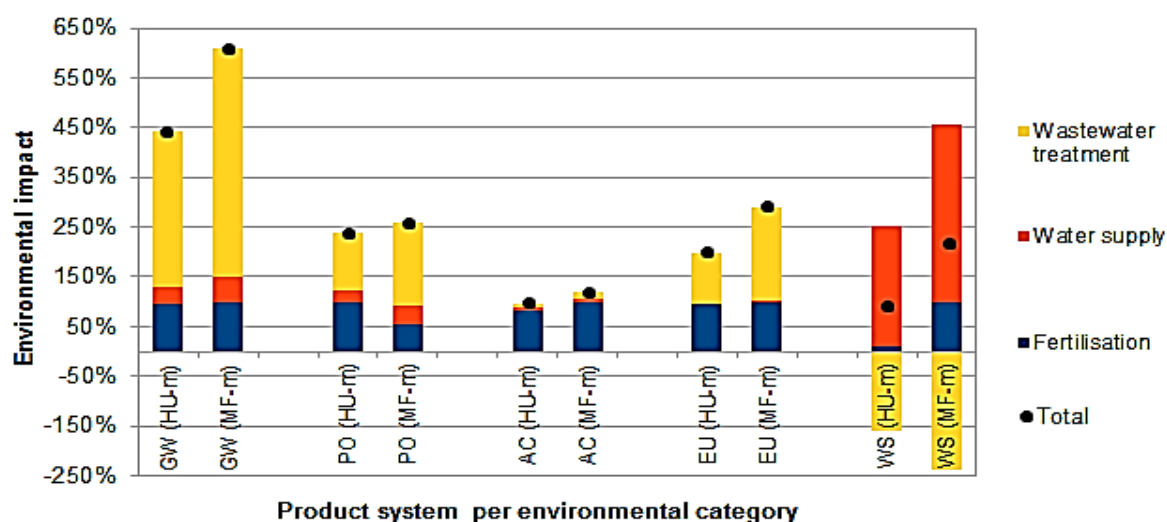
for the multiproduct scenarios of human urine and mineral fertiliser.

Fig. 41 - Comparison of water depletion (a) and energy demand (b) of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.



The inclusion of sanitation system (water supply and wastewater treatment) in the analysis resulted in smaller energy demand and water depletion for multiproduct scenario with human urine (HU-m) compared to multiproduct scenario with mineral fertiliser (MF-m). The largest impact contribution from both multiproduct scenarios was water supply for water depletion (WD) and CED. The environmental impacts of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser are presented in Fig. 42.

Fig. 42 - Comparison of the environmental impacts of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser. The values are relative to the larger impact of the baseline scenario of the Fertilisation group in each selected category.



The inclusion of sanitation system (water supply and wastewater treatment) in the analysis also

resulted in smaller impacts for multiproduct scenario with human urine (HU-m) compared to multiproduct scenario with mineral fertiliser (MF-m) in the selected categories. The largest impact contribution from both multiproduct scenarios was wastewater treatment for GW, PO and EU, followed by water supply for water scarcity (WS) and fertilisation for AC.

6.4 DISCUSSION

Human urine has the potential to be recovered on an urban-scale and the proper infrastructure should be implemented or adapted for its collection, storage and productive use. We recommend the use of human urine close to the source such as home garden, community garden and peri-urban areas of the city following the health protection measures recommended by WHO (2006). The smaller transport distance (HU0 and HU50) represents fertilisation in or around the same municipality where the human urine was produced. Santos *et al.* (2015) suggest the cultivation of bermudagrass with diluted human urine due to its high nutrient demand and cultivation in urban centres near the generation source. The nutrient concentration of human urine can vary widely according to Rose *et al.* (2015) and Karak and Bhattacharyya (2011), influencing directly the volume of human urine required to fertilise an area (Fig. 35) and the transport load (Fig. 38).

The waterless separation of human urine is advantageous in the nutrient recovery, although Etter *et al.* (2015) identified that odour is an aspect to be solved to increase the social acceptance of urine-diverting toilets. Zhang *et al.* (2013) observed that the release of NH_3 and volatile fatty acids (mainly acetic, propanoic and butyric acids) contribute to human urine odour issues. Thus, when nitrogen loss through the urease process is avoided, odour and environmental impacts are reduced and fertilisation with stabilised human urine is advantageous (Fig. 39). Nitrogen loss control with enhanced-efficiency fertilisers (HU-1 and MF-1) may increase crop yield, although this is beyond the scope of this manuscript. Richert *et al.* (2010) suggest the option of microbial urine treatment to reduce odour release and increase its nutritional value. Microbial inoculation liquid or compost (e.g. vermicompost) is added to human urine vessel prior to storage and the bacterial fermentation prevents the urease process which reduces ammonia volatilisation and odour. The addition of hydrated lime in human urine allows the stabilization of nitrogen in the form of urea and also the recovery of precipitated phosphorus as calcium phosphate (Randall *et al.*, 2016), allowing a more controlled use of N and P in crop fertilisation.

The inclusion of sanitation co-products was decisive for fertilisation with human urine to presented smaller environmental impacts than mineral fertiliser in the selected categories of the baseline scenario. Besides, the energy and environmental break-even points increased to 192 km and 163 km, respectively, in the multiproduct scenario with human urine (HU-m) compared to multiproduct scenario with mineral fertiliser (MF-m). The option of tertiary treatment of wastewater reduce the nutrient release from the conventional system (MF-m), although it can be compensated by increasing energy and input demands. Therefore, the costs of tertiary treatment of wastewater can be applied to implement human urine recovery system as pointed by Richert *et al.* (2010).

The presence of salts in human urine may be a barrier to its application in arid climate regions. Karak and Bhattacharyya (2011) warn that the application of human urine in the field can increase the salinity and electrical conductivity of soils. However, Antonini *et al.* (2012) state that although fertilisation with undiluted human urine has a high content of sodium chloride, its agronomic efficiency was comparable to commercial mineral fertilisers. Most salt-affected soils are found in arid and semi-arid climates, thus monitoring of the soil to control salinity levels, as well as planting tolerant crops (eg. banana and elephant grass), is recommended (Richert *et al.*, 2010). A guideline for human urine use under saline conditions from a long-term investigation under field conditions is suggested by Yongha-Boh and Sauerborn (2014) as soil salinity exceeding 7.6 dS m^{-1} may have a deleterious effect on maize growth (Yongha-Boh *et al.*, 2013). Besides, hormones and pharmaceuticals are not removed through storage of human urine (Munoz-Ardila *et al.*, 2018) and few information about drugs in human urine and their accumulation in soils, transfer to ground water and absorption by crops is available (Karak and Bhattacharyya, 2011). On the other hand, crop damage by insects was smaller in areas fertilised with human urine than in areas with mineral fertilisers (Richert *et al.*, 2010; Botto, 2013), indicating the potential of human urine as a pest control that could reduce pesticide demand of predominant agriculture practices. Therefore, it is necessary to regulate the resource-based sanitation to consider aspects such as type of crop, occupational health, food hygiene and other preventive measures of risk management (Münch *et al.*, 2012).

The increase of water-energy-nutrient nexus efficiency is key to develop a region without putting at risk the security of one resource over another (Mohtar and Daher, 2016). River flow

and hydroelectricity generation in semi-arid regions are susceptible to climate change and, in the case of the Brazilian northeast region, the projected increase of average temperatures by the end of this century is expected to result in a significant rainfall reduction, of around 25-50%, and a larger water demand for irrigation in the São Francisco basin (de-Jong *et al.*, 2018). Therefore, agricultural fertilisation with human urine can effectively contribute to reduce water and energy demands (Fig. 41) along with environmental impacts (Fig. 42) of a region, especially in a country such as Brazil that 56% of the population still lack access to wastewater treatment services (Brasil, 2018). The resource recycling from human urine presented a contribution towards net-zero energy, water and waste as proposed by USDOE (2017). Therefore, urban and rural areas are benefitted from resource-based sanitation (Lüthi *et al.*, 2011). Nonetheless, early dialogue and continuous interaction of stakeholders (producers and consumers) in design and implementation of nutrient recycling programmes are essential to ensure its broad adoption and success (Simha *et al.*, 2017).

6.5 CONCLUSION

Resource-based sanitation can reduce anthropogenic pressure on natural resources, and improve ecological balance and human health as it promotes a circular economy of nutrients. The increase of agricultural yield using a cheaper and local source of nutrients benefits especially low-income countries, while the preservation of natural resources and environmental quality is a worldwide benefit. Therefore, appropriate technological solutions should allow the implementation of the production chain for collection, treatment and use of human urine nutrients in agriculture. Human urine should be used as close as possible when its original volume is kept the same.

The MFA and LCA tools support the environmental diagnosis in order to design metabolic systems in distinct contexts that avoid environmental sub-optimisation and trade-off as demonstrated in the sensitivity scenarios of fertilisation with human urine compared to mineral fertiliser. Therefore, resource-based sanitation, in the form of a sanitation system with net-zero water and energy use as well as waste generation, may play a role in efficiency improvement within the water-energy-nutrient nexus. Many regions worldwide, including Brazil, still lack adequate sanitation to comply with the Sustainable Development Goals of the United Nations. Consequently, resource-based sanitation should be gradually implemented and improved.

6.6 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was financed in part by the *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil* (CAPES) - Finance Code 001 for the PhD scholarship and by the *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq) for the research scholarship. The authors would like to thank PRé Sustainability for the software license andecoinvent association for the license of the inventory database, both on behalf of ACVBrasil. A special thanks to Prof. Marc Á. Boncz from the Federal University of Mato Grosso do Sul (UFMS) for his comments.

7 MELHORIA CONTÍNUA DA INFORMAÇÃO PARA APOIO A TOMADA DE DECISÃO E CUMPRIMENTO DE METAS AMBIENTAIS COM O MÉTODO CONE-INVERTIDO¹³

RESUMO: O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é uma fase laboriosa, devido à quantidade de dados a serem coletados, e a qualidade das informações coletadas afeta os resultados do estudo e define sua capacidade de apoio à tomada de decisão entre a melhor opção de produto com base no critério estabelecido. Assim, para otimizar o processo de coleta de dados deve-se priorizar a melhoria contínua daqueles que apresentam maiores influências (sensibilidade) sobre os resultados. O método Cone-Invertido no nível de produto (melhoria contínua da qualidade dos dados) visa aumentar a confiabilidade dos resultados da pesquisa a partir da identificação dos dados mais relevantes do Inventário, através da análise preliminar dos impactos ambientais, para identificar uma hierarquia de representatividade dos parâmetros de inventário por categoria de impacto e priorizar a melhoria da qualidade dos dados de maior contribuição no sistema de produto considerado. A aplicação do método Cone-Invertido é exemplificada com um estudo de caso (adubação com urina humana e fertilizante mineral). Foi proposta também a aplicação do método Cone-Invertido no nível de política pública para redução gradativa da pegada ambiental dos produtos a fim de atender a capacidade de carga do planeta. Observa-se que os métodos Cone-Invertido no nível de produto e no nível de política pública se complementam à medida que a melhoria da qualidade dos dados permite a tomada de decisão por produtos mais ecológicos e atendimento das metas de redução dos impactos ambientais.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Incerteza. Rotulagem Ambiental. Política Ambiental.

7.1 INTRODUÇÃO

A pressão ambiental aumenta mais rapidamente que a população (WOOD *et al.*, 2018) devido a mudança no seu padrão de consumo. Assim, a comunicação ambiental deve desempenhar um papel chave na sensibilização da população para a escolha de produtos mais ecológicos. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem ganhando a atenção da comunidade científica, sociedade, governos e empresas devido ao seu potencial de avaliação ambiental de produtos e serviços numa abordagem ampla (GUINÉE *et al.*, 2011). A rotulagem ambiental de produto se difunde rapidamente nos EUA, Europa e alguns países da Ásia e deve se tornar obrigatória, assim como ocorre com as informações nutricionais dos alimentos processados. O Programa Nacional de Conservação de Energia Elétrica (PROCEL) desenvolveu recentemente o selo de eficiência energética para edificações e o Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) lançou o Programa Brasileiro de Etiquetagem Veicular (PBEV) para

¹³ De acordo com as normas de publicação do periódico de destino deste artigo, o sistema de referenciamento das fontes citadas no corpo do texto e lista referências declinam da conformidade com as NBR 10520 - *Information and documentation* e 6023 - *Information and documentation – References* da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

eficiência energética e emissões de Gases do Efeito Estufa de automóveis. A rotulagem da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) Qualidade Ambiental lançou em 2016 o selo para pegada de carbono de produtos (ABNT, 2018). Ademais, o Inmetro considera a aprovação dos requisitos gerais do programa de rotulagem ambiental Tipo III – Declaração Ambiental de Produto (DAP) que abrange o ciclo de vida (BRITO, 2017).

A ACV é utilizada para avaliar e comparar potenciais impactos ambientais de sistemas de produto (ABNT, 2009). O estudo de ACV se divide em quatro fases: Definição de Objetivo e Escopo; Inventário do Ciclo de Vida (ICV); Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); e Interpretação. A etapa de Inventário é uma fase laboriosa, devido à quantidade de dados coletados. Na construção do ICV as informações dos processos de primeiro plano são coletadas a partir da revisão da literatura, medições em campo, estimativas e entrevistas com especialistas, enquanto os dados de segundo plano geralmente são oriundos de bases de dados de ciclo de vida. Em relação à qualidade dos dados de inventário, Weidema e Wesnaes (1996) afirmam que as partes do sistema de produto que têm grande influência sobre o resultado precisam ser contempladas pelos dados de melhor qualidade do que as partes que têm menor influência. Os indicadores de qualidade de dados podem ser usados para julgar a consistência da real qualidade dos dados coletados em relação às metas específicas do projeto (WEIDEMA e WESNAES, 1996). A avaliação de incerteza pode ajudar os usuários a verificarem como e quanto à qualidade do modelo influencia os resultados de um estudo de ACV (HEIJUNGS e FRISCHKNECHT, 2005).

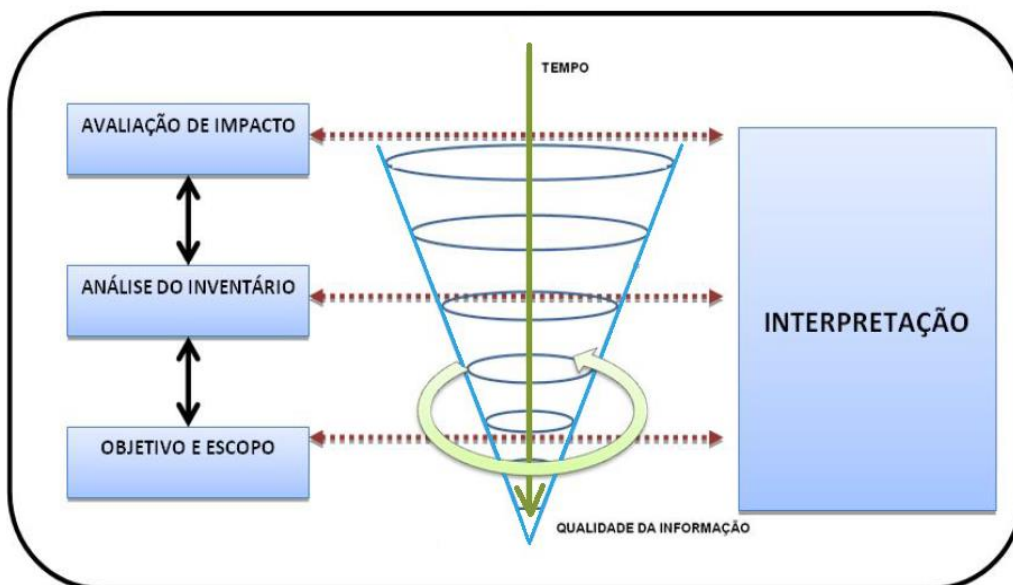
O objetivo deste trabalho foi propor um procedimento metodológico de análise da qualidade de dados de inventário necessária para a diferenciação dos impactos de sistemas de produtos a partir da melhoria contínua da informação.

7.2 MÉTODOS

O binômio da qualidade da informação versus o esforço despendido em sua obtenção constitui um fator limitante nos estudos de ACV. Assim, o método Cone-Invertido orienta a coleta de informações com transparência quanto às suposições e limitações do ICV para aumentar a confiabilidade dos resultados da pesquisa. O método Cone-Invertido foi desenvolvido a partir das discussões dos projetos de otimização ambiental de processos industriais e da aplicação da

ACV na Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) da Universidade Federal da Bahia (UFBA). Assim, essa é a primeira publicação dedicada a apresentação do método de forma sistematizada. Esse método proposto possibilita identificar quais os parâmetros mais relevantes do ICV por meio da análise preliminar dos impactos ambientais, identificação dos dados que apresentam as maiores contribuições dos impactos nas categorias consideradas e melhoria da qualidade dos dados para reduzir a sua variabilidade e permitir o discernimento entre os impactos dos produtos comparados. A cada rodada de cálculo da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é verificado quais dados de inventário mais contribuíram na variabilidade da AICV para melhorá-los e atender a qualidade mínima necessária que permita a comparação entre produtos com discernimento estatístico. Esse procedimento pode ser repetido continuamente como ilustrado na Figura 43.

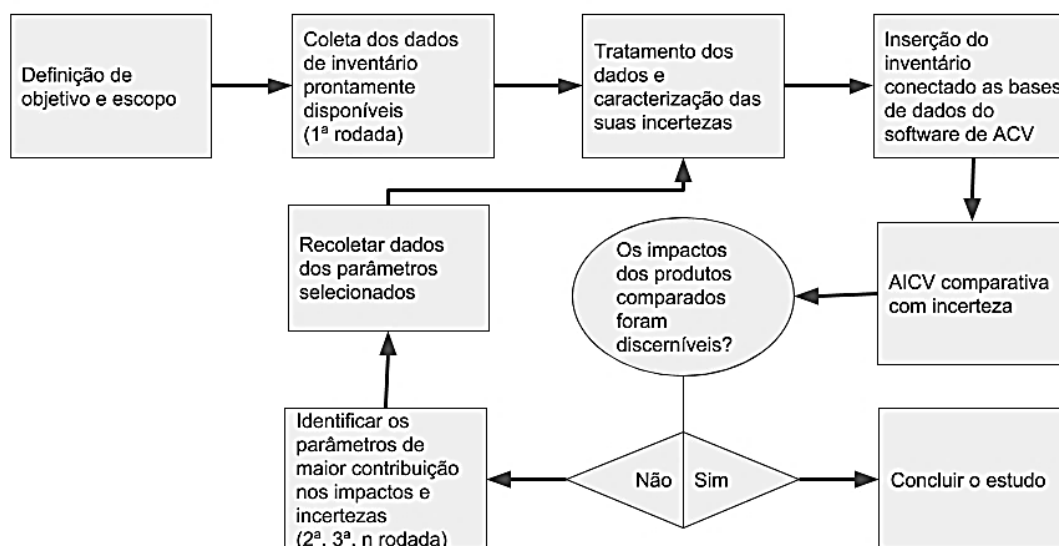
Figura 43 - Desenho esquemático do método Cone-Invertido na estrutura da ACV.



Fonte: Teclim e Coelba (2009).

O método Cone-Invertido considera a primeira rodada de resultados a partir do inventário construído com os dados disponíveis, os primeiros dados encontrados, mesmo que esses possuam baixa confiança quanto à sua qualidade. À medida que se aplica o método, os esforços de melhoria dos dados são priorizados para aqueles mais relevantes no impacto ambiental dos produtos em comparação. Assim, haverá uma interação contínua entre as fases de ICV e AICV até que os sistemas de produto sejam discerníveis para a tomada de decisão. A Figura 44 ilustra as etapas da aplicação do método Cone-Invertido.

Figura 44 - Procedimento de aplicação do método Cone-Invertido.



Fonte: Elaboração do autor.

A aplicação do método Cone-Invertido é exemplificada pela comparação de dois sistemas de produto, sendo um deles com diferentes cenários de qualidade da informação do parâmetro mais representativo (transporte) para a demanda energética. O exemplo da aplicação do Cone-Invertido considerou o estudo de adubação com urina humana comparado ao fertilizante mineral, mais detalhes no Capítulo 6. A avaliação da demanda energética da adubação com urina humana considerou três rodadas de análise em comparação ao fertilizante mineral:

- Urina humana 1ª rodada - considerou uma estimativa grosseira para o consumo de combustível do transporte em 100 km de distância, ida e volta, para o transporte da urina humana;
- Urina humana 2ª rodada - considerou uma estimativa de especialista para o consumo de combustível do transporte em 100 km de distância, ida e volta, para o transporte da urina humana;
- Urina humana 3ª rodada - considerou uma medição para o consumo de combustível do transporte em 100 km de distância, ida e volta, para o transporte da urina humana;

- Fertilizante mineral - considerou o inventário do ecoinvent (NEMECEK e KAGI, 2007) para produção dos fertilizantes com transporte rodoviário de Paulínia-SP a Lapão-BA (1841 km de distância, ida e volta).

O inventário dos cenários de adubação com urina humana e fertilizante mineral é apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 - Inventário de portão a portão dos cenários de adubação com urina humana e fertilizante mineral.

| Fluxos | Unidade | Quantidade | Quantidade | Quantidade |
|--|----------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| | | (GSD ^{2*}) 1ª rodada | (GSD ^{2*}) 2ª rodada | (GSD ^{2*}) 3ª rodada |
| Cenário de adubação com urina humana fresca | | | | |
| Entrada | | | | |
| polietileno de alta densidade | kg | 10 (1,74) | 10 (1,74) | 10 (1,74) |
| moldagem por injeção | kg | 10 (1,74) | 10 (1,74) | 10 (1,74) |
| queima de combustível do transporte | MJ | 7 952 (1,60) | 6 012 (1,22) | 4 624 (1,07) |
| aplicação da urina | m ³ | 43,2 (1,07) | 43,2 (1,07) | 43,2 (1,07) |
| Saída | | | | |
| adubação | ha | 1 | 1 | 1 |
| Cenário de adubação com fertilizante mineral | | | | |
| Entrada | | | | |
| fertilizante, N | kg | | 300 (1,07) | |
| fertilizante, P ₂ O ₅ | kg | | 91,1 (1,07) | |
| fertilizante, K ₂ O | kg | | 64 (1,07) | |
| fertilizante, material inerte | kg | | 498 (1,07) | |
| transporte com B8** | t.km | | 3 320 (2,00) | |
| aplicação do fertilizante | kg | | 953 (1,05) | |
| Saída | | | | |
| adubação | ha | | 1 | |

*GSD²: desvio padrão geométrico quadrado.

**B8: 8% de biodiesel de soja e 92% de diesel no combustível do caminhão.

Fonte: Elaboração do autor.

O método de Avaliação do Ciclo de Vida seguiu as orientações da norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b). Os dados de segundo plano foram obtidos a partir da base de dados ecoinvent (WERNET *et al.*, 2016) versão 3.3 Alloc Rec (MORENO-RUIZ *et al.*, 2016) para os conjuntos de dados globais ou resto do mundo no software Simapro 8 (GOEDKOOOP *et al.*, 2016). O aspecto energético foi baseado no método de Demanda de Energia Acumulada (CED) versão 1.09 (JUNGBLUTH e FRISCHKNECHT, 2010) usado como indicador de consumo de energia em estudos de ACV (FRISCHKNECHT *et al.*, 2015). A caracterização da variabilidade dos parâmetros do inventário de primeiro plano considerou a variabilidade básica e matriz pedigree (WEIDEMA e WESNAES, 1996) com os fatores de variabilidade disponíveis no

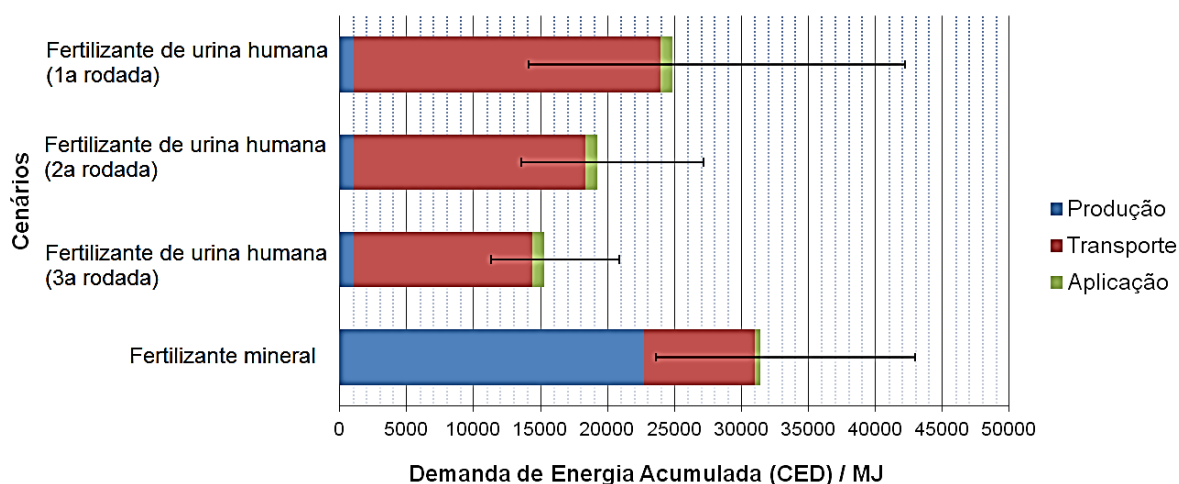
Simapro 8 (GOEDKOOOP *et al.*, 2016) e distribuição lognormal. O cálculo dos resultados de variabilidade da demanda energética utilizou o método Monte Carlo, considerando também a variabilidade contida nos processos unitários da base de dados ecoinvent versão 3.3, com 10 000 ciclos e intervalo de confiança de 95%. A interpretação dos resultados da avaliação de impacto utilizou análise comparativa, análise de contribuição, análise de variabilidade e análise de discernimento (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001).

Foi proposta também a aplicação do método Cone-Invertido no nível de política pública para a redução gradativa da pegada ambiental dos produtos e serviços a fim de atender a capacidade de carga ambiental do planeta.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 45 apresenta o CED da adubação com urina humana para três rodadas de análise do método Cone-Invertido comparado ao fertilizante mineral.

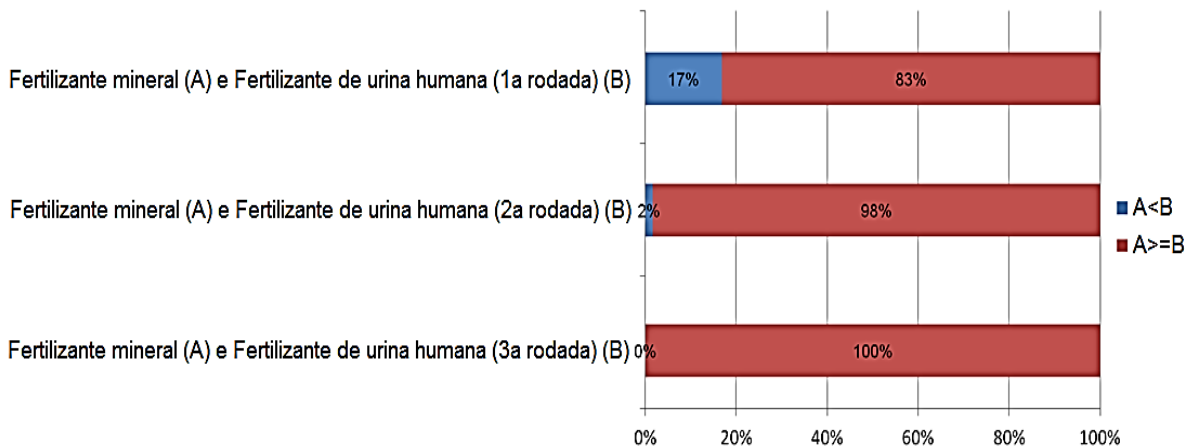
Figura 45 - Comparação da demanda de energia acumulada da adubação com urina humana e fertilizante mineral considerando a variabilidade.



Fonte: Elaboração do autor.

A Figura 46 apresenta a comparação da variabilidade do CED da adubação com urina humana para três rodadas de análise do método Cone-Invertido comparado ao fertilizante mineral.

Figura 46 - Comparação da variabilidade da demanda de energia acumulada da adubação com urina humana e fertilizante mineral.



Fonte: Elaboração do autor.

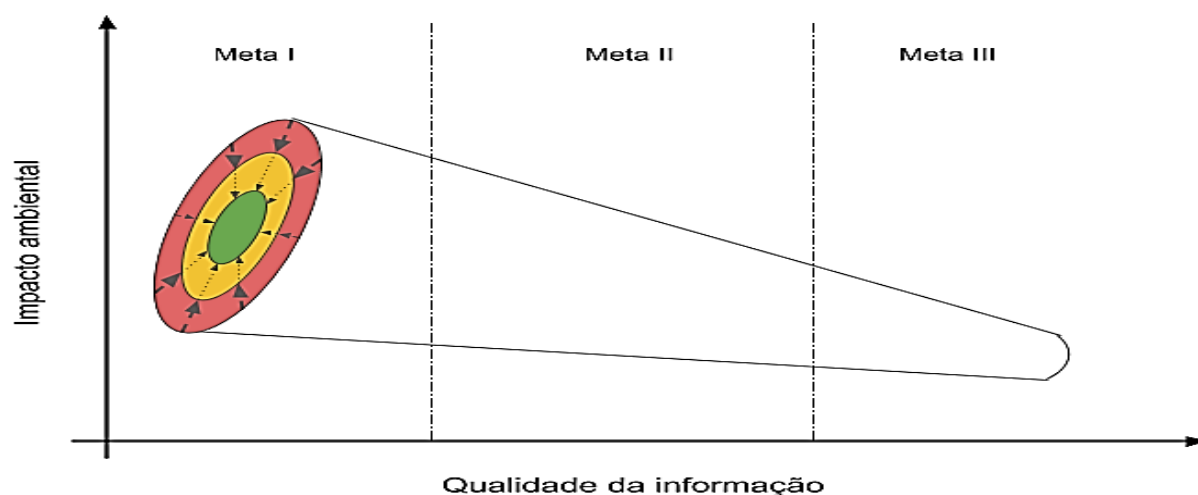
A 1ª rodada de análise resultou numa variabilidade alta que não permitiu discernir o CED da adubação com urina humana comparado ao fertilizante mineral. A 2ª rodada de análise reduziu a variabilidade, porém não foi suficiente para discernir o CED da adubação com urina humana comparado ao fertilizante mineral. Se considerar um limite de 5% de similaridade para discernir estatisticamente os impactos dos produtos em comparação (HEIJUNGS e KLEIJN, 2001) a 2ª rodada é suficiente para concluir o estudo. A 3ª rodada de análise conseguiu reduzir a variabilidade no nível de discernir que o CED da adubação com urina humana foi estatisticamente menor que aquele da adubação com fertilizante mineral. O método Cone-Invertido pode ser usado em combinação com diferentes métodos de análise de variabilidade, a exemplo da variabilidade básica e matriz pedigree para a gestão da qualidade de dados e redução contínua das fontes de incerteza (WEIDEMA e WESNAES, 1996). Assim, o método Cone-Invertido com a análise de variabilidade dos parâmetros de ICV apoia a tomada de decisão com uma maior margem de confiança.

Os conceitos de Pegada Ambiental e Limites Planetários são complementares e juntos formam uma estrutura apropriada para avaliar a sustentabilidade ambiental (FANG, HEIJUNGS e SNOO, 2015). Sandin, Peters and Svanström (2015) apresentam um procedimento a partir dos limites planetários para definir metas de redução de impacto no nível de produto em estudos de ACV, de modo a priorizar as ações nas categorias que apresentam maior risco ambiental. A seguir são apresentadas as metas para redução contínua dos impactos ambientais em três etapas

(Figura 47):

- Meta I: trazer os impactos ambientais das categorias que ultrapassaram os limites planetários na zona vermelha para a zona amarela;
- Meta II: trazer os impactos ambientais das categorias na zona amarela para a zona verde;
- Meta III: manter os impactos ambientais das categorias na zona verde.

Figura 47 - Abordagem conceitual do Cone-Invertido para a redução contínua dos impactos ambientais da sociedade em conformidade com a capacidade de carga planetária.



Fonte: Elaboração do autor.

O método Cone-Invertido no nível de política pública para otimização ambiental e melhoria da qualidade dos dados se relaciona com o Cone-Invertido no nível de produto com o programa de rotulagem ambiental tipo III que considera a abordagem de ciclo de vida. Propõe-se a inserção da rotulagem ambiental dos produtos de forma gradativa:

- Plano I: Declaração Ambiental de Produto (DAP) voluntária para todos os setores;
- Plano II: DAP obrigatória para setores mais impactantes;
- Plano III: DAP obrigatória para todos os setores.

A combinação da Pegada Ambiental e Limites Planetários (ou capacidade de carga) apresenta mais robustez que a pegada ecológica, visto que considera um espectro mais amplo de aspectos

e impactos ambientais (BJØRN *et al.*, 2015). Com a capacidade de carga como referência, a ACV pode usar indicadores absolutos de sustentabilidade ambiental (AESI em inglês), assim um produto apenas pode ser considerado sustentável quando não exceder a capacidade de carga que tem direito. Os direitos de poluir devem ser regulamentados devido aos limites planetários e às diferentes perspectivas sobre o que constitui necessidades (e desejos) do ser humano (BJØRN *et al.*, 2015).

O método Cone-Invertido aplicado no nível de produto economiza tempo na coleta dos dados, visto que a elaboração do inventário é a etapa mais morosa do estudo de ACV. Por outro lado o método Cone invertido aplicado no nível de política pública se beneficia do método Cone-Invertido no nível de produto e vice-versa, à medida que a disponibilidade de dados de melhor qualidade permite a tomada de decisão por opções de produtos e serviços mais ecológicos e promove a redução dos impactos de uma região. Portanto, a combinação dos métodos é sinérgica para ecologização da sociedade.

7.4 CONCLUSÃO

Os estudos de ACV são usados por diversos países para subsidiar a produção mais ecológica de produtos pelas empresas, as compras de produtos mais ecológicos pelos consumidores e elaboração de políticas ambientais pelos governantes. A qualidade dos dados de inventário apresentada pela variabilidade dos parâmetros é um aspecto decisivo para a interpretação do estudo comparativo de ACV e apoio a tomada de decisão. A variabilidade dos parâmetros de inventário, assim como dos fatores de caracterização de impacto, deve permitir a diferenciação dos sistemas de produto. Os esquemas de rotulagem ambiental devem considerar a variabilidade dos resultados, mesmo que isso implique em comparações que não tenham diferença estatística. Este esforço disponibiliza mais dados para compor os inventários de primeiro plano (coleta) e segundo plano (bases de dados) de sistemas de produto de modo a reduzir sua variabilidade. Outras incertezas dos estudos de ACV atribucional como a definição do procedimento de alocação e escolha dos métodos de impacto também demandam aprimoramentos para os estudos de ACV terem mais credibilidade e aceitação pela sociedade. A política ambiental de produto com base no ciclo de vida associada à política ambiental de regiões com base na capacidade de carga planetária pode usar a lógica do Cone-Invertido para melhorar de forma continuada a qualidade ambiental e mantê-la.

7.5 AGRADECIMENTOS

As instituições de fomento a pesquisa como Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio através de bolsas de pesquisa, a PRé Sustainability pela licença do software Simapro® e ecoinvent™ Association pela licença da base de dados de inventário em nome da ACVBrasil.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O aumento do padrão de consumo da humanidade, assim como o aumento populacional, se apresenta insustentável e desafia as lideranças do mundo a uma governança que incorpore os paradigmas alinhados com a prevenção da poluição e ecologia industrial. A disponibilidade de recursos locais e a redução da poluição aumentam a resiliência dos assentamentos humanos para enfrentar as alterações ambientais como a mudança climática. Portanto, esta tese promove a melhoria da eficiência energética e do desempenho ambiental do nexo água-energia-nutriente, com ênfase no setor de saneamento. O reúso das águas servidas foi considerado como uma otimização ambiental na perspectiva de fim de tubo, enquanto a segregação do efluente do domicílio previne a poluição a partir da fonte geradora. Dessa forma, a tese focou na recuperação dos nutrientes da urina humana para avaliar os indicadores de desempenho energético e ambiental, propor cenários de melhoria e identificar cenários mais favoráveis.

Nesse sentido, foram identificadas as tecnologias de aproveitamento dos recursos naturais do saneamento doméstico, especialmente aquelas associadas à recuperação dos nutrientes da urina humana. Dentre elas, foram selecionadas algumas tecnologias para modelar as rotas tecnológicas de aproveitamento da urina humana através da segregação do efluente doméstico com mictório seco, armazenamento, coleta, transporte e aplicação da urina no campo. Os ganhos energéticos e ambientais da recuperação de recurso do saneamento a partir da urina humana foram representativos e economicamente atrativos.

O potencial de economia de energia da recuperação da urina humana representou 113% e 112% da demanda de energia do saneamento (abastecimento de água e tratamento de efluente) por pessoa na região do Portal do Sertão, estado da Bahia, e no Brasil, respectivamente. Esse ganho energético diminuiu para 83% na região do Portal do Sertão e 81% no Brasil se a urina humana for transportada e processada. Em relação aos custos, o conteúdo de fertilizante e a economia de água da coleta de urina humana em mictório seco podem cobrir 76% e 40% dos custos do serviço de água e esgoto doméstico por pessoa quando praticada em prédios públicos, comerciais e industriais com atividades de tempo integral e parcial, respectivamente, principalmente devido às tarifas desta classe de consumidores serem mais altas que a tarifa residencial. Os nutrientes obtidos da urina humana do Portal do Sertão são capazes de atender 75% da demanda regional recomendada de nitrogênio, 31% de fósforo e 31% de potássio.

A urina humana é produzida pelas pessoas de forma distribuída, enquanto o adubo mineral é produzido em indústrias de forma centralizada. Dessa forma, o adubo mineral precisa ser transportado por longas distâncias até a área agrícola. No entanto, uma parte da urina humana que não é aproveitada nas zonas urbanas também deve ser transportada para áreas rurais. Nesse sentido, foi questionado se os sistemas de saneamento baseado em recurso, propostos para recuperar os nutrientes da urina humana apresentam vantagens energéticas e ambientais em si ou se eles dependem dos ganhos adicionais dos seus coprodutos para justificar a sua adoção. Foram selecionadas rotas tecnológicas de adubação com fertilizantes minerais para compará-las com a adubação a partir da urina humana. Foram avaliadas a demanda energética e o desempenho ambiental dos cenários propostos em comparação às práticas predominantes. O método de Avaliação do Ciclo de Vida foi usado no diagnóstico e prognóstico ambiental de produtos associado às ferramentas de Produção Mais Limpa e Análise de Fluxo de Material. A abordagem sistêmica do pensamento de ciclo de vida, antes do estudo de ACV, contribuiu na definição do sistema de produto, escolha das categorias de impacto mais relevantes para o estudo de caso e elaboração de cenários a serem analisados.

O limite da distância percorrida por caminhão para a adubação com urina humana ser mais vantajosa que a adubação com fertilizante mineral foi 95 km para o indicador energético e 39 km para os indicadores ambientais selecionados. Esse limite aumenta para 134 km para o indicador energético e 77 km para os indicadores ambientais selecionados quando o adubo mineral foi transportado por 1841 km. Os métodos de controle da degradação da ureia, contida tanto na urina humana como no adubo mineral, em amônia reduziu os valores dos indicadores de acidificação e eutrofização. A expansão das fronteiras do sistema de produto para incluir a redução do abastecimento de água e tratamento de esgoto referente a uma população doadora de urina que usa mictório seco aumentou o limite do transporte da urina humana por caminhão para 192 km no indicador energético e 163 km nos indicadores ambientais selecionados.

A análise da sensibilidade dos parâmetros foi utilizada na tese para verificar a influência de diferentes contextos de aplicação do saneamento baseado em recurso. A análise de sensibilidade incluiu os parâmetros que apresentaram maior contribuição nos impactos ambientais, dessa forma pode-se considerar a implantação do saneamento baseado em recurso sob diferentes condições e localidades. A avaliação da incerteza dos cenários modelados foi utilizada para

apoiar a tomada de decisão. Nesse sentido, observa-se que os estudos de ACV tem contribuído muito na compreensão da complexidade dos sistemas de produto, assim como a ordem de grandeza dos aspectos e impactos ambientais. Por outro lado, o Brasil carece de base de dados de inventário para reduzir a variabilidade dos parâmetros de estudos de ciclo de vida que utilizam inventários de outras regiões do mundo para representar o contexto brasileiro.

A implementação do sistema de aproveitamento da urina humana envolve aspectos técnicos, econômicos, sociais, ambientais, de saúde, culturais e políticos. O modelo de gestão e infraestrutura para aproveitar a urina humana coletada nas cidades para aplicação nas áreas agrícolas variam em cada caso, no entanto todos eles devem seguir a abordagem multibarreiras de prevenção dos riscos de contaminação da cadeia de aproveitamento da urina humana para garantir a saúde dos atores envolvidos no sistema. Uma sugestão de infraestrutura é considerar o mictório seco móvel, tanque de armazenamento ou armazenamento dos próprios recipientes do mictório, coleta da urina do tanque por bomba de sucção à vácuo ou manualmente a partir dos recipientes do mictório, transporte da urina para as áreas agrícolas, armazenamento e aplicação na lavoura. Sugere-se iniciar a aplicação da urina humana em cultivos não-alimentares para aumentar a aceitação e confiança da população. Os experimentos de uso agrícola da urina humana em escala de comunidade permitem o aprofundamento de questões como à absorção de fármacos pelas plantas. A inserção do saneamento seco nas cidades deve ocorrer gradativamente, considerando a predominância do saneamento por veiculação hídrica. A viabilidade do sistema de aproveitamento da urina humana na agricultura depende de cada cenário, assim deve-se executar experimentos de escala real em escolas e prédios públicos para consolidar e otimizar o sistema.

A tese contribui no entendimento da cadeia de produção do saneamento baseado em recurso para promover a sustentabilidade ambiental dos setores de fertilizante, agrícola, habitação e saneamento. A análise da transição tecnológica e comportamental para a sociedade sustentável deve abranger os benefícios inter-setoriais, senão corre-se o risco de investir tempo e esforço em soluções de otimização de processo sem considerar ganhos maiores com a otimização dos sistemas de processo. Por exemplo, o reúso das águas servidas (corrente cinza do efluente doméstico) é uma solução complementar de otimização ambiental após considerar a redução das perdas, redução do consumo e segregação do efluente para o aproveitamento das correntes amarela e marrom. Ademais, a produção agrícola deve promover o aumento da eficiência do

uso de adubo aplicado na lavoura e usar outras fontes de nutriente como fezes, lodo, composto, excreta animal e fixação biológica de nitrogênio para complementar a urina humana no atendimento da demanda de nutrientes de uma região. Observa-se a necessidade de regulação do setor a partir de políticas públicas e normas técnicas mais específicas, assim como incentivos para a sua inovação tecnológica, para acelerar a transição do saneamento predominante (economia linear) para um saneamento baseado em recurso (economia circular). Algumas recomendações de pesquisa são apresentadas a seguir:

- Analisar cenários de universalização do saneamento com sistema de tratamento terciário para remoção dos nutrientes do efluente doméstico com e sem a recuperação dos nutrientes da ETE;
- Analisar cenários de processamento da urina humana com tecnologias de redução do volume e recuperação dos nutrientes;
- Analisar cenários de eficiência na absorção dos nutrientes da urina humana na agricultura e aquicultura;
- Analisar cenários de combinação de urina humana com outros adubos como biossólido, composto e excreta animal na agricultura;
- Analisar quantitativamente os aspectos sociais que foram abordados neste trabalho apenas de forma qualitativa;
- Analisar quantitativamente e de forma mais abrangente os aspectos econômicos que foram abordados sucintamente neste trabalho devido à sua ênfase nos aspectos técnicos e ambientais; e
- Analisar os riscos de ingestão de fármacos residuais contidos em alimentos cultivados com urina humana.

REFERÊNCIAS¹⁴

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

EC. **On the implementation of the circular economy action plan**. Brussels: European Commission, 2017.

CAPÍTULO 2 - SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

ABNT. **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009a.

ABNT. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009b.

ALVARENGA, R. A. F.; LINS, I. DE O.; DE ALMEIDA NETO, J. A. Evaluation of Abiotic Resource LCIA Methods. **Resources**, v. 5, n. 1, 2016.

BACCINI, P.; BRUNNER, P. H. **Methabolism of anthroposphere: analysis, evaluation, design**. 2. ed. Cambridge: The MIT Press, 2012. 408 p.

BACH, V.; FINKBEINER, M. Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods---demonstrated for the categories acidification and eutrophication. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 3, p. 387–397, 2017.

BESSA, F.; VASCONCELOS, C. Discussão sobre biorrefinarias aproximam empresas e instituições de pesquisa. **Agroenergia**, v. III, n. 4, 2012.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. **Practical handbook of material flow analysis**. 1. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

BULLE, C. *et al.* IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2019.

COLTRO, L. *et al.* **Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007.

DITTRICH, M. *et al.* **Green economies around the world?** Implications of resource use for development and the environment. Vienna: Sustainable Europe Research Institute - SERI,

¹⁴ As referências foram organizadas por capítulo da tese. Conforme anteriormente assinalado, as fontes dos textos destinados a publicações estrangeiras, preservando as exigências normativas do destino, declinam a conformidade com as NBR 6023 - *Information and documentation – References*, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

2012.

DOSSCHE, C.; BOEL, V.; CORTE, W. DE. Use of Life Cycle Assessments in the Construction Sector: Critical Review. **Procedia Engineering**, v. 171, p. 302–311, 2017.

EC. **Commission recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations**. Luxemburgo: European Commission, Official Journal of the European Union, 2013.

EC. **Closing the loop – An EU action plan for the circular economy** (portuguese version). Brussels: European Commission, 2015.

EDGAR, T. F.; HIMMELBLAU D. M.; LASDON L. S. **Optimization of chemical processes**. New York: McGraw-Hill, 2001.

FERREIRA, J. **Análise do Ciclo de Vida dos Produtos**. 2004. Tese (Doutorado), Instituto Politécnico de Viseu, Viseu, 2004.

FINNVEDEN, G. A world with CO₂ caps. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 5, p. 365-367, 2008.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 7, p. 957–969, 2015.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Executive Summary. In: UNEP-SETAC. Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators (Vol 1). Paris:UNEP DTIE Sustainable Lifestyles, Cities and Industry Branch, 2017.

FRISCHKNECHT, R. **Modelling of product systems in life cycle inventory analysis: Synopsis of Attributional and Consequential LCI Models – Properties and Differences**. Uster: ESU-services Ltd., 2006.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. **Ecologia Industrial: conceitos, ferramentas e aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher, 2006.

HAUSCHILD, M. Z. *et al.* Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 683–697, 2013.

HEIJUNGS, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 473–476, 2014.

HEIJUNGS, R.; FRISCHKNECHT, R. Representing Statistical Distributions for Uncertain Parameters in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 4, p. 248–254, 2005.

HEIJUNGS, R.; SUH, S.; KLEIJN, R. Numerical Approaches to Life Cycle Interpretation - The case of the Ecoinvent'96 database (10 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 2, p. 103–112, 2005.

HOEKSTRA A. Y. *et al.* **Manual de Avaliação da Pegada Hídrica: Estabelecendo o Padrão Global.** Londres: Earthscan, 2011.

HUIJBREGTS, M. A. J. Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 5, p. 273-280, 1998a.

HUIJBREGTS, M. A. J. Application of uncertainty and variability in LCA. Part II: Dealing with Parameter Uncertainty and Uncertainty due to Choices in Life Cycle Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, n. 1, p. 343-351, 1998b.

HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 138-147, 2017.

HUIJBREGTS, M. Uncertainty and variability in environmental life-cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, n. 3, p. 173-173, 2002.

ILCD. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance.** 1. ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010 (Traduzido por Luiz Marcos Vasconcelos 'Manual do Sistema ILCD: Guia geral para avaliações do ciclo de vida - orientações detalhadas. Brasília-DF: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT, 2014).

JØRGENSEN, A.; HERRMANN, I. T.; BJØRN, A. Analysis of the link between a definition of sustainability and the life cycle methodologies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1440-1449, 2013.

KIPERSTOK, A.; MARINHO, M. O desafio desse tal de desenvolvimento sustentável: o programa de desenvolvimento de tecnologias sustentáveis da Holanda. **Bahia Análise e Dados**, v. 10, n. 4, p.221-232, 2001.

LIFSET, R.; GRAEDEL, T. E. Industrial Ecology. In: WRIGHT, J. D. (Ed.). **International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences** (Second Edition). Oxford:Elsevier, 2015.

MATTILA, T. *et al.* Uncertainty in environmentally conscious decision making: beer or wine? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 6, p. 696-705, 2012.

MEDEIROS, D. L. *et al.* Life cycle assessment in the furniture industry: the case study of an office cabinet. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 11, p. 1823-1836, 2017.

MÜNCH, E. *et al.* **Compilation of 13 factsheets on key sustainable sanitation topics.** Eschborn: Sustainable Sanitation Alliance, 2012.

NOVAES, R. M. L. *et al.* Estimating 20-year land-use change and derived CO2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. **Global Change Biology**, v. 23, n. 9, p. 3716-3728, 2017.

ONU. **Roteiro para a Localização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: Implementação e Acompanhamento no nível subnacional.** _____: Organização das

Nações Unidas no Brasil, 2016.

OWSIANIAK, M. *et al.* IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 5, p. 1007–1021, 2014.

PAULIUK, S. *et al.* Industrial ecology in integrated assessment models. **Nature Climate Change**, v. 7, p. 13–20, 2017.

PE INTERNATIONAL. **Methodology Report – Pilot Study Diesel, Contribution to the Brazilian National Life Cycle Inventory (LCI) Database**. _____: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, 2008. Disponível em <http://acv.ibict.br/publicacoes/inventarios-brasileiros/datasets-da-replan-no-inventario-do-diesel-brasileiro> Acesso em: 29 jul. 2010.

RICHERT, A. *et al.* **Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production**. Stockholm: Sweden, 2010. Disponível em: www.ecosanres.org Acesso em: 22 mai. 2018.

ROCKSTRÖM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, p. 472–475, 23 set. 2009.

SABERI, S.; KOUHIZADEH, M.; SARKIS, J. Blockchain technology: A panacea or pariah for resources conservation and recycling? **Resources, Conservation and Recycling**, v. 130, p. 80–81, 2018.

SANTOS, G. F. M.; LIMA, A. M. F.; TANIMOTO, A. H. Suporte dos softwares de Avaliação do Ciclo de Vida para estudo ambiental da cadeia produtiva do biodiesel. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 5., 2012, Salvador. **Anais...** Salvador: UFLA, 2012.

SILVA, D. A. L. *et al.* Quality tools applied to Cleaner Production programs : a first approach toward a new methodology. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 174–187, 2013.

SINDEN, G. The contribution of PAS 2050 to the evolution of international greenhouse gas emission standards. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 3, p. 195–203, 2009.

SMETANA, S.; SEEBOLD, C.; HEINZ, V. Neural network, blockchain, and modular complex system: The evolution of cyber-physical systems for material flow analysis and life cycle assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 133, p. 229–230, 2018.

STEFFEN, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855(1-10), 2015.

SUSANA. What is sustainable sanitation? **Sustainable Sanitation Alliance**, 2018. Disponível em: <https://www.susana.org/en/about/vision-mission/sustainable-sanitation> Acesso em: 22 mai. 2018.

TANIMOTO, A. H. **A economia medida pela Análise de Fluxo de Massa (AFM): A desmaterialização da economia nos países desenvolvidos sustentada pelos recursos naturais**

dos países emergentes, a exemplo do Brasil. 2010. 154 f. Tese (Doutorado) - Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

UGAYA, C. M. L.; DE-ALMEIDA-NETO, J. A.; FIGUEIREDO, M. C. B. DE. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o contexto brasileiro**. Brasília: Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) / Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), 2019.

UNIDO. **Manual on the development of cleaner production policies - approaches and instruments**. Vienna: United Nations Industrial Development Organization, 2002.

USEPA. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Systems Analysis Branch (EPA/600/R-06/060), 2006.

VERONES *et al.* LCIA framework and modelling guidance (Chapter 2). In: **UNEP-SETAC. Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators (Vol 1)**. Paris: UNEP DTIE Sustainable Lifestyles, Cities and Industry Branch, 2017.

WARDENAAR, T. *et al.* Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 8, p. 1059–1067, 2012.

WEIDEMA, B. P.; WESNÆS, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3, p. 167–174, 1996.

WILLIAMS, H. P. **Model building in mathematical programming**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 2013.

WOOD, R. *et al.* Growth in Environmental Footprints and Environmental Impacts Embodied in Trade: Resource Efficiency Indicators from EXIOBASE3. **Journal of Industrial Ecology**, v. 22, n. 3, p. 553–564, 2018.

CAPÍTULO 3 - NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE NO SANEAMENTO DOMÉSTICO

ALVES, I. R.; MOTA, S.; SANTOS, A. B. Avaliação das modificações nas propriedades de um solo pelo uso de esgoto doméstico tratado na irrigação do coqueiro. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 28, n. 1, p. 42-50, 2007.

BENETTO, E. *et al.* Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 5, p. 1506–1516, 2009.

BEZERRA, F. M. L. *et al.* Irrigation with domestic treated sewage and nitrogen fertilizing in sunflower cultivation. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 6, p. 1186–1200, 2014.

BOTELHO, G. L. P. **Avaliação do consumo de água em domicílios: fatores intervenientes e metodologia para setorização dos usos**. 2013. 197 f. Dissertação (Mestrado) - Escola

Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014. Brasília-DF: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades (MCIDADES), 2016. 212 p.

BRASIL. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016. Brasília-DF: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades (MCIDADES), 2018. 218 p.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. Sistemas de esgotamento sanitário: conhecer o passado para moldar o futuro. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24., 2007, Belo Horizonte-MG. **Anais...** Belo Horizonte-MG: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. 2007.

CORDELL, D. *et al.* The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 292–305, 2009.

COROMINAS, L. *et al.* Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.

CUNHA K. F. 2013 Caracterização e monitoramento do consumo de água em habitações de interesse social. Universidade Federal do Espírito Santo (Trabalho de Conclusão de Curso), Vitória.

EDENHOFER, O. *et al.* Technical Summary. In: _____. **Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2014.

EPE. **Balanco Energético Nacional 2018- Ano base 2017.** Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética, 2018a.

EPE. **Balanco Energético Nacional 2018 - Ano base 2017: Relatório Síntese.** Rio de Janeiro: Empresa de Pesquisa Energética, 2018b.

FAO. **The 10 elements of agroecology**: guiding the transition to sustainable food and agricultural systems. Rome: Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nation, 2018.

FEITOSA, T. *et al.* Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. **Rev. Tecnol.**, v. 30, n. 1, p. 53-60, 2009.

FREITAS, C. A. S. DE *et al.* Efluente de esgoto doméstico tratado e reutilizado como fonte hídrica alternativa para a produção de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p. 727–734, 2013.

FUNAMIZU, N. **Resource-Oriented Agro-sanitation Systems**: Concept, Business Model, and Technology. Tokyo: Springer Japan, 2019.

GALLICE, A.; BIRKVED, M.; KECH, S. SewageLCI 1.0 - A first generation inventory

model for quantification of chemical emissions via sewage systems. Application on chemicals of concern. In: SETAC Europe Annual Meeting, 25th, 2015, Barcelona. **Anais...** Barcelona: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 2015.

GALLOWAY, J. N. *et al.* The Nitrogen Cascade. **BioScience**, v. 53, n. 4, p. 341–356, 2003.

GARRIDO-BASERBA, M. *et al.* Including the environmental criteria when selecting a wastewater treatment plant. **Environmental Modelling and Software**, v. 56, p. 74–82, 2014.

GATES-FOUNDATION. Bill Gates Names Winners of the Reinvent the Toilet Challenge. **Bill & Melinda Gates Foundation**, 2012. Disponível em: <http://www.gatesfoundation.org/media-center/press-releases/2012/08/bill-gates-names-winners-of-the-reinvent-the-toilet-challenge> Acesso em: 22 mai. 2018.

GONÇALVES, R. F. *et al.* Tecnologias de tratamento de correntes de esgotos segregadas aplicadas a empreendimentos habitacionais (Capítulo 5). In: DOS-SANTOS, A. B. **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. Fortaleza: Impreco, 2019.

GUTIERREZ, K. G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante Avaliação do Ciclo de Vida**. 2014. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

HESPANHOL, I. A inexorabilidade do reúso potável direto. **Revista DAE**, v. 63, n. 198, p. 63–82, 2015.

HESPANHOL, I. Normas anormais. **Revista DAE**, n. 194, p. 6–23, 2014.

HESPANHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.

JÖNSSON, H. *et al.* **Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production**. Stockholm: Stockholm Environment Institute, 2004.

KALBAR, P. P.; MUÑOZ, I.; BIRKVED, M. WW LCI v2: A second-generation life cycle inventory model for chemicals discharged to wastewater systems. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 1649–1657, 2018.

KHIEWWIJIT, R. *et al.* Energy and nutrient recovery for municipal wastewater treatment: How to design a feasible plant layout? **Environmental Modelling & Software**, v. 68, p. 156–165, 2015.

KIPERSTOK, A.; KIPERSTOK, A. C. Technology Improvements or Influencing User Behaviour for Water Savings in Administrative and University Buildings: Which One Should Come First? (Chapter 5). In: GHISI, E. **Frontiers in Civil Engineering (Volume 2): Water Savings in Buildings**. Sharjah: Bentham Science Publishers, 2017.

KOOTTATEP, T.; COOKEY, P. E.; POLPRASERT, C. **Regenerative Sanitation: A New Paradigm for Sanitation 4.0**. London:IWA Publishing, 2019.

KUBLER, H.; FORTIN, A.; MOLLETA, L. **Reúso de Água nas Crises Hídricas e Oportunidades no Brasil**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

LÜTHI, C. *et al.* **Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action**. Rijswijk: Papiroz Publishing House, 2011.

MAGID, J. *et al.* Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: A technical theoretical framework applied to the medium-sized town Hillerød, Denmark. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 44–54, 2006.

MAURER, M.; SCHWEGLER, P.; LARSEN, T. A. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 37–46, 2003.

MCCARTY, P. L.; BAE, J.; KIM, J. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer—Can This be Achieved? **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 17, p. 7100–7106, 2011.

MMA. **Conjuntos de normas legais: recursos hídricos**. 8. ed. Brasília-DF; Ministério do Meio Ambiente, 2014.

MÖLLER, F.; CIROTH, A. **Environmental Product Declarations (EPD) - A short overview**. Berlim: GreenDelta, 2015.

MOTA, F. S. B. *et al.* Irrigação da mamona (*ricinus communis l.*) usando esgoto. **Revista DAE**, n. 178, p. 58-66, 2008.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. Introdução. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (Org.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2009.

MÜNCH, E. *et al.* **Compilation of 13 factsheets on key sustainable sanitation topics**. Eschborn: Sustainable Sanitation Alliance, 2012.

MUÑOZ, I. *et al.* A model and tool to calculate life cycle inventories of chemicals discharged down the drain. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 6, p. 986–1004, jun. 2017.

NARAIN, S. Sanitation for all. **Nature**, v. 486, p. 185, 2012.

NG, B. J. H. *et al.* Environmental life cycle assessment of different domestic wastewater streams: policy effectiveness in a tropical urban environment. **Journal of environmental management**, v. 140, p. 60–68, 2014.

OLIVEIRA, P. C. P. DE *et al.* Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 8, p. 861–867, 2013.

ONU. **Roteiro para a Localização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável: Implementação e Acompanhamento no nível subnacional**. _____: Organização das Nações Unidas no Brasil, 2016.

- OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas. In: SPECIALISED CONFERENCE ON SMALL WATER AND WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, 5., 2002, Istanbul. **Anais...** Istanbul: International Water Association, 2002.
- PACHAURI, R. K.; MEYER, L.A. **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2014.
- PANESAR, A. *et al.* Sustainable Sanitation Systems (capítulo 7). In: LÜTHI, C. *et al.* **Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action**. Rijswijk: Papiroz Publishing House, 2011. p. 106-117.
- PAULO, P. L. *et al.* Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados (Capítulo 9). In: DOS-SANTOS, A. B. **Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais**. Fortaleza: Impreco, 2019.
- PINTO, M. T. *et al.* Capítulo 12 - Elementos para Decisão Acerca do Reúso ou Lançamento do Esgoto Tratado. In: MOTA, F. S. B.; Von Sperling, M. (Org.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES (Projeto PROSAB), 2009. p. 406-425.
- POSSETTI, G. R. C.; CHERNICHARO, C. A. L. **ProBio 1.0 (Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB): Fundamentação Teórica (versão 1.0)**. _____: SANEPAR e UFMG, 2015.
- RICHERT, A. *et al.* **Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production**. Stockholm: Sweden, 2010. Disponível em: www.ecosanres.org Acesso em: 22 mai. 2018.
- SANTOS, E. S. DOS *et al.* Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 45–54, 2011.
- SANTOS, L. V. **Desempenho ambiental de Estação de Tratamento de Esgotos implantada em uma unidade de ensino**. 2018. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.
- SCHÜTZE, T.; BRACKEN, P.; PARKINSON, J. Looking Back to Move Forward (Capítulo 3). In: LÜTHI, C. *et al.* **Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action**. Rijswijk: Papiroz Publishing House, 2011. p. 36-47.
- SHRESTHA, R. R. Eco home for sustainable water management: a case study in Kathmandu, Nepal. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION: FOOD AND WATER SECURITY FOR LATIN AMERICA, 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Ecosanlac e UFC, 2007.
- STEFFEN, W. *et al.* Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855(1-10), 2015.
- SUTTON, M. A. *et al.* **Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution**. Edinburgh: Global Partnership on Nutrient Management

(GPNM)/International Nitrogen Initiative (INI), 2013.

TANAJURA, C. A. S.; GENZ, F.; ARAUJO, H. A. Mudanças climáticas e recursos hídricos na Bahia: Validação da simulação do clima presente do HadRM3P e comparação com os cenários A2 e B2 para 2070-2100. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, p. 345–358, 2010.

TBC. **The Circular Sanitation Economy: New Pathways to Commercial and Societal Benefits**. Geneva: Toilet Board Coalition, 2017.

UNICEF. **Ecological Sanitation Practitioner's Handbook**. New Delhi:United Nations Children's Fund (UNICEF), 2011.

VERSTRAETE, W.; CAVEYE, P.; DIAMANTIS, V. Maximum use of resources present in domestic “used water”. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 23, p. 5537–5545, 2009.

VINCE, F. *et al.* LCA tool for the environmental evaluation of potable water production. **Desalination**, v. 220, n. 1, p. 37–56, 2008.

WALSH, B. P.; MURRAY, S. N.; O’SULLIVAN, D. T. J. The water energy nexus, an ISO50001 water case study and the need for a water value system. **Water Resources and Industry**, v. 10, p. 15–28, 2015.

WHO. **Domestic Water Quantity, Service, Level and Health**. Geneva: World Health Organization, 2003.

WHO. **Drinking water**: Fact sheet n° 391. _____: World Health Organization, 2015a.

WHO. Drinking-water: key facts. **World Health Organization**, 2019. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water> Acesso em: 2 ago. 2019.

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**: wastewater use in agriculture (volume II). Geneva: World Health Organization, 2006.

WHO. **Key Facts from JMP 2015 Report**. _____: World Health Organization, 2015b.

X-RUNNER. Our model. **Xrunner-venture**, 2016. Disponível em: <http://www.xrunner-venture.com/the-system/4583965217> Acesso em: 05 mar. 2016.

CAPÍTULO 4 - ESTADO-DA-ARTE DO APROVEITAMENTO DA URINA HUMANA NA AGRICULTURA

ANTONINI, S. *et al.* Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. **Science of the Total Environment**, v. 414, n. 1, p. 592–599, 2012.

ATLEE, J. *et al.* **Guide to Starting a Community-scale Urine Diversion Program**. Brattleboro:Rich Earth Institute, 2019.

BONCZ, M. A. *et al.* Methods for stabilizing and concentrating human urine for use as a fertilizer. In: IWA SPECIALIZED CONFERENCE ON RESOURCES-ORIENTED SANITATION, 5., 2016, Athens. **Anais...**, Athens: National Technical University of Athens/Hellenic Water Association, 2016. p. _____.

CHARIAR, V. M.; SAKTHIVEL, S. R. **Waterless Urinals: A Resource Book**. New Delhi/New Delhi: Indian Institute of Technology Delhi/The Vigyan Vijay Foundation, 2009.

COHIM, E. *et al.* Avaliação da perda de nitrogênio em sistema de armazenamento de urina com isolamento da atmosfera. In: Congresso Interamericano AIDIS, XXXI, 2008, Santiago. **Anais...** Santiago: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS. 2008.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. Sistemas de esgotamento sanitário: conhecer o passado para moldar o futuro. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24º, 2007, Belo Horizonte-MG. **Anais...** Belo Horizonte-MG: ABES. 2007.

EC. **Commission recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations**. Luxemburgo: European Commission, Official Journal of the European Union, 2013.

ETTER, B. *et al.* Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 852–862, 2011.

ETTER, B. *et al.* Water Hub @ NEST: A Living Lab to Test Innovative Wastewater Treatment Solutions. In: IWA SPECIALIZED CONFERENCE ON RESOURCES-ORIENTED SANITATION, 5., 2016, Athens. **Anais...**, Athens: National Technical University of Athens/Hellenic Water Association, 2016. p. _____.

ETTER, B.; UDERT, K. **VUNA handbook on urine treatment**. Dübendorf: Eawag, 2015.

FLANAGAN, C. P.; RANDALL, D. G. Development of a novel nutrient recovery urinal for on-site fertilizer production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 5, p. 6344–6350, 2018.

FRANÇOIS, M. **Percepção do uso da urina entre agricultores familiares de Serrinha-BA**. 2018.78 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2018.

Global Dry Toilet Association of Finland. Biourea - Use of Urine as Fertiliser. **Global Dry Toilet Association of Finland**, 2017. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=hrPuFDxp9B4> Acesso em: 21 jul. 2019

IBGE. Conheça cidades e estados do Brasil. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2019. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br> Acesso em: 31 jan. 2019.

JÖNSSON, H. *et al.* **Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production**. Stockholm: Stockholm Environment Institute, 2004.

LÜTHI, C. *et al.* **Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action**. Rijswijk: Papiroz Publishing House, 2011.

LÜTHI, C.; MARKARD, J.; PARKINSON, J. Putting Plans into Practice. In: LÜTHI, C. *et al.* **Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action**. Rijswijk: Papiroz Publishing House, 2011. Cap. 8, p. 120-145.

MAGID, J. *et al.* Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: A technical theoretical framework applied to the medium-sized town Hillerød, Denmark. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 44–54, 2006.

MAURER, M.; PRONK, W.; LARSEN, T. A. Treatment processes for source-separated urine. **Water Research**, v. 40, n. 17, p. 3151–3166, 2006.

MAURER, M.; SCHWEGLER, P.; LARSEN, T. A. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 37–46, 2003.

MÜNCH, E. *et al.* **Compilation of 13 factsheets on key sustainable sanitation topics**. Eschborn: Sustainable Sanitation Alliance, 2012.

NOE-HAYS, A. *et al.* Urine diversion for nutrient recovery and micropollutant management: results from a regional urine recycling program. In: PROC. WATER ENVIRON. FED. (WEFTEC), 2015, Chicago. **Anais...** Chicago: Water Environment Federation, 2015.

PEEBETTER. Human solutions for public space. **Peebetter**, 2018. Disponível em: <http://peebetter.dk/> Acesso em: 16 mai. 2018.

PRONK, W. *et al.* Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine. **Water Research**, v. 40, n. 7, p. 1405–1412, 2006.

RANDALL, D. G. *et al.* A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition. **Water Research**, v. 95, p. 361–369, 2016.

RICHERT, A. *et al.* **Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production**. Stockholm: Sweden, 2010. Disponível em: www.ecosanres.org Acesso em: 22 mai. 2018.

SANTOS, O. S. N. *et al.* Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: The use of micronutrients. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 32, p. 3189–3199, 2015.

SCHALDACH, R. Preface. In: SCHALDACH, R.; OTTERPOHL, R. **RUVIVAL Publication Series - Volume 3**. Hamburg: Institute of Wastewater Management and Water Protection (AWW) of Hamburg University of Technology (TUHH), 2018.

SEPRETT. Toilets. **Seprett**, 2016. Disponível em: <http://www.seprett.eu> Acesso em: 05 mar. 2016.

SIMHA, P.; ZABANIOTOU, A.; GANESAPILLAI, M. Continuous urea–nitrogen recycling from human urine: A step towards creating a human excreta based bio–economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 4152–4161, 2018.

SOARES, C. R. Avaliação da técnica de evaporação para concentração de nutrientes na mistura de urina e cinza de madeira. 2018. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2018.

TARPEH, W. A.; UDERT, K. M.; NELSON, K. L. Comparing Ion Exchange Adsorbents for Nitrogen Recovery from Source-Separated Urine. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 4, p. 2373–2381, 2017.

TBC. The Circular Sanitation Economy: New Pathways to Commercial and Societal Benefits. Geneva: Toilet Board Coalition, 2017.

UCD. The word on the street in sanitation. From those in the know. **User Centered Design**, 2018. Disponível em: <http://ucdinsanitation.com/> Acesso em: 31 jul. 2018.

ZHANG, J. *et al.* Adaptation of urine source separation in tropical cities: Process optimization and odor mitigation. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 63, n. 4, p. 472-481, 2013.

WHO. Planejamento da segurança do saneamento: manual para o uso e eliminação segura de águas residuais, águas cinzentas e dejetos [Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta]. Geneva: World Health Organization (WHO), 2016.

CAPÍTULO 5 - SANEAMENTO BASEADO EM RECURSO: A CONTRIBUIÇÃO DA GESTÃO DA URINA HUMANA

AGROSTAT 2017 Balança comercial do agronegócio - série histórica (Agribusiness trade balance - historical series). <http://indicadores.agricultura.gov.br/agrostat/index.htm> (accessed 31 October 2017)

Althaus H.-J., Chudacoff M., Hirschler R., Jungbluth N., Osses M. & Primas A. 2007 *Life Cycle Inventories of Chemicals*, Final reportecoinvent v2.0 n° 8, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Araújo N. C., Lima V. L. A., Andrade E. M. G., Oliveira S. J. C., Cardoso J. A. F. & Sena L. F. 2017 Crescimento inicial de feijão Vigna fertirrigado com urina e manipueira (Initial growth of cowpea fertigated with urine and cassava wastewater). *Revista Espacios*, **38**(13), 1-10.

Bischel H. N., Duygan B. D. Ö., Strande L., McArdell C. S., Udert K.M. & Kohn T. 2015 Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa. *Water Research*, **85**, 57–65. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022>

Blume S. & Winker M. 2011 Three years of operation of the urine diversion system at GTZ headquarters in Germany: user opinions and maintenance challenges. *Water Science and Technology*, **64**(3), 579–586. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.530>

Boer M. A., Hammerton M., Slootweg J. C. 2018 Uptake of pharmaceuticals by sorbent-amended struvite fertilisers recovered from human urine and their bioaccumulation in tomato fruit. *Water Research*, **133**, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.017>

Botto M. P. 2013 Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos

e energia: caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes (Use of human urine as biofertilizer for food and energy production: characterization, use in agriculture and nutrient recovery). Universidade Federal do Ceará (thesis), Fortaleza.

Brasil 2018 *Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2016 (National health information system: diagnosis of water and wastewater services – 2016)*, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) / Ministério das Cidades (MCIDADES), Brasília, Brazil.

Chariar V. M. & Sakthivel S. R. 2009 *Waterless Urinals: A Resource Book*. Indian Institute of Technology Delhi/The Vigyan Vijay Foundation, New Delhi/New Delhi.

Cheung P. B., Kiperstok A., Cohim E., Alves W. C., Philippi L. S., Zanella L., Abe N., Gomes H. P., Silva B. C. da, Pertel M. & Gonçalves R. F. 2009 Consumo de água (Capítulo 2). In: *Uso racional de água e energia: conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água*, R. F. Gonçalves (ed.), Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) 5, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 36-98.

Chrispim M. C., Tarpeh W. A., Salinas D. T. P. & Nolasco M. A. 2017 The sanitation and urban agriculture nexus: urine collection and application as fertilizer in São Paulo, Brazil. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, **7**(3), 455–465.
<https://doi.org/10.2166/washdev.2017.163>

Cohim E., Kiperstok A., Phillipi L. S., Alves W. C. & Gonçalves R. F. 2009 Perspectivas futuras: água, energia e nutrientes (Capítulo 6). In: *Uso racional de água e energia: conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água*, R. F. Gonçalves (ed.), Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) 5, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 36-98.

Cunha J. F., Francisco E. A. B. & Prochnow L. I. 2018 *Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016 (Nutrient balance in Brazilian agriculture from 2013 to 2016)*. International Plant Nutrition Institute (IPNI) n° 162, Piracicaba.

Doka G. 2009 *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*, Final report ecoinvent v2.1 n° 13, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Embasa 2018 Tarifas da embasa (Embasa tariffs).
<http://www.embasa.ba.gov.br/index.php/institucional/transparencia/tarifas> (accessed 12 December 2018)

Etter B., Wittmer A., Ward B.J., Udert K. M., Strande L., Larsen T.A. & Morgenroth E. 2016 Water Hub @ NEST: A Living Lab to Test Innovative Wastewater Treatment Solutions. In: *13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems & 5th IWA Specialized Conference on Resources-Oriented Sanitation*, National Technical University of Athens/Hellenic Water Association (ed.), ___ edn, Athens, Greece, pp. ____.

FAO 2004 *Fertilizer use by crop in Brazil*, Food and Agriculture Organization, United Nations, Rome.

FAO 2017 Fertilizers consumption in nutrients. <http://www.fao.org/faostat/en/#country/21>

(accessed 31 October 2017)

Flanagan C. P., Randall D. G. 2018 Development of a novel nutrient recovery urinal for on-site fertilizer production. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(5), 6344–6350. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.09.060>

Geels F.W. 2005 *Technological Transitions and System Innovations: A Co-Evolutionary and Socio-Technical Analysis*. Edward Elgar publishing, Cheltenham.

Goedkoop M., Oele M., Leijting J., Ponsioen T. & Meijer E. 2016 *Introduction to LCA with SimaPro*. Pré (version 5.2), Amersfoort.

Gomes R. M. & Lopes S. R. S. 2016 *Aquisição de produtos da agricultura familiar para alimentação escolar*. Ministério da Educação, Brasília.

Guanais A. L. R., Cohim E. B., Medeiros D. L. 2017 Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(6), 1187–1196. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017146180>

IBD 2017 *Diretrizes para o Padrão de Qualidade Orgânico IBD (Guidelines for the IBD Organic Quality Standard)*, Instituto Biodinâmico, IBD Certificações, Botucatu, Brazil.

IBGE 2018 Censo Agropecuário 2017 (Agricultural Census 2017), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil. Available at <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1612> (accessed 26 September 2018)

IBGE 2019 *Conheça cidades e estados do Brasil (Cities and states of Brazil)*, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, Brazil. <http://cidades.ibge.gov.br> (accessed 27 August 2019)

Indexmundi (2018a) Urea Monthly Price - US Dollars per Metric Ton. <https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=urea> (accessed 12 December 2018)

Indexmundi (2018b) Triple Superphosphate Monthly Price - US Dollars per Metric Ton. <https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=triple-superphosphate¤cy=aud> (accessed 12 December 2018)

Jungbluth N. & Frischknecht R. 2010 Part II: 2. Cumulative energy demand. In: *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*, R. Hischier, B. Weidema, H.-J. Althaus, C. Bauer, G. Doka, R. Dones, R. Frischknecht, S. Hellweg, S. Humbert, N. Jungbluth, T. Köllner, Y. Loerincik, M. Margni, T. Nemecek (ed.),ecoinvent report n° 3 v2.2, Dübendorf, Switzerland, pp. 33-40.

Karak T., Bhattacharyya P. 2011 Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. *Resources, Conservation and Recycling*, **55**(4), 400–408. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.008>

Kellenberger D., Althaus H.-J., Jungbluth N., Kunniger T., Lehmann M. & Thalmann P. 2007 *Life Cycle Inventories of Building Products*,ecoinvent report n° 7, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Kiperstok A., Nascimento F. R. A. & Kiperstok A. C. 2010 O tratamento em separado da urina e das fezes é uma solução viável ou uma utopia (Is separate treatment of urine and faeces a viable solution or an utopia)? *Revista DAE*, **LVIII**, 38-42.

Larsen T.A. & Gujer W. 1996 Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Science and Technology*, **34**(3), 87–94. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00560-4](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00560-4)

Lienert J., Bürki T., Escher B. I. 2007 Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Science and Technology*, **56**(5), 87. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.560>

Makishima N. 1993 O cultivo de hortaliças (The cultivation of vegetables.), Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, Brazil.

Manos M. G. L., Oliveira M. G. C. & Martins C. R. 2013 *Informações Técnicas para o Cultivo do Feijoeiro Comum na Região Nordeste Brasileira 2013-2014 (Technical Information for Common Bean Cultivation in the Northeast Region of Brazil 2013-2014)*. Report 17^a Reunião de Comissão Técnica Norte/Nordeste Brasileira de Feijão - CNTNBF, Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, Brazil.

Martins M. R., Jantalia C. P., Polidoro J. C., Batista J. N., Alves B. J. R., Boddey R. M. & Urquiaga S. 2015 Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. *Soil and Tillage Research*, **151**, 75-81. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.004>

Maurer M., Pronk W. & Larsen T.A. 2006 Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*, **40**(17), 3151–3166. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2006.07.012>

Maurer M., Schwegler P. & Larsen T. A. 2003 Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*, **48**(1), 37–46.

Michael I., Rizzo L., McArdell C.S., Manaia C.M., Merlin C., Schwartz T., Dagot C. & Fatta-Kassinos D. 2013 Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water Research*, **47**(3), 957–995. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.027>

Moreno-Ruiz E., Lérová T., Reinhard J., Valsasina L., Bourgault G. & Wernet G. 2016 *Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3*. ecoinvent, Zürich.

Munoz-Ardila A., Rueda M., Schaldach R. & Behrendt J. 2018 Literature Review on the Utilisation of Urine as a Fertiliser in Agriculture. In: RUVIVAL Publication Series Volume 3, R. Schaldach & Otterpohl R. (ed.), Institute of Wastewater Management and Water Protection (AWW) of Hamburg University of Technology (TUHH), Hamburg, Germany, pp. 8-18.

Nemecek T. & Kagi T. 2007 *Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems*, Final report ecoinvent v2.0 n° 15, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station (ART)/Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich/Dubendorf, Switzerland.

Noe-Hays A., Nace K., Patel N., Lahr R., Goetsch H., Mullen R., Love N., Aga D., Bott C., Foxman B., Jimenez J., Luo T., Ramadugu K. & Wigginton K. 2015 Urine Diversion for Nutrient Recovery and Micropollutant Management: Results from a Regional Urine Recycling Program. *Proceedings of the Water Environment Federation (WEFTEC)*, **10**, 3993-4002. <https://doi.org/10.2175/193864715819538921>

Pronk W., Palmquist H., Biebow M. & Boller M. 2006 Nanofiltration for the separation of pharmaceuticals from nutrients in source-separated urine. *Water Research*, **40**(7), 1405–1412. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.038>

Ramos J. G., Nascimento M. T. C. C., Guimarães R. F. B., Pereira M. D. O., Borges V. E., Araujo N. C. & Santos J. S. 2017 Quality of Yellow Bell Pepper Fruits Cultivated in Fertilized Soil with Yellow Water and Cassava Wastewater. *Journal of Agricultural Science*, **9**(10), 213-219. <https://doi.org/10.5539/jas.v9n10p213>

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/http://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>

Randall D. G., Naidoo V. 2018 Urine: The liquid gold of wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **6**(2), 2627–2635. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.04.012>

Richert A., Gensch R., Jonsson H., Stenstrom T. & Dagerskog L. 2010 *Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production*. Stockholm Environment Institute, Stockholm.

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. <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>

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. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **45**(17), 1827–1879. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>

Santos O. S. N., Teixeira M. B., Gheyi H. R., Queiroz M., Silva V. P. P, Linge C. S. & Kiperstok A. 2015 Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: The use of micronutrients. *African Journal of Agricultural Research*, **10**(32), 3189–3199. <https://doi.org/10.5897/AJAR2015.9942>

Schmidt W., Redshaw C. H. 2015 Evaluation of biological endpoints in crop plants after exposure to non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs): Implications for phytotoxicological assessment of novel contaminants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **112**, 212–222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.008>

Silva S. F., Britto V., Azevedo C. & Kiperstok A. 2014 Rational Consumption of Water in Administrative Public Buildings: The Experience of the Bahia Administrative Center, Brazil.

Water, **6**(9), 2552–2574. <https://doi.org/10.3390/w6092552>

Simha P., Ganesapillai M. 2017 Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come? A review. *Sustainable Environment Research*, **27**(3), 107–116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.12.001>

Simha P., Lalander C., Vinnerås B., Ganesapillai M. 2017 Farmer attitudes and perceptions to the re-use of fertiliser products from resource-oriented sanitation systems – The case of Vellore, South India. *Science of the Total Environment*, **581–582**, 885–896. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.044>

Souza L. S., Silva J. & Souza L. D. 2009 *Recomendação de Calagem e Adubação para o Cultivo da Mandioca (Recommendation for Liming and Fertilizing of Cassava Cultivation)*, Report Comunicado Técnico 133, Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical, Cruz das Almas, Brazil.

Spielmann M., Bauer C., Dones R. & Tuchschnid M. 2007 *Transport Services*,ecoinvent report n° 14, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.

Sridevi G., Surendran U. & Srinivasamurthy C. A. 2016 Influence of human urine combined with farm yard manure and chemical fertilizers on French bean and maize cropping sequence in lateritic soils of Karnataka, India. *International Journal of Plant Production*, **10**(3), 335–346. <https://doi.org/10.22069/ijpp.2016.2901>

Steffen W., Richardson K., Rockström 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. & Sörlin S. 2015 Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, **347**(6223), 1259855-1–125985510. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

SEI 2017 Território de identidade Portal do Sertão (Identity territory Portal do Sertão). Report Indicadores territoriais, Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia, Salvador, Brazil.

SEI 2010 *Estatísticas dos territórios baianos*. Report Fascículo n° 3, Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia, Salvador, Brazil.

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*. Global Overview of Nutrient Management. Centre for Ecology and Hydrology on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative, Edinburgh.

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.

Viskari E.-L., Grobler G., Karimäki K., Gorbatova A., Vilpas R., Lehtoranta S. 2018 Nitrogen

Recovery with Source Separation of Human Urine - Preliminary Results of Its Fertiliser Potential and Use in Agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, **2**, 32. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00032>

XE 2018 XE Currency Converter: USD to BRL. <https://www.xe.com/currencyconverter> (accessed 12 December 2018)

WHO 2016 *Planeamento da segurança do saneamento: manual para o uso e eliminação segura de águas residuais, águas cinzentas e dejetos* (Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta). World Health Organization (WHO), Geneva.

Winker M. 2009 Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertiliser in agriculture, Hamburg University of Technology (thesis), Hamburg, Germany.

Yongha-Boh M., Germer J., Müller T. & Sauerborn J. 2013 Comparative effect of human urine and ammonium nitrate application on maize (*Zea mays* L.) grown under various salt (NaCl) concentrations. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **176**(5), 703–711. <https://doi.org/10.1002/jpln.201200486>

Yongha-Boh M. & Sauerborn J. 2014 Effect of NaCl-Induced Salinity and Human Urine Fertilization on Substrate Chemical Properties. *Open Journal of Soil Science*, **4** (1), 16-25. <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2014.41003>.

CAPÍTULO 6 - AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA ADUBAÇÃO COM URINA HUMANA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO INCLUINDO A ABORDAGEM DO NEXO ÁGUA-ENERGIA-NUTRIENTE

Alvarenga, R.A.F., Lins, I. de O., de-Almeida-Neto, J.A., 2016. Evaluation of Abiotic Resource LCIA Methods. Resources 5. <https://doi.org/10.3390/resources5010013>

ANP, 2016. Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis [Brazilian statistical yearbook of oil, natural gas and biofuels], ed. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), Rio de Janeiro.

Antonini, S., Nguyen, P.T., Arnold, U., Eichert, T., Clemens, J., 2012. Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. *Sci. Total Environ.* 414, 592–599. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.055>

Araújo, N.C., Coura, M.D.A., de Oliveira, R., Sabino, C.M.B., Oliveira, S.J.C., 2015. Cultivo hidropônico de milho fertirrigado com urina humana como fonte alternativa de nutrientes. *Irriga* 20, 718–729. <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v20n4p718>

Araújo, N.C, Lima, V.L.A., Andrade, E.M.G., Oliveira, S.J.C., Cardoso, J.A.F., Sena, L.F. 2017 Crescimento inicial de feijão *Vigna* fertirrigado com urina e manipueira. *Espacios* (Caracas) 38, 1-10.

Baccini, P., Brunner, P.H., 2012. Metabolism of the anthroposphere: analysis, evaluation,

design, second ed. The MIT Press, Cambridge.

Bach, V., Finkbeiner, M., 2017. Approach to qualify decision support maturity of new versus established impact assessment methods---demonstrated for the categories acidification and eutrophication. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 387–397. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1164-z>

Benetto, E., Nguyen, D., Lohmann, T., Schmitt, B., Schosseler, P., 2009. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Sci. Total Environ.* 407, 1506–1516. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.016>

Boncz, M.A., Formagini, E.L., Arima, F.X.C., Paulo, P.L., 2016. Methods for stabilizing and concentrating human urine for use as a fertilizer, in: _____(Eds.), *Proceedings of 5th IWA specialized conference on resources-oriented sanitation*. National Technical University of Athens/Hellenic Water Association, Athens, pp._____.

Botto, M., Muniz, L., Aquino, B., dos Santos, A. 2017 Produtividade da mamona cultivar BRS Nordestina fertilizada com urina humana na agricultura de pequeno porte. *Revista AIDIS De Ingeniería Y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo Y Práctica* 10, 113-124. Recuperado de <http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis/article/view/56589> ISSN 0718-378X

Botto, M.P. 2013 Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos e energia: caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M.J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A.V., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., Pfister, S., 2018. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 368–378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>

Brasil, 2016. Lei nº 13.263, de 23 de março de 2016 [Law 13 263, March 23, 2016], ed. Presidência da República, Brasília.

Brasil, 2018. Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2016 [National health information system: diagnosis of water and wastewater services - 2016], ed. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) do Ministério das Cidades (MCIDADES), Brasília.

Cancellier, E.L., Silva, D.R.G., Faquin, V., Gonçalves, B. de A., Cancellier, L.L., Spehar, C.R., 2016. Ammonia volatilization from enhanced-efficiency urea on no-till maize in brazilian cerrado with improved soil fertility. *Ciência e Agrotecnologia* 40, 133–144. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016402031115>

Cencic, O., Rechberger, H., 2008. Material flow analysis with software STAN. *Journal of Environmental Engineering and Management*, v. 18, n. 1, p. 3-7, 2008.

Chripim, M.C., Tarpeh, W.A., Salinas, D.T.P., Nolasco, M.A., 2017. The sanitation and urban agriculture nexus: urine collection and application as fertilizer in São Paulo, Brazil. *J. Water*

Sanit. Hyg. Dev. 7, 455-465. <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.163>

Cohim, E., Kiperstok, A.C., Nascimento, F.R., Kiperstok, A., 2008. Avaliação da perda de nitrogênio em sistema de armazenamento de urina com isolamento da atmosfera [Nitrogen loss evaluation of urine storage system with atmosphere isolation], in: _____(Eds.), Anais do XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Santiago, pp._____.

Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>

Cruz, J.C., Pereira-Filho, I.A., Pimentel, M.A.G., Coelho, A.M., Karam, D., Cruz, I., Garcia, J.C., Moreira, J.A.A., Oliveira, M.F., Gontijo-Neto, M.M., Albuquerque, P.E.P., Viana, P.A., Mendes, S.M., Costa, R.V., Alvarenga, R.C., Matrangolo, W.J.R., 2011. Produção de milho na agricultura familiar [Maize production in family farming], ed. Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa) Milho e Sorgo, Sete Lagoas. ISSN 1679-1150

Cunha, J.F., Francisco, E.A.B., Prochnow, L.I., 2018. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016 (Nutrient balance in Brazilian agriculture from 2013 to 2016), ed. International Plant Nutrition Institute (IPNI), Piracicaba. ISSN 2311-5904

de-Jong, P., Tanajura, C.A.S., Sánchez, A.S., Dargaville, R., Kiperstok, A., Torres, E.A., 2018. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. *Sci. Total Environ.* 634, 1540–1553.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.256>

Etter, B., Udert, K.M., Gounden, T., 2015. VUNA final report, ed. Eawag, Dübendorf.

Fantke, P., Bijster, M., Guignard, C., Hauschild, M., Huijbregts, M., Jolliet, O., Kounina, A., Magaud, V., Margni, M., McKone, T.E., Posthuma, L., Rosenbaum, R.K., van de Meent, D., van Zelm, R., 2017. USEtox® 2.0 documentation (version 1), ed. USEtox International Center, Lyngby. <https://doi.org/10.11581/DTU:00000011>

FAO, 2014. The Water-Energy-Food Nexus: a new approach in support of food security and sustainable agriculture, ed. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome.

FAO, 2015. Global Forest Resources Assessment 2015 – Country Report: Brazil, ed. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome.

FAO, 2018. Fertilizers by Nutrient: base year 2016, ed. Statistics Division of the Food and Agriculture Organization (FAOSTAT) of the United Nations, Rome.

Frischknecht, R., Jolliet, O., 2017. Global guidance for life cycle impact assessment indicators (volume 1), ed. UNEP DTIE Sustainable Lifestyles, Cities and Industry Branch, Paris. ISBN: 978-92-807-3630-4

Frischknecht, R., Jolliet, O., Milà-i-Canals, L., Antón, A., Boulay, A.-M., Cherubini, F., Fantke, P., Levasseur, A., McKone, T.E., Michelsen, O., Pfister, S., Veronesi, F., 2017.

Executive Summary, in: Frischknecht, R., Jolliet, O. (Eds.), *Global guidance for life cycle impact assessment indicators (volume 1)*. UNEP DTIE Sustainable Lifestyles, Cities and Industry Branch, Paris, pp. 18-19. ISBN: 978-92-807-3630-4

Frischknecht, R., Wyss, F., Büsser Knöpfel, S., Lützkendorf, T., Balouktsi, M., 2015. Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 957–969. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0897-4>

Ganesapillai, M., Simha, P., Zabaniotou, A., 2015. Closed-loop fertility cycle: realizing sustainability in sanitation and agricultural production through the design and implementation of nutrient recovery systems for human urine. *Sustain. Prod. Consum.* 4, 36–46. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.spc.2015.08.004>

Goedkoop, M., Oele, M., Leijting, J., Ponsioen, T., Meijer, E., 2016. *Introduction to LCA with SimaPro*, ed. Pré, Amersfoort.

Guanais, A.L.R., Cohim, E.B., Medeiros, D.L., 2017. Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água [Energy assessment of an integrated water supply system]. *Eng. Sanit. e Ambient.* 22, 1187–1196. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017146180>

Gutierrez, K.G., 2014. Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante Avaliação do Ciclo de Vida [Analysis and management of environmental impacts of domestic wastewater treatment through life cycle assessment], ed. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte.

Hauschild, M., Wenzel, H., 1998. *Environmental assessment of products: volume 2 - Scientific background*, ed. Chapman & Hall, London.

Hauschild, M.Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Jolliet, O., Margni, M., De Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R., 2013. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 683–697. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo-de-Haes, H.A., Wegener-Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., Duin, R., Goede, H.P., 1992. *Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds*, ed. Centre of Environmental Science (CML) of Leiden University, Leiden.

Heijungs, R., Kleijn, R., 2001. Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. *Int. J. Life Cycle Assess.* 6, 141-148. <https://doi.org/10.1007/BF02978732>

Huijbregts, M.A.J., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138–147. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

IPCC, 2013. *Climate change: the physical science basis*, ed. Cambridge University Press, Cambridge/New York.

ISO 14044, 2006. Environmental Managements - Life Cycle Assessments - Requirements and Guidelines, ed. International Organization for Standardization (ISO), Geneva.

Jungbluth, N., Frischknecht, R., 2010. Part II: 2 Cumulative energy demand, in: Hirschler, R., Weidema, B. (Eds.), Implementation of life cycle impact assessment methods. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, pp. 33-40.

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/http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.12.008>

Kjærstadius, H., Saraiva, A.B., Spångberg, J., Davidsson, Å., 2017. Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery. *J. Environ. Manage.* 197, 250–257. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.094>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitschrift* 15, 259–263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

Magalhães, P., Durães, F., Gomide, R., 1995. *Fisiologia da cultura do milho*, ed. Embrapa Milho e Sorgo, Sete-Lagoas.

Magid, J., Eilersen, A.M., Wrisberg, S., Henze, M., 2006. Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: a technical theoretical framework applied to the medium-sized town Hillerød, Denmark. *Ecol. Eng.* 28, 44–54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.03.009>

Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T.A., 2003. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Sci. Technol.* 48, 37–46. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0011>

Mohtar, R.H., Daher, B., 2016. Water-Energy-Food Nexus Framework for facilitating multi-stakeholder dialogue. *Water Int.* 41, 655–661. <https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1149759>

Moreno-Ruiz, E., Lérová, T., Reinhard, J., Valsasina, L., Bourgault, G., Wernet, G., 2016. Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3, ed. ecoinvent, Zürich.

Münch, E., Ingle, R., Mbalo, D., Kappauf, L., 2012. Compilation of 13 factsheets on key sustainable sanitation topics, ed. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Eschborn.

Munoz-Ardila, A., Rueda, M., Schaldach, R., Behrendt, J., 2018. Literature Review on the Utilisation of Urine as a Fertiliser in Agriculture, in: Schaldach, R., Otterpohl, R. (Eds.), RUVIVAL Publication Series Volume 3. Institute of Wastewater Management and Water Protection (AWW) of Hamburg University of Technology (TUHH), Hamburg, pp. 8-18. ISSN 2567-8531

Nemecek, T., Kagi, T., 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems: final report ecoinvent v2.0 n° 15a, ed. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station (ART)/Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich/ Dübendorf.

Nemecek, T., Schnetzer, J., 2012. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of

agricultural production systems Data v3.0, ed. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (ART), Zürich.

Noe-Hays, A., Nace, K., Patel, N., Lahr, R., Goetsch, H., Mullen, R., Love, N., Aga, D., Bott, C., Foxman, B., Jimenez, J., Luo, T., Ramadugu, K., Wigginton, K., 2015. Urine diversion for nutrient recovery and micropollutant management: results from a regional urine recycling program, in: _____ (Eds.), Proc. Water Environ. Fed. (WEFTEC). Water Environment Federation, Chicago, pp. 3993-4002. <https://doi.org/10.2175/193864715819538921>

Nossa, T.C.B., 2011. Avaliação da vulnerabilidade do aquífero cárstico Salitre - Bahia, através de análises hidroquímicas, isotópicas e aplicação da metodologia COP [Evaluation of the vulnerability of the karst aquifer Salitre - Bahia, through hydrochemical and isotopic analysis, and application of the COP methodology], ed. Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador.

Ramos, J.G., Lima, V.L.A. de, Sena, L.F., Araújo, N.C. de, Pereira, M.D.O., Pereira, M.C.D.A., Borges, V.E., 2017b. Initial Growth of Corn Using Human Urine, Cassava Wastewater and Cattle Manure as Source of Nutrients. *J. Agric. Sci.* 9, 275. <https://doi.org/10.5539/jas.v9n11p275>

Ramos, J.G., Nascimento, M.T.C.C., Guimarães, R.F.B., Pereira, M.D.O., Borges, V.E., De Araujo, N.C., Dos Santos, J.S., 2017a. Quality of Yellow Bell Pepper Fruits Cultivated in Fertilized Soil with Yellow Water and Cassava Wastewater. *J. Agric. Sci.* 9, 213. <https://doi.org/10.5539/jas.v9n10p213>

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 Res.* 95, 361–369. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>

Richert, A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.-A., Dagerskog, L., 2010. Practical guidance on the use of urine in crop production, ed. EcoSanRes Programme of the Stockholm Environment Institute (SEI), Stockholm. ISBN 978-91-86125-21-9

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>

Rothausen, S.G.S.A., Conway, D., 2011. Greenhouse-gas emissions from energy use in the water sector. *Nat. Clim. Chang.* 1, 210-219. <https://doi.org/10.1038/nclimate1147>

Santos, O.S.N., Teixeira, M.B., Gheyi, H.R., Queiroz, L.M., Vital, P.S.P., Linge, C.S., Kiperstok, A., 2015. Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: the use of micronutrients. *African J. Agric. Res.* 10, 3189–3199. <https://doi.org/10.5897/AJAR2015.9942>

Silva, S.F., Britto, V., Azevedo, C., Kiperstok, A., 2014. Rational consumption of water in administrative public buildings: the experience of the Bahia administrative center, Brazil. *Water* 6, 2552–2574. <https://doi.org/10.3390/w6092552>

Simha, P., Lalander, C., Vinnerås, B., Ganesapillai, M., 2017. Farmer attitudes and

perceptions to the re-use of fertiliser products from resource-oriented sanitation systems – the case of Vellore, South India. *Sci. Total Environ.* 581–582, 885–896.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.044>

Spångberg, J., 2014. Recycling plant nutrients from waste and by-products: a life cycle perspective, ed. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala.

Sridevi, G., Surendran, U., Srinivasamurthy, C.A., 2016. Influence of human urine combined with farm yard manure and chemical fertilizers on french bean and maize cropping sequence in lateritic soils of Karnataka, India. *International Journal of Plant Production* 10, 335-346. ISSN: 1735-8043 (Online)

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, ed. Global Partnership on Nutrient Management (GPNM)/International Nitrogen Initiative (INI), Edinburgh. ISBN 9781906698409

Tidåker, P., Mattsson, B., Jönsson, H., 2007. Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers – a scenario study. *J. Clean. Prod.* 15, 52–62.
<https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.04.019>

USDOE, 2017. Federal existing buildings handbook for net zero energy, water, and waste, ed. U.S. Department of Energy (DOE), Washington D.C. PNNL-26637

Van-Oers, L., Koning, A., Guinée, J.B., Huppes, G., 2002. Abiotic resource depletion in LCA, ed. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water, Amsterdam.

Van-Zelm, R., Huijbregts, M.A.J., den Hollander, H.A., van Jaarsveld, H.A., Sauter, F.J., Struijs, J., van Wijnen, H.J., van de Meent, D., 2008. European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmos. Environ.* 42, 441–453. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

WHO, 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: excreta and greywater use in agriculture (volume IV). World Health Organization (WHO), Geneva.

WHO, 2016. Planejamento da segurança do saneamento: manual para o uso e eliminação segura de águas residuais, águas cinzentas e dejetos [Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta], ed. World Health Organization (WHO), Geneva.

Yongha-Boh, M., Germer, J., Müller, T., Sauerborn, J., 2013 Comparative effect of human urine and ammonium nitrate application on maize (*Zea mays* L.) grown under various salt (NaCl) concentrations. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 176, 703–711.
<https://doi.org/10.1002/jpln.201200486>

Yongha-Boh, M., Sauerborn, J., 2014. Effect of NaCl-Induced Salinity and Human Urine Fertilization on Substrate Chemical Properties. *Open Journal of Soil Science* 4, 16-25. <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2014.41003>

Zhang, J., Giannis, A., Chang, V.W.C., Ng, B.J.H., Wang, J.-Y., 2013. Adaptation of urine source separation in tropical cities: Process optimization and odor mitigation. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 63, 472–481. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.763306>.

CAPÍTULO 7 - MELHORIA CONTÍNUA DA INFORMAÇÃO PARA APOIO A TOMADA DE DECISÃO E CUMPRIMENTO DE METAS AMBIENTAIS COM O MÉTODO CONE-INVERTIDO

ABNT. Portal da sustentabilidade. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, 2018. Disponível em: <http://www.abntonline.com.br/sustentabilidade/> Acesso em: 22 mai. 2018.

ABNT. **NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009.

BJØRN, A. *et al.* Strengthening the Link between Life Cycle Assessment and Indicators for Absolute Sustainability To Support Development within Planetary Boundaries. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 11, p. 6370–6371, 2015.

BRITO, R. **Declaração Ambiental de Produto - DAP**. _____: Comitê Brasileiro de Barreiras Técnicas ao Comércio (CBTC) do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), 2017. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/barreirastecnicas/PDF/cbtc/apresentacao-cbtc-declaracao-ambiental-produto-inmetro.pdf> Acesso em: 22 mai. 2018.

FANG, K.; HEIJUNGS, R.; SNOO, G. R. Understanding the complementary linkages between environmental footprints and planetary boundaries in a footprint–boundary environmental sustainability assessment framework. **Ecological Economics**, v. 114, p. 218–226, 2015.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 7, p. 957–969, 2015.

GOEDKOOOP, M. *et al.* **Introduction to LCA with SimaPro**. Amersfoort: Pré, 2016.

GUINÉE, J. B. *et al.* Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 90–96, 2011.

HEIJUNGS, R.; FRISCHKNECHT, R. Representing Statistical Distributions for Uncertain Parameters in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 10, n. 4, p. 248–254, 2005.

HEIJUNGS, R.; KLEIJN, R. Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 3, p. 141, 2001.

- JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. Part II: 2. Cumulative energy demand. In: HISCHIER, R. *et al.* **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods:ecoinvent report n° 3 v2.2.** Dübendorf: ecoinvent, 2010. p. 33-40.
- MORENO-RUIZ, E. *et al.* **Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3.** Zürich: ecoinvent, 2016.
- NEMECEK, T.; KAGI, T. **Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems: Final report ecoinvent v2.0 n° 15a.** Zurich/ Dubendorf: Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station (ART)/Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.
- SANDIN, G.; PETERS, G. M.; SVANSTRÖM, M. Using the planetary boundaries framework for setting impact-reduction targets in LCA contexts. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 12, p. 1684–1700, 2015.
- TECLIM; COELBA. **Avaliação do Ciclo de Vida de Componentes do Sistema de Distribuição de Energia: Projeto P&D 0047- 009/06.** Salvador: Rede de Tecnologias Limpas/Companhia de Eletricidade do Estado da Bahia, 2009.
- WEIDEMA, B. P.; WESNÆS, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, v. 4, n. 3, p. 167–174, 1996.
- WERNET, G. *et al.* The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 9, p. 1218–1230, 2016.
- WOOD, R. *et al.* Growth in Environmental Footprints and Environmental Impacts Embodied in Trade: Resource Efficiency Indicators from EXIOBASE3. **Journal of Industrial Ecology**, v. 22, n. 3, p. 553–564, 2018.

APÊNDICE A - INFORMAÇÃO SUPORTE

Brito, L. T. L., Anjos, J. B., Cavalcanti, N. B., Silva, A. S., Silva, M. S. L., 2007. Perdas de solo sob diferentes técnicas de cultivo de milho (zea mays l.) no semi-árido brasileiro [Soil losses under different cultivation techniques of maize (zea mays l.) in the Brazilian semi-arid], in: _____ (Eds.), Anais do 6º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva, Belo Horizonte, pp. _____.

Cancellier, E.L., Silva, D.R.G., Faquin, V., Gonçalves, B. de A., Cancellier, L.L., Spehar, C.R., 2016. Ammonia volatilization from enhanced-efficiency urea on no-till maize in brazilian cerrado with improved soil fertility. *Ciência e Agrotecnologia* 40, 133–144. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-70542016402031115>

Cohim, E., Kiperstok, A.C., Nascimento, F.R., Kiperstok, A., 2008. Avaliação da perda de nitrogênio em sistema de armazenamento de urina com isolamento da atmosfera [Nitrogen loss evaluation of urine storage system with atmosphere isolation], in: _____ (Eds.), Anais do XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Santiago, pp. _____.

- Cunha, J.F., Francisco, E.A.B., Prochnow, L.I., 2018. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016 (Nutrient balance in Brazilian agriculture from 2013 to 2016), ed. International Plant Nutrition Institute (IPNI), Piracicaba. ISSN 2311-5904
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2005. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework (7 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 3–9. <https://doi.org/10.1065/lca2004.10.181.1>
- Goedkoop, M., Oele, M., Leijting, J., Ponsioen, T., Meijer, E., 2016. Introduction to LCA with SimaPro, ed. Pré, Amersfoort.
- Magalhães, P., Durães, F., Gomide, R., 1995. Fisiologia da cultura do milho, ed. Embrapa Milho e Sorgo, Sete-Lagoas.
- Moreno-Ruiz, E., Lérová, T., Reinhard, J., Valsasina, L., Bourgault, G., Wernet, G., 2016. Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.3, ed. ecoinvent, Zürich.
- Muller, S., Lesage, P., Citroth, A., Mutel, C., Weidema, B.P., Samson, R., 2016. The application of the pedigree approach to the distributions foreseen in ecoinvent v3. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1327–1337. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0759-5>
- Nemecek, T., Schnetzer, J., 2012. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems Data v3.0, ed. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station (ART), Zürich.
- Nossa, T.C.B., 2011. Avaliação da vulnerabilidade do aquífero cárstico Salitre - Bahia, através de análises hidroquímicas, isotópicas e aplicação da metodologia COP [Evaluation of the vulnerability of the karst aquifer Salitre - Bahia, through hydrochemical and isotopic analysis, and application of the COP methodology], ed. Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador.
- 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 Res.* 95, 361–369. <https://doi.org/http://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>
- Santos, O.S.N., Teixeira, M.B., Gheyi, H.R., Queiroz, L.M., Vital, P.S.P., Linge, C.S., Kiperstok, A., 2015. Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: the use of micronutrients. *African J. Agric. Res.* 10, 3189–3199. <https://doi.org/10.5897/AJAR2015.9942>
- Weidema, B.P., Wesnæs, M.S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *J. Clean. Prod.* 4, 167–174. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>.

APÊNDICE A - Supporting Information (SI)

The field emissions model of agricultural production was based on Nemecek and Schnetzer (2012). Although the model is global, it is possible to adapt it based on regional data and edaphoclimatic information from the study area.

Table S1 - Elemental fraction of each element by fertiliser material.

| Mineral fertiliser | Amount (kg ha ⁻¹) | Macronutrients | | | Filler material |
|--|-------------------------------|----------------|-------------------------------|------------------|-----------------|
| | | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O | |
| Urea [NH ₂ CONH ₂] 46-00-00 | 459.32 | 211.29 | - | - | 248.03 |
| NPK 10-50-00 | 137.13 | 13.71 | 68.57 | - | 54.85 |
| NPK 00-00-60 | 80.17 | - | - | 48.00 | 32.07 |
| <i>Subtotal</i> | 676.62 | 225.00 | 68.57 | 48.00 | 417.30 |
| Organic fertiliser | | | | | |
| Human urine with 6.94 kg N m ⁻³ ; 0.92 kg P m ⁻³ ; and 1.48 kg K ₂ O m ⁻³ based on Santos <i>et al.</i> (2015) | 32 434.00 | 225.00 | 68.57 | 48.00 | |
| <i>Subtotal</i> | 32 434.00 | 225.00 | 68.57 | 48.00 | |

Table S2 - Emission factor per type of fertiliser.

| N emitted as NH ₃ from mineral fertiliser | MF (Cancellier <i>et al.</i> , 2016) | MF-1 (Cancellier <i>et al.</i> , 2016) |
|--|--------------------------------------|--|
| Urea | 31% | 20% |
| N emitted as NH ₃ from organic fertiliser | HU (Cohim <i>et al.</i> , 2008) | HU-1 (Randall <i>et al.</i> , 2016) |
| Human urine | 29.4% | 7.7% |

Table S3 - N and P emissions from agriculture fertilisation with human urine, base scenario (HU) and lower ammonia volatilisation rate scenario (HU-I), based on Nemecek and Schnetzer (2012).

| Substance / Compartment | | HU | HU-I | Unit | Source |
|--|---|--------|--------|---|---|
| Ammonia (NH₃) / Air | | 67.39 | 12.15 | kg NH ₃ ha ⁻¹ | |
| N-NH ₃ | $N-NH_3 = TAN * (er + c_{app}) * cx$ | 55.49 | 10.01 | kg N-NH ₃ ha ⁻¹ | |
| TAN | Total ammonium nitrogen (equivalent to soluble nitrogen content) | 225.10 | 225.10 | kg N ha ⁻¹ | We considered 100% of soluble nitrogen content in human urine |
| Er | Emission rate for each type of organic fertiliser | 29% | 7.7% | | Table S2 |
| c _{app} | Correction factor of liquid organic fertiliser | -0.03 | -0.03 | dimensionless | Tab. 2.1 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Cx | Correction factor of liquid or solid organic fertiliser | | | | |
| <i>cx liquid manure</i> | $cx = c_{tech} * c_{soft} * c_{season}$ | 0.93 | 0.93 | dimensionless | |
| c _{tech} | Correction factor of technical equipment | 0.97 | 0.97 | dimensionless | Tab. 2.1 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| c _{soft} | Correction factor of daily period | 0.96 | 0.96 | dimensionless | Tab. 2.1 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| c _{season} | Correction factor of yearly period (season) | 1.00 | 1.00 | dimensionless | |
| Nitrate (NO₃⁻) / Ground water | | 265.85 | 265.85 | kg NO ₃ ⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| N-NO ₃ ⁻ | $N-NO_3^- = 21.37 + (P/(c*L)) * ((0.0037*S) + (0.0000601*N_{org}) - (0.00362*U))$ | 60.03 | 60.03 | kg N(ha year) ⁻¹ | |
| P | Precipitation | 653.00 | 653.00 | mm year ⁻¹ | Nossa (2011) |
| c | Clay content | 16.92% | 16.92% | | Nossa (2011) |
| L | Rooting depth | 0.60 | 0.60 | m | Magalhães <i>et al.</i> (1995) |
| S | Nitrogen supply through fertilisers | 225.10 | 225.10 | kg N ha ⁻¹ | Table S1 |

| Substance / Compartment | | HU | HU-I | Unit | Source |
|---|---|----------|----------|--|---|
| N _{org} | Nitrogen in soil organic matter | 4 816.67 | 4 816.67 | kg N ha ⁻¹ | |
| U | Nitrogen uptake by crop | 144.00 | 144.00 | kg N ha ⁻¹ | Brazilian maize based on Cunha <i>et al.</i> (2018) |
| C _{org} (%) | Organic carbon content | 0.87% | 0.87% | | |
| C _{org} | Carbon content in the upper 30 cm of soil | 34.00 | 34.00 | t (3000 m ³) ⁻¹ | Tab. 2.13 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| V | Soil volume | 5 000.00 | 5 000.00 | m ³ ha ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Db | Bulk density | 1 300.00 | 1 300.00 | kg m ⁻³ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| r _{C/N} | C/N ratio | 10.00 | 10.00 | dimensionless | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| r _{N_{org}} | N _{org} /N _{tot} (total soil nitrogen) ratio | 0.85 | 0.85 | dimensionless | Scheffer (2002) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Phosphate (PO₄³⁻), leaching / Ground water | | 0.25 | 0.25 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| P _{gw} | $P_{gw} = P_{gwl} * F_{gw}$ | 0.08 | 0.08 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| P _{gwl} | Average quantity of P leached to ground water for a land use category | 0.07 | 0.07 | kg P (ha year) ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012), arable land |
| F _{gw} | | 1.07 | 1.07 | dimensionless | |
| P _{2O₅sl} | Quantity of P ₂ O ₅ contained in the slurry or liquid sewage sludge | 68.57 | 68.57 | kg ha ⁻¹ | Table S1 |
| Phosphate (PO₄³⁻), run-off / Surface water | | 0.86 | 0.86 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |

| Substance / Compartment | | HU | HU-I | Unit | Source |
|--|--|-----------|-----------|--|---|
| P_{ro} | $P_{ro} = P_{rol} * F_{ro}$ | 0.28 | 0.28 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| P_{rol} | Average quantity of P lost through run-off for a land use category | 0.18 | 0.18 | kg P (ha year) ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012), open arable land |
| F_{ro} | Correction factor for fertilisation with P, calculated as: $F_{ro} = 1 + 0.2/80 * P_{2O_{5min}} + 0.7/80 * P_{2O_{5sl}} + 0.4/80 * P_{2O_{5man}}$ | 1.60 | 1.60 | dimensionless | |
| $P_{2O_{5min}}$ | Quantity of P ₂ O ₅ contained in mineral fertilisers | 0.00 | 0.00 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | |
| $P_{2O_{5sl}}$ | Quantity of P ₂ O ₅ contained in slurry or liquid sewage sludge | 68.57 | 68.57 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | Table S1 |
| $P_{2O_{5man}}$ | Quantity of P ₂ O ₅ contained in solid manure | 0.00 | 0.00 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | |
| Phosphate (PO₄³⁻), soil erosion / Surface water | | 16.25 | 16.25 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| P_{er} | $P_{er} = S_{er} * P_{cs} * F_r * F_{erw}$ | 5.30 | 5.30 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| S_{er} | Quantity of soil eroded | 15 000.00 | 15 000.00 | kg (ha year) ⁻¹ | Brito <i>et al.</i> (2007) |
| P_{cs} | P content in the top soil | 0.00095 | 0.00095 | kg P (kg soil) ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| F_r | Enrichment factor for P | 1.86 | 1.86 | dimensionless | Wilke and Schaub (1996) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |
| F_{erw} | Fraction of the eroded soil that reaches the river | 0.20 | 0.20 | dimensionless | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Nitrous oxide (N₂O) / Air | | 5.12 | 4.40 | kg N ₂ O ha ⁻¹ | |

| Substance / Compartment | | HU | HU-I | Unit | Source |
|---|--|--------|--------|--|----------|
| N ₂ O | $N_2O = 44/28 * (0.01 (N_{tot} + N_{cr}) + 0.01 * 14/17 * NH_3 + 0.0075 * 14/62 * NO_3^-)$ | 3.26 | 2.80 | kg N ₂ O-N ha ⁻¹ | |
| N _{tot} | Total nitrogen in mineral and fertilisers | 225.10 | 225.10 | kg N ha ⁻¹ | Table S1 |
| N _{cr} | Nitrogen contained in the crop residues | 0.00 | 0.00 | kg N ha ⁻¹ | |
| NH ₃ | Losses of nitrogen in the form of ammonia | 67.39 | 12.15 | kg NH ₃ ha ⁻¹ | Table S3 |
| NO ₃ ⁻ | Losses of nitrogen in the form of nitrate | 265.85 | 265.85 | kg NO ₃ ⁻ ha ⁻¹ | Table S3 |
| Nitrogen oxides (NO_x) / Air | | 1.07 | 0.92 | kg NO _x ha ⁻¹ | |
| NO _x | $NO_x = 0.21 * N_2O$ | 0.50 | 0.43 | kg NO _x -N ha ⁻¹ | |
| N ₂ O | Emission of N ₂ O | 5.12 | 4.40 | kg N ₂ O ha ⁻¹ | Table S3 |

| | |
|--------|--------------------------|
| Legend | Data inserted in Simapro |
| | Data inserted in STAN |

Table S4 - N and P emissions from agriculture fertilisation with mineral fertiliser, base scenario (MF) and lower ammonia volatilisation rate scenario (MF-1), based on Nemecek and Schnetzer (2012).

| Substance / Compartment | | MF | MF-1 | Unit | Source |
|--|---|----------|----------|---|---|
| Ammonia (NH₃) / Air | | 80.71 | 50.95 | kg NH ₃ ha ⁻¹ | |
| N-NH ₃ | $N-NH_3 = N_{mineral} * Ef$ | 66.47 | 41.96 | kg N-NH ₃ ha ⁻¹ | |
| N _{mineral} | Amount of nitrogen from mineral fertiliser | 225.00 | 225.00 | kg N ha ⁻¹ | Table S1 |
| Ef | Emission factor of each fertiliser | 31.2% | 19.6% | | Table S2 |
| Nitrate (NO₃⁻) / Ground water | | 265.75 | 265.75 | kg NO ₃ ⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| N-NO ₃ ⁻ | $N-NO_3^- = 21.37 + (P/(c*L)) * ((0.0037*S) + (0.0000601*N_{org}) - (0.00362*U))$ | 60.01 | 60.01 | kg N(ha year) ⁻¹ | |
| P | Precipitation | 653.00 | 653.00 | mm year ⁻¹ | Nossa (2011) |
| c | Clay content | 16.92% | 16.92% | | Nossa (2011) |
| L | Rooting depth | 0.60 | 0.60 | m | Magalhães <i>et al.</i> (1995) |
| S | Nitrogen supply through fertilisers | 225.00 | 225.00 | kg N ha ⁻¹ | Table S1 |
| N _{org} | Nitrogen in soil organic matter | 4 816.67 | 4 816.67 | kg N ha ⁻¹ | |
| U | Nitrogen uptake by crop | 144.00 | 144.00 | kg N ha ⁻¹ | Brazilian maize based on Cunha <i>et al.</i> (2018) |
| | $N_{org} = (C_{org}/100*V*Db) \div r_{C/N}*r_{N_{org}}$ | | | | |
| C _{org} (%) | Organic carbon content | 0.87% | 0.87% | | |
| | $C_{org}(\%) = C_{org} [t/3000m^3]*(1/1.3 t m^{-3})*100$ | | | | |
| C _{org} | Carbon content in the upper 30 cm of soil | 34.00 | 34.00 | t (3000 m ³) ⁻¹ | Tab. 2.13 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| V | Soil volume | 5 000.00 | 5 000.00 | m ³ ha ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Db | Bulk density | 1 300.00 | 1 300.00 | kg m ⁻³ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| r _{C/N} | C/N ratio | 10.00 | 10.00 | dimensionless | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| r _{N_{org}} | N _{org} /N _{tot} (total soil nitrogen) ratio | 0.85 | 0.85 | dimensionless | Scheffer (2002) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |

| Substance / Compartment | | MF | MF-1 | Unit | Source |
|--|---|-------|-------|--|--|
| Phosphate (PO₄³⁻), leaching / Ground water | | 0.21 | 0.21 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| P _{gw} | $P_{gw} = P_{gwl} * F_{gw}$ | 0.07 | 0.07 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| P _{gwl} | Average quantity of P leached to ground water for a land use category | 0.07 | 0.07 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| F _{gw} | Correction factor for fertilisation by slurry $F_{gw} = 1 + 0.2/80 * P_{2O_{5sl}}$ | 1.00 | 1.00 | dimensionless | |
| P _{2O_{5sl}} | Quantity of P ₂ O ₅ contained in the slurry or liquid sewage sludge | 0.00 | 0.00 | kg ha ⁻¹ | Table S1 |
| Phosphate (PO₄³⁻), run-off / Surface water | | 0.63 | 0.63 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| P _{ro} | $P_{ro} = P_{rol} * F_{ro}$ | 0.20 | 0.20 | kg P (ha year) ⁻¹ | |
| P _{rol} | Average quantity of P lost through run-off for a land use category | 0.18 | 0.18 | kg P (ha year) ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012), open arable land |
| F _{ro} | Correction factor for fertilisation with P, calculated as: | 1.17 | 1.17 | dimensionless | |
| P _{2O_{5min}} | Quantity of P ₂ O ₅ contained in mineral fertilisers | 68.57 | 68.57 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | |
| P _{2O_{5sl}} | Quantity of P ₂ O ₅ contained in slurry or liquid sewage sludge | 0.00 | 0.00 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | Table S1 |
| P _{2O_{5man}} | Quantity of P ₂ O ₅ contained in solid manure | 0.00 | 0.00 | kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ | |
| Phosphate (PO₄³⁻), soil erosion / Surface water | | 16.25 | 16.25 | kg PO ₄ ³⁻ (ha year) ⁻¹ | |
| P _{er} | $P_{er} = S_{er} * P_{cs} * F_r * F_{erw}$ | 5.30 | 5.30 | kg P (ha year) ⁻¹ | |

| Substance / Compartment | | MF | MF-1 | Unit | Source |
|---|--|-----------|-----------|--|--|
| S _{er} | Quantity of soil eroded | 15 000.00 | 15 000.00 | kg (ha year) ⁻¹ | Brito <i>et al.</i> (2007) |
| P _{cs} | P content in the top soil | 0.00095 | 0.00095 | kg P (kg soil) ⁻¹ | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| F _r | Enrichment factor for P | 1.86 | 1.86 | dimensionless | Wilke and Schaub (1996) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |
| F _{erw} | Fraction of the eroded soil that reaches the river | 0.20 | 0.20 | dimensionless | Nemecek and Schnetzer (2012) |
| Nitrous oxide (N₂O) / Air | | 5.29 | 4.90 | kg N ₂ O ha ⁻¹ | |
| N ₂ O | $N_2O = 44/28 * (0.01 (N_{tot} + N_{cr}) + 0.01 * 14/17 * NH_3 + 0.0075 * 14/62 * NO_3^-)$ | 3.26 | 3.12 | kg N ₂ O-N ha ⁻¹ | |
| N _{tot} | Total nitrogen in mineral and fertilisers | 225.00 | 225.00 | kg N ha ⁻¹ | Table S1 |
| N _{cr} | Nitrogen contained in the crop residues | 0.00 | 0.00 | kg N ha ⁻¹ | |
| NH ₃ | Losses of nitrogen in the form of ammonia | 80.71 | 50.95 | kg NH ₃ ha ⁻¹ | Table S4 |
| NO ₃ ⁻ | Losses of nitrogen in the form of nitrate | 265.75 | 265.75 | kg NO ₃ ⁻ ha ⁻¹ | Table S4 |
| Nitrogen oxides (NO_x) / Air | | 1.11 | 1.03 | kg NO _x ha ⁻¹ | |
| NO _x | $NO_x = 0.21 * N_2O$ | 0.52 | 0.48 | kg NO _x -N ha ⁻¹ | |

| Substance / Compartment | | MF | MF-1 | Unit | Source |
|--|---|--------|--------|---|----------|
| N ₂ O | Emission of N ₂ O | 5.29 | 4.90 | kg N ₂ O ha ⁻¹ | Table S4 |
| Carbon dioxide (CO₂), fossil / Air | <i>CO_{2urea} = Urea*1.57</i> | 331.72 | 331.72 | kg fossil CO ₂ ha ⁻¹ | |
| CO ₂ fossil | Fossil carbon dioxide from urea fertiliser | 90.47 | 90.47 | kg fossil CO ₂ -C ha ⁻¹ | |
| Urea | Amount of nitrogen from urea mineral fertiliser | 211.29 | 211.29 | kg urea-N ha ⁻¹ | Table S1 |

| | |
|--------|--------------------------|
| Legend | Data inserted in Simapro |
| | Data inserted in STAN |

Table S5 - Input parameters for estimation of heavy metal emissions based on the report of Nemecek and Schnetzer (2012).

| | Cadmium (Cd) | Chromium (Cr) | Copper (Cu) | Lead (Pb) | Mercury (Hg) | Nickel (Ni) | Zinc (Zn) |
|--|-------------------------|--------------------------|------------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|----------------------|
| Tab. 2.18. Heavy metal leaching to ground water according to Wolfensberger and Dinkel (1997) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) (mg ha ⁻¹ year ⁻¹) | 50 | 21 200 | 3 600 | 600 | 1 | unavailable | 33 000 |
| Tab. 2.19. Heavy metal contents in soil according to Keller and Desaulles (2001) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) | | | | | | | |
| Land use, arable land (mg (kg soil) ⁻¹) | 0.24 | 24.10 | 20.10 | 19.50 | 0.073 | 23.00 | 49.60 |
| Tab. 2.20. Heavy metal deposition according to Freiermuth (2006) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) (mg ha ⁻¹ year ⁻¹) | 700 | 3 650 | 2 400 | 18 700 | 50 | 5 475 | 90 400 |
| Tab. A.1 Heavy-metal contents of plant material according to Freiermuth (2006) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) | | | | | | | |
| Generic mean (mg (kg dry matter) ⁻¹) | 0.1 | 6.6 | 32 | 0.54 | 1.04 | 0.55 | 0.04 |

Table S6 - Heavy-metal contents of mineral fertilisers based on supplier datasheet.

| Concentration of heavy metals per mineral fertiliser | Cadmium (Cd) | Chromium (Cr) | Copper (Cu) | Lead (Pb) | Mercury (Hg) | Nickel (Ni) | Zinc (Zn) | Arsenic (As) |
|---|-------------------------|--------------------------|------------------------|----------------------|-------------------------|------------------------|----------------------|-------------------------|
| Urea [NH ₂ CONH ₂] 46-00-00 (mg kg ⁻¹) | 20 | 200 | - | 100 | 0.2 | - | - | 10 |
| NPK 10-50-00 (mg kg ⁻¹) | 200 | 2000 | - | 1000 | 2.5 | - | - | 100 |
| NPK 00-00-60 (mg kg ⁻¹) | 20 | 200 | - | 100 | 0.2 | - | - | 10 |
| Total (mg ha ⁻¹) | 38 216 | 382 161 | - | 191 080 | 450 | - | - | 19 108 |

Source: personal communication with fertiliser supplier.

Table S7 - Emissions of heavy metals from agriculture fertilisation with mineral fertiliser (MF) based on Nemecek and Schnetzer (2012).

| Substance / Compartment | | Amount | Unit | Source |
|---|--|-------------|--|---|
| Heavy metal / Ground water | $M_{leach\ i} = m_{leach\ i} * A_i$ | | | |
| $M_{leach\ i}$ | Agricultural related heavy metal i emission to ground water | | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| $m_{leach\ i}$ | Average amount of heavy metal i emission | | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Table S5, Tab. 2.18 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| A_i | Allocation factor for the share of agricultural inputs in the total inputs for heavy metal i | | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| $M_{agro\ i}$ | Total input of heavy metal from fertilisers | | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Table S6 |
| $M_{deposition\ i}$ | Total input of heavy metal from atmospheric deposition | | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Table S5, Tab. 2.20 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| A_i Cadmium (Cd) | | 1.00 | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| A_i Chromium (Cr) | | 0.94 | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| A_i Copper (Cu) | | - | | |
| A_i Lead (Pb) | | 1.00 | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| A_i Mercury (Hg) | | 1.00 | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| A_i Nickel (Ni) | | - | | |
| A_i Zinc (Zn) | | - | | |
| | $M_{leach\ i}$ Cadmium (Cd) | 49.92 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | $M_{leach\ i}$ Chromium (Cr) | 19 832.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | $M_{leach\ i}$ Copper (Cu) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| | $M_{leach\ i}$ Lead (Pb) | 597.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | $M_{leach\ i}$ Mercury (Hg) | 1.30 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | $M_{leach\ i}$ Nickel (Ni) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| | $M_{leach\ i}$ Zinc (Zn) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| Heavy metal, erosion / Surface water | $M_{erosion\ i} = c_{tot\ i} * B * a * f_{erosion} * A_i$ | | | |
| $M_{erosion\ i}$ | Agricultural related heavy metal emissions to surface water through erosion | | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| $c_{tot\ i}$ | Total heavy metal content in the soil | Arable land | mg kg ⁻¹ soil | Table S5, Tab. 2.19 of Nemecek and |

| Substance / Compartment | | Amount | Unit | Source |
|---------------------------|---|------------|--|--|
| B | Amount of soil erosion | 25 000.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Schnetzer (2012) Oberholzer <i>et al.</i> (2006, Appendix A4.1) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |
| A | Accumulation factor | 1.86 | dimensionless | Prasuhn (2006) cited by Nemecek and Schnetzer (2012) |
| f _{erosion} | Erosion factor considering the distance to river or lakes (considers only the fraction of the soil that reaches the water body, the rest is deposited in the field) | 0.20 | dimensionless | |
| A _i | Allocation factor for the share of agricultural inputs in the total inputs for heavy metal i | | dimensionless | Calculated, Table S7 |
| | M _{erosion i} Cadmium (Cd) | 2 228.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{erosion i} Chromium (Cr) | 209 669.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{erosion i} Copper (Cu) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| | M _{erosion i} Lead (Pb) | 180 644.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{erosion i} Mercury (Hg) | 676.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{erosion i} Nickel (Ni) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| | M _{erosion i} Zinc (Zn) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| Heavy metal / Soil | $M_{soil i} = (\sum inputs_i - \sum outputs_i) * A_i$ | | | |
| M _{soil i} | Agricultural related heavy metal i emission to soil (some of the values can be negative) | | | Calculated, Table S7 |
| inputs _i | Total input of heavy metal from fertilisers and atmospheric deposition | | | Table S6 and Table S5, Tab. 2.20 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| outputs _i | Total output of heavy metal from the soil to ground water (leaching), surface water (erosion) and plant biomass | | | Table S7 (M _{leach i} and M _{erosion i}) and Table S5, Tab. A.1 of Nemecek and Schnetzer (2012) |
| A _i | Allocation factor for the share of agricultural inputs in the total inputs for heavy metal i | | | Calculated, Table S7 |
| | M _{soil i} Cadmium (Cd) | 29 112.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{soil i} Chromium (Cr) | 76 267.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{soil i} Copper (Cu) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| | M _{soil i} Lead (Pb) | -8 818.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |
| | M _{soil i} Mercury (Hg) | -279.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Calculated, Table S7 |

| Substance / Compartment | Amount | Unit | Source |
|----------------------------------|-----------|--|---|
| M _{soil i} Nickel (Ni) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | Table S6, Arsenic (As) emissions were considered going to the soil by the lack of a specific estimation model |
| M _{soil i} Zinc (Zn) | - | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |
| M _{soil i} Arsenic (As) | 15 369.00 | mg ha ⁻¹ year ⁻¹ | |

The foreground data quality indicators were estimated with the square of the geometric standard deviation (GSD^2) based on general basic variability (Table S8) combined with additional variability of the pedigree matrix (Table S9) as proposed by Weidema and Wesnaes (1996). The variability factors of pedigree scores related to reliability, completeness, temporal, geographical and technological correlations of the data. Eq. S1 shows the math expression of the square geometric standard deviation (Muller *et al.*, 2016).

$$GSD^2 = e^{\sqrt{[\ln(U_b)]^2 + [\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2}} \quad (S1)$$

Where:

- U_b = basic variability factor;
- U_1 = variability factor of reliability;
- U_2 = variability factor of completeness;
- U_3 = variability factor of temporal correlation;
- U_4 = variability factor of geographical correlation;
- U_5 = variability factor of technological correlation.

The basic variability factor of process and elementary flows were selected based on flow type (Table S8) while the pedigree scores were classified for each foreground data (Table S9). The calculation of the variability results of environmental impacts used Monte Carlo method with lognormal distribution, considering also the uncertainties contained in the unit processes of ecoinvent database (Wernet *et al.*, 2016) version 3.3 (Moreno-Ruiz *et al.*, 2016), for 1 000 cycles (it was similar to 10 000 cycles) and 95% of confidence interval.

Table S8 - Basic variability factors (dimensionless) applied for technosphere inputs and outputs and for elementary flows.

| Input / output group | Combustion emissions | Process emissions | Agricultural emissions |
|--|----------------------|-------------------|------------------------|
| Demand of: | | | |
| Thermal energy, electricity, semi-finished products, working material, waste treatment services | 1.05 | 1.05 | 1.05 |
| Transport services (tkm) | 2.00 | 2.00 | 2.00 |
| Infrastructure | 3.00 | 3.00 | 3.00 |
| Resources: | | | |
| Primary energy carriers, metals, salts | 1.05 | 1.05 | 1.05 |
| Land use, occupation | 1.50 | 1.50 | 1.50 |
| Land use, transformation | 2.00 | 2.00 | 2.00 |
| Pollutants emitted to air: | | | |
| CO ₂ | 1.05 | 1.05 | - |
| SO ₂ | 1.05 | - | - |
| NM VOC total | 1.50 | - | - |
| NO _x , N ₂ O | 1.50 | - | 1.40 |
| CH ₄ , NH ₃ | 1.50 | - | 1.20 |
| Individual hydrocarbons | 1.50 | 2.00 | - |
| PM _{>10} | 1.50 | 1.50 | - |
| PM ₁₀ | 2.00 | 2.00 | - |
| PM _{2.5} | 3.00 | 3.00 | - |
| Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) | - | 3.00 | - |
| CO, heavy metals | - | 5.00 | - |
| Inorganic emissions, others | - | 1.50 | - |
| Radionuclides (e.g. Radon-222) | - | 3.00 | - |
| Pollutants emitted to water: | | | |
| BOD, COD, DOC, TOC, inorganic compounds (NH ₄ ⁺ , PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl, Na, etc.) | - | 1.50 | - |
| Individual hydrocarbons, PAH | - | 3.00 | - |
| Heavy metals | - | 5.00 | 1.80 |
| Pesticides | - | - | 1.50 |
| NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ | - | - | 1.50 |
| Pollutants emitted to soil: | | | |
| Oil, hydrocarbon total | - | 1.50 | - |
| Heavy metals | - | 1.50 | 1.50 |
| Pesticides | - | - | 1.20 |

Source: Frischknecht *et al.* (2005).

Table S9 - Pedigree scores and variability factors.

| Indicator score | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--|---|--|---|--|--|
| Reliability | Verified data based on measurement 1.00 | Verified data partly based on assumptions or non-verified data based on measurements 1.05 | Non-verified data partly based on assumptions 1.10 | Qualified estimate (e.g. based on assumptions by industrial expert) 1.20 | Non-qualified estimate 1.50 |
| Completeness | Representative data from a sufficient sample of sites over an adequate period to even out normal fluctuations 1.00 | Representative data from a smaller number of sites but for adequate periods 1.02 | Representative data from an adequate number of sites but from shorter periods 1.05 | Representative data but from a smaller number of sites and shorter periods or incomplete data from an adequate number of sites and periods 1.10 | Representativeness unknown or incomplete data from a smaller number of sites and/or from shorter periods 1.20 |
| Temporal correlation | Less than 3 years of difference to year of study 1.00 | Less than 6 years of difference 1.03 | Less than 10 years of difference 1.10 | Less than 15 years of difference 1.20 | Age of data unknown or more than 15 years of difference 1.50 |
| Geographical correlation | Data from area under study 1.00 | Average data from larger area in which the area under study is included 1.01 | Data from area with similar production conditions 1.02 | Data from area with slightly similar production conditions 1.05 | Data from unknown area or area with very different production conditions 1.10 |
| Further technological correlation | Data from enterprises, processes and materials under study 1.00 | Data from processes and materials under study but from different enterprises 1.05 | Data from processes and materials under study but from different technology 1.20 | Data on related processes or materials but same technology 1.50 | Data on related processes or materials but different technology 2.00 |

Source: Weidema and Wesnaes (1996) with variability factors from Frischknecht *et al.* (2005) adapted by Goedkoop *et al.* (2016).

Table S10 - Variability and background data of fertilisation with human urine.

| Flows | Human urine (HU) | | |
|-------------------------------------|-------------------|----------------|--|
| | Basic variability | Pedigree score | Ecoinvent dataset |
| Input | | | |
| High density polyethylene, molded | 1.05 | 5,1,1,1,4 | Polyethylene, high density, granulate {RoW} production Alloc Rec, U and Injection moulding {GLO} market for Alloc Rec, U |
| Lime | 1.05 | 2,1,1,1,1 | Lime {GLO} market for Alloc Rec, U* Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, U (90%) and Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {RoW} processing Alloc Rec, U (10%)** |
| Road transport by truck | 2.00 | 3,1,1,1,3 | Liquid manure spreading, by vacuum tanker {GLO} market for Alloc Rec, U |
| Tractor with liquid manure spreader | 1.24 | 3,1,1,1,3 | |
| Output | | | - |
| Water, air | 1.05 | 5,1,1,1,1 | - |
| Ammonia, air | 1.20 | 3,1,1,1,1 | - |
| Dinitrogen monoxide, air | 1.40 | 3,1,1,1,1 | - |
| Nitrogen oxides, air | 1.40 | 3,1,1,1,1 | - |
| Phosphate, river | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Nitrate, ground water | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Phosphate, ground water | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |

*Lime was considered only in HU-I scenario to represent the hydrated lime in human urine for urea stabilisation.

**Fuel adapted to Brazilian biodiesel from soybean (Vegetable oil methyl ester {BR}| esterification of soybean oil | Alloc Rec, U).

Table S11 - Variability and background data of fertilisation with mineral fertiliser.

| Flows | Mineral fertiliser (MF) | | |
|--|-------------------------|----------------|--|
| | Basic variability | Pedigree score | Ecoinvent dataset |
| Input | | | |
| Nitrogen fertiliser, as N | 1.05 | 2,1,1,1,1 | Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, U |
| Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ | 1.05 | 2,1,1,1,1 | Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, U |
| Potassium fertiliser, as K ₂ O | 1.05 | 2,1,1,1,1 | Potassium chloride, as K ₂ O {RoW} potassium chloride production Alloc Rec, U |
| Inert filler of fertiliser | 1.05 | 3,1,1,1,1 | Inert filler {GLO} market for Alloc Rec, U |
| Road transport by truck | 2.00 | 3,1,1,1,3 | Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, U (90%) and Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {RoW} processing Alloc Rec, U (10%)* |
| Tractor with broadcast spreader | 1.24 | 3,1,1,1,3 | Fertilising, by broadcaster {GLO} market for Alloc Rec, U |
| Output | | | |
| Water, air | 1.05 | 5,1,1,1,1 | - |
| Ammonia, air | 1.20 | 3,1,1,1,1 | - |
| Carbon dioxide, fossil, air | 1.05 | 3,1,1,1,1 | - |
| Dinitrogen monoxide, air | 1.40 | 3,1,1,1,1 | - |
| Nitrogen oxides, air | 1.40 | 3,1,1,1,1 | - |
| Phosphate, river | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Nitrate, ground water | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Phosphate, ground water | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Cadmium, ground water | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Chromium, ground water | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Lead, ground water | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Mercury, ground water | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Cadmium, river | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Chromium, river | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Lead, river | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Mercury, river | 1.80 | 3,1,1,1,1 | - |
| Arsenic, soil | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Cadmium, soil | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Chromium, soil | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Lead, soil | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |
| Mercury, soil | 1.50 | 3,1,1,1,1 | - |

*Fuel adapted to Brazilian biodiesel from soybean (Vegetable oil methyl ester {BR}| esterification of soybean oil | Alloc Rec, U)

Table S12 - Energy demand and environmental impacts of fertilisation with human urine and mineral fertiliser (base scenarios) including variability.

| Category (product system) | Abbreviation | Unit | Average | Median | Confidence interval (95%) | |
|--|--------------|-------------------------------------|---------|---------|------------------------------|---------|
| | | | | | 2.5% | 97.5% |
| Cumulative energy demand | CED (HU) | MWh | 7.37E+0 | 6.78E+0 | 3.08E+0 | 1.54E+1 |
| | CED (MF) | MWh | 6.61E+0 | 6.33E+0 | 4.62E+0 | 9.36E+0 |
| Global warming (GWP100a) | GW (HU) | kg CO ₂ eq | 3.00E+3 | 2.91E+3 | 1.95E+3 | 4.56E+3 |
| | GW (MF) | kg CO ₂ eq | 3.08E+3 | 3.06E+3 | 2.51E+3 | 3.78E+3 |
| Human toxicity, cancer | HT-c (HU) | cases | 4.83E-5 | 4.09E-5 | 1.70E-5 | 1.21E-4 |
| | HT-c (MF) | cases | 8.90E-5 | 7.90E-5 | 5.37E-5 | 1.59E-4 |
| Human toxicity, non-cancer | HT-n (HU) | cases | 2.04E-4 | 1.87E-4 | 9.83E-5 | 4.40E-4 |
| | HT-n (MF) | cases | 1.07E-2 | 1.05E-2 | 7.36E-3 | 1.53E-2 |
| Photochemical ozone formation | PO (HU) | kg NMVOC eq | 1.09E+1 | 1.02E+1 | 5.85E+0 | 2.01E+1 |
| | PO (MF) | kg NMVOC eq | 6.15E+0 | 5.97E+0 | 4.58E+0 | 8.87E+0 |
| Acidification | AC (HU) | kg SO ₂ eq | 1.15E+2 | 1.14E+2 | 9.27E+1 | 1.39E+2 |
| | AC (MF) | kg SO ₂ eq | 1.38E+2 | 1.38E+2 | 1.14E+2 | 1.68E+2 |
| Eutrophication | EU (HU) | kg PO ₄ ⁻³ eq | 7.10E+1 | 7.09E+1 | 5.86E+1 | 8.55E+1 |
| | EU (MF) | kg PO ₄ ⁻³ eq | 7.58E+1 | 7.50E+1 | 6.33E+1 | 9.12E+1 |
| Freshwater ecotoxicity | ET (HU) | PAF.m ³ .day | 1.38E+6 | 9.99E+5 | 4.53E+5 | 4.36E+6 |
| | ET (MF) | PAF.m ³ .day | 3.10E+6 | 1.96E+6 | 9.00E+5 | 1.10E+7 |
| Mineral, fossil & renewable resource depletion | RD (HU) | kg Sb eq | 1.55E-1 | 1.40E-1 | 6.31E-2 | 3.34E-1 |
| | RD (MF) | kg Sb eq | 2.09E-1 | 1.92E-1 | 1.05E-1 | 3.79E-1 |

Table S13 - Environmental impacts per intermediate flow (process) of fertilisation with human urine (HU) and mineral fertiliser (MF).

| GW | | | | | |
|---|-----------------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | kg CO ₂ eq | 3.00E+03 | 100% | 3.08E+03 | 100% |
| Remaining processes | kg CO ₂ eq | 1.27E+02 | 4% | 7.60E+01 | 2% |
| Field emissions from mineral fertilisers | kg CO ₂ eq | 0.00E+00 | 0% | 2.49E+03 | 57% |
| Field emissions from human urine | kg CO ₂ eq | 1.39E+03 | 46% | 0.00E+00 | 0% |
| Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | kg CO ₂ eq | 0.00E+00 | 0% | 1.67E+02 | 5% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | kg CO ₂ eq | 1.16E+03 | 39% | 2.72E+02 | 9% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | kg CO ₂ eq | 0.00E+00 | 0% | 7.41E+02 | 24% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | kg CO ₂ eq | 3.28E+02 | 11% | 7.71E+01 | 3% |

| HT-c | | | | | |
|---|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | cases | 4.83E-05 | 100% | 8.81E-05 | 100% |
| Remaining processes | cases | 1.74E-06 | 4% | 1.67E-06 | 2% |
| Field emissions from mineral fertilisers | cases | 0.00E+00 | 0% | 4.19E-05 | 48% |
| Liquid manure spreading, by vacuum tanker {GLO} market for Alloc Rec, S | cases | 2.57E-06 | 5% | 0.00E+00 | 0% |
| Lorry, 28 metric ton {GLO} market for Alloc Rec, S | cases | 3.75E-06 | 8% | 8.82E-07 | 1% |
| Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | cases | 0.00E+00 | 0% | 1.30E-05 | 15% |
| Potassium chloride, as K ₂ O {RoW} potassium chloride production Alloc Rec, S | cases | 0.00E+00 | 0% | 1.70E-06 | 2% |
| Road {RoW} market for road Alloc Rec, S | cases | 1.65E-06 | 3% | 3.89E-07 | 0% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | cases | 3.20E-05 | 66% | 7.54E-06 | 9% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | cases | 0.00E+00 | 0% | 1.95E-05 | 22% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | cases | 6.58E-06 | 14% | 1.55E-06 | 2% |

| HT-n | | | | | |
|---|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | cases | 2.04E-04 | 100% | 1.07E-02 | 100% |
| Remaining processes | cases | 4.14E-05 | 20% | 1.25E-04 | 1% |
| Field emissions from mineral fertilisers | cases | 0.00E+00 | 0% | 1.05E-02 | 97% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | cases | 1.62E-04 | 80% | 3.82E-05 | 0% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | cases | 0.00E+00 | 0% | 1.25E-04 | 1% |

| PO | | | | | |
|---|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | kg NMVOC eq | 1.09E+01 | 100% | 6.15E+00 | 100% |
| Remaining processes | kg NMVOC eq | 1.83E-01 | 2% | 1.80E-01 | 3% |
| Field emissions from mineral fertilisers | kg NMVOC eq | 0.00E+00 | 0% | 1.34E+00 | 22% |
| Field emissions from human urine | kg NMVOC eq | 9.30E-01 | 9% | 0.00E+00 | 0% |
| Fertilising, by broadcaster {GLO} market for Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 0.00E+00 | 0% | 2.97E-01 | 5% |
| Liquid manure spreading, by vacuum tanker {GLO} market for Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 4.29E-01 | 4% | 0.00E+00 | 0% |
| Phosphate fertiliser, as P2O5 {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 0.00E+00 | 0% | 6.59E-01 | 11% |
| Road {RoW} market for road Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 2.58E-01 | 2% | 6.07E-02 | 1% |
| Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {BR} processing Alloc Rec, S* | kg NMVOC eq | 1.20E+00 | 11% | 2.82E-01 | 5% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 7.20E+00 | 67% | 1.70E+00 | 28% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 0.00E+00 | 0% | 1.50E+00 | 24% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | kg NMVOC eq | 5.98E-01 | 6% | 1.41E-01 | 2% |

| AC | | | | | |
|--|-----------------------|------------------|------|------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser(MF) | |
| Total | kg SO ₂ eq | 1.15E+02 | 100% | 1.38E+02 | 100% |
| Remaining processes | kg SO ₂ eq | 1.67E+00 | 1% | 2.49E+00 | 2% |
| Field emissions from mineral fertilisers | kg SO ₂ eq | 0.00E+00 | 0% | 1.30E+02 | 94% |
| Field emissions from human urine | kg SO ₂ eq | 1.08E+02 | 94% | 0.00E+00 | 0% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | kg SO ₂ eq | 5.09E+00 | 4% | 1.20E+00 | 1% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | kg SO ₂ eq | 0.00E+00 | 0% | 5.02E+00 | 4% |

| EU | | | | | |
|--|-------------------------------------|-----------------|------|-------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine(HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | kg PO ₄ ³⁻ eq | 7.10E+01 | 100% | 7.58E+01 | 100% |
| Remaining processes | kg PO ₄ ³⁻ eq | 1.91E-01 | 0% | 1.28E-01 | 0% |
| Field emissions from mineral fertilisers | kg PO ₄ ³⁻ eq | 0.00E+00 | 0% | 7.36E+01 | 97% |
| Field emissions from human urine | kg PO ₄ ³⁻ eq | 6.90E+01 | 97% | 0.00E+00 | 0% |
| Phosphate fertiliser, as P ₂ O ₅ {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | kg PO ₄ ³⁻ eq | 0.00E+00 | 0% | 7.46E-01 | 1% |
| Transport, freight, lorry 28 metric ton, vegetable oil methyl ester 100% {BR} processing Alloc Rec, S* | kg PO ₄ ³⁻ eq | 1.53E-01 | 0% | 3.59E-02 | 0% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | kg PO ₄ ³⁻ eq | 1.16E+00 | 2% | 2.74E-01 | 0% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | kg PO ₄ ³⁻ eq | 0.00E+00 | 0% | 8.92E-01 | 1% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | kg PO ₄ ³⁻ eq | 4.45E-01 | 1% | 1.05E-01 | 0% |

| ET | | | | | |
|--|-------------------------|------------------------|-----|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine(HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| | | | 100 | | |
| Total | PAF.m ³ .day | 1.38E+06 | % | 3.07E+06 | 100% |
| Remaining processes | PAF.m ³ .day | 6.02E+04 | 4% | 2.17E+04 | 1% |
| Field emissions from mineral fertilisers | PAF.m ³ .day | 0.00E+00 | 0% | 5.06E+04 | 2% |
| Fertilising, by broadcaster {GLO} market for Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 0.00E+00 | 0% | 5.42E+04 | 2% |
| Liquid manure spreading, by vacuum tanker {GLO} market for Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 1.03E+05 | 7% | 0.00E+00 | 0% |
| Lorry, 28 metric ton {GLO} market for Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 1.02E+05 | 7% | 2.40E+04 | 1% |
| Phosphate fertiliser, as P2O5 {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 0.00E+00 | 0% | 1.04E+06 | 34% |
| Potassium chloride, as K2O {RoW} potassium chloride production Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 0.00E+00 | 0% | 1.41E+05 | 5% |
| Road {RoW} market for road Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 3.94E+04 | 3% | 9.27E+03 | 0% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 9.67E+05 | 70% | 2.28E+05 | 7% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 0.00E+00 | 0% | 1.48E+06 | 48% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | PAF.m ³ .day | 1.04E+05 | 8% | 2.45E+04 | 1% |

| RD | | | | | |
|--|-------------|------------------------|------|--------------------------------|------|
| Process | Unit | Human urine(HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | kg Sb eq | 1.55E-01 | 100% | 2.06E-01 | 100% |
| Remaining processes | kg Sb eq | 1.21E-03 | 1% | 9.96E-04 | 0% |
| Fertilising, by broadcaster {GLO} market for Alloc Rec, S | kg Sb eq | 0.00E+00 | 0% | 6.03E-03 | 3% |
| Liquid manure spreading, by vacuum tanker {GLO} market for Alloc Rec, S | kg Sb eq | 1.94E-02 | 13% | 0.00E+00 | 0% |
| Lorry, 28 metric ton {GLO} market for Alloc Rec, S | kg Sb eq | 4.89E-03 | 3% | 1.15E-03 | 1% |
| Maintenance, lorry 28 metric ton {GLO} market for Alloc Rec, S | kg Sb eq | 8.24E-03 | 5% | 1.94E-03 | 1% |
| Phosphate fertiliser, as P2O5 {RoW} single superphosphate production Alloc Rec, S | kg Sb eq | 0.00E+00 | 0% | 1.29E-01 | 62% |
| Potassium chloride, as K2O {RoW} potassium chloride production Alloc Rec, S | kg Sb eq | 0.00E+00 | 0% | 4.07E-03 | 2% |
| Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Rec, S | kg Sb eq | 8.26E-02 | 53% | 1.94E-02 | 9% |
| Urea, as N {RoW} production Alloc Rec, S | kg Sb eq | 0.00E+00 | 0% | 3.48E-02 | 17% |
| Vegetable oil methyl ester {BR} esterification of soybean oil Alloc Rec, S | kg Sb eq | 3.84E-02 | 25% | 9.04E-03 | 4% |

Table S14 - Environmental impacts per elementary flow (substance) of fertilisation with human urine (HU) and mineral fertiliser (MF).

| GW | | | | | | |
|-------------------------------------|--------------------|-----------------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | kg CO ₂ eq | 3.00E+03 | 100% | 3.08E+03 | 100% |
| Remaining substances | | kg CO ₂ eq | 2.41E+00 | 0% | 4.38E+00 | 0% |
| Carbon dioxide, fossil | Air | kg CO ₂ eq | 1.26E+03 | 42% | 1.53E+03 | 49% |
| Carbon dioxide, land transformation | Air | kg CO ₂ eq | 2.73E+02 | 9% | 7.11E+01 | 2% |
| Dinitrogen monoxide | Air | kg CO ₂ eq | 1.38E+03 | 47% | 1.41E+03 | 46% |
| Methane, fossil | Air | kg CO ₂ eq | 4.68E+01 | 2% | 8.07E+01 | 3% |
| Methane, land transformation | Air | kg CO ₂ eq | 4.90E+00 | 0% | 1.16E+00 | 0% |

| HT-c | | | | | | |
|----------------------|--------------------|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | cases | 4.83E-05 | 100% | 8.81E-05 | 100% |
| Remaining substances | | cases | 1.25E-06 | 3% | 1.86E-06 | 2% |
| Arsenic | Water | cases | 4.83E-07 | 1% | 1.35E-06 | 2% |
| Arsenic | Soil | cases | 2.33E-09 | 0% | 1.09E-05 | 12% |
| Cadmium | Soil | cases | 1.67E-08 | 0% | 3.29E-05 | 37% |
| Chromium VI | Water | cases | 4.50E-05 | 93% | 4.01E-05 | 46% |
| Lead | Soil | cases | 1.50E-08 | 0% | 4.33E-06 | 5% |
| Mercury | Soil | cases | 2.42E-09 | 0% | -6.46E-06 | -7% |
| Nickel | Water | cases | 1.58E-06 | 3% | 3.03E-06 | 3% |

| HT-n | | | | | | |
|----------------------|--------------------|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | cases | 2.04E-04 | 100% | 1.07E-02 | 100% |
| Remaining substances | | cases | 1.58E-04 | 77% | 2.17E-04 | 2% |
| Arsenic | Water | cases | 3.58E-05 | 18% | 1.00E-04 | 1% |
| Arsenic | Soil | cases | 1.73E-07 | 0% | 8.06E-04 | 8% |
| Cadmium | Soil | cases | 4.48E-06 | 2% | 8.86E-03 | 82% |
| Lead | Soil | cases | 5.25E-06 | 3% | 1.52E-03 | 14% |
| Mercury | Soil | cases | 2.86E-07 | 0% | -7.65E-04 | -7% |

| PO | | | | | | |
|--|--------------------|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | kg NMVOC eq | 1.09E+01 | 100% | 6.15E+00 | 100% |
| Remaining substances | | kg NMVOC eq | 2.96E-01 | 3% | 1.64E-01 | 3% |
| Hexane | Air | kg NMVOC eq | 1.54E-01 | 1% | 4.06E-02 | 1% |
| Nitrogen oxides NMVOC, non- methane volatile organic compounds, unspecified origin | Air | kg NMVOC eq | 8.96E+00 | 82% | 4.84E+00 | 79% |
| Sulfur dioxide | Air | kg NMVOC eq | 1.83E-01 | 2% | 3.82E-01 | 6% |

| AC | | | | | | |
|----------------------|--------------------|-----------------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | kg SO ₂ eq | 1.15E+02 | 100% | 1.38E+02 | 100% |
| Remaining substances | | kg SO ₂ eq | 2.93E-05 | 0% | 6.69E-05 | 0% |
| Ammonia | Air | kg SO ₂ eq | 1.07E+02 | 94% | 1.30E+02 | 94% |
| Nitrogen oxides | Air | kg SO ₂ eq | 4.47E+00 | 4% | 2.42E+00 | 2% |
| Sulfur dioxide | Air | kg SO ₂ eq | 2.70E+00 | 2% | 5.65E+00 | 4% |

| EU | | | | | | |
|----------------------|--------------------|-------------------------------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | kg PO ₄ ⁻³ eq | 7.10E+01 | 100% | 7.58E+01 | 100% |
| Remaining substances | | kg PO ₄ ⁻³ eq | 1.47E-01 | 0% | 1.12E-01 | 0% |
| Ammonia | Air | kg PO ₄ ⁻³ eq | 2.36E+01 | 33% | 2.85E+01 | 38% |
| Dinitrogen monoxide | Air | kg PO ₄ ⁻³ eq | 1.40E+00 | 2% | 1.44E+00 | 2% |
| Nitrate | Water | kg PO ₄ ⁻³ eq | 2.68E+01 | 38% | 2.66E+01 | 35% |
| Nitrogen oxides | Air | kg PO ₄ ⁻³ eq | 1.16E+00 | 2% | 6.29E-01 | 1% |
| Phosphate | Water | kg PO ₄ ⁻³ eq | 1.75E+01 | 25% | 1.83E+01 | 24% |

| ET | | | | | | |
|----------------------|--------------------|-------------------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | PAF.m ³ .day | 1.38E+06 | 100% | 3.07E+06 | 100% |
| Remaining substances | | PAF.m ³ .day | 4.35E+04 | 3% | 1.13E+05 | 4% |
| Aluminium | Air | PAF.m ³ .day | 3.78E+04 | 3% | 6.77E+04 | 2% |
| Aluminium | Water | PAF.m ³ .day | 8.61E+05 | 63% | 2.19E+06 | 71% |
| Aluminium | Soil | PAF.m ³ .day | 3.03E+04 | 2% | 2.06E+04 | 1% |
| Copper | Air | PAF.m ³ .day | 4.68E+04 | 3% | 1.64E+04 | 1% |
| Copper | Water | PAF.m ³ .day | 2.05E+05 | 15% | 3.04E+05 | 10% |
| Iron | Water | PAF.m ³ .day | 1.51E+05 | 11% | 3.61E+05 | 12% |

| RD | | | | | | |
|--|--------------------|-------------|-------------------------|------|--------------------------------|------|
| Substance | Compartment | Unit | Human urine (HU) | | Mineral fertiliser (MF) | |
| Total | | kg Sb eq | 1.55E-01 | 100% | 2.06E-01 | 100% |
| Remaining substances | | kg Sb eq | 5.03E-03 | 3% | 1.48E-02 | 7% |
| Cadmium | Raw material | kg Sb eq | 1.25E-02 | 8% | 1.87E-02 | 9% |
| Carbon, organic, in soil or biomass stock | Raw material | kg Sb eq | 2.72E-02 | 18% | 6.42E-03 | 3% |
| Indium | Raw material | kg Sb eq | 1.04E-01 | 67% | 1.56E-01 | 76% |
| Lead | Raw material | kg Sb eq | 2.81E-03 | 2% | 4.21E-03 | 2% |
| Silver, 0.007% in sulfide, Ag 0.004%, Pb, Zn, Cd, In | Raw material | kg Sb eq | 2.30E-03 | 1% | 3.45E-03 | 2% |
| Tantalum | Raw material | kg Sb eq | 8.36E-04 | 1% | 2.83E-03 | 1% |

Table S15 - Energy demand and environmental impacts of transportation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.

| Category | Abbreviation | Unit | HU0 | HU50 | HU100 | HU | HU250 | MF0 | MF |
|--|--------------|-------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Cumulative energy demand | CED | MWh | 4.68E-01 | 2.77E+00 | 5.06E+00 | 7.37E+00 | 1.20E+01 | 4.84E+00 | 6.61E+00 |
| Global warming (GWP100a) | GW | kg CO ₂ eq | 1.43E+03 | 1.94E+03 | 2.46E+03 | 3.00E+03 | 3.99E+03 | 2.71E+03 | 3.08E+03 |
| Human toxicity, cancer | HT-c | cases | 3.72E-06 | 1.86E-05 | 3.34E-05 | 4.83E-05 | 7.80E-05 | 7.76E-05 | 8.90E-05 |
| Human toxicity, non-cancer | HT-n | cases | 4.62E-05 | 9.86E-05 | 1.51E-04 | 2.04E-04 | 3.09E-04 | 1.07E-02 | 1.07E-02 |
| Photochemical ozone formation | PO | kg NMVOC eq | 1.61E+00 | 4.72E+00 | 7.82E+00 | 1.09E+01 | 1.71E+01 | 3.73E+00 | 6.15E+00 |
| Acidification | AC | kg SO ₂ eq | 1.09E+02 | 1.11E+02 | 1.13E+02 | 1.15E+02 | 1.19E+02 | 1.37E+02 | 1.38E+02 |
| Eutrophication | EU | kg PO ₄ ⁻³ eq | 6.90E+01 | 6.96E+01 | 7.02E+01 | 7.10E+01 | 7.20E+01 | 7.53E+01 | 7.58E+01 |
| Freshwater ecotoxicity | ET | PAF.m ³ .day | 1.46E+05 | 5.55E+05 | 9.65E+05 | 1.38E+06 | 2.19E+06 | 2.79E+06 | 3.10E+06 |
| Mineral, fossil & ren resource depletion | RD | kg Sb eq | 1.97E-02 | 6.46E-02 | 1.10E-01 | 1.55E-01 | 2.44E-01 | 1.74E-01 | 2.09E-01 |

Table S16 - Environmental impacts of ammonia volatilisation scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.

| Impact category | Abbreviation | Unit | Average | Median | Confidence interval (95%) | |
|-------------------------------|--------------|-------------------------------------|----------|----------|---------------------------|----------|
| | | | | | 2.5% | 97.5% |
| Global warming (GWP100a) | GW (HU-1) | kg CO ₂ eq | 2.81E+03 | 2.68E+03 | 1.78E+03 | 4.42E+03 |
| | GW (HU) | kg CO ₂ eq | 3.00E+03 | 2.91E+3 | 1.95E+3 | 4.56E+3 |
| | GW (MF-1) | kg CO ₂ eq | 2.99E+03 | 2.97E+03 | 2.39E+03 | 3.72E+03 |
| | GW (MF) | kg CO ₂ eq | 3.08E+03 | 3.06E+3 | 2.51E+3 | 3.78E+3 |
| Photochemical ozone formation | PO (HU-1) | kg NMVOC eq | 1.08E+01 | 1.03E+01 | 5.72E+00 | 1.91E+01 |
| | PO (HU) | kg NMVOC eq | 1.09E+01 | 1.02E+1 | 5.85E+0 | 2.01E+1 |
| | PO (MF-1) | kg NMVOC eq | 6.06E+00 | 5.92E+00 | 4.61E+00 | 8.61E+00 |
| | PO (MF) | kg NMVOC eq | 6.15E+00 | 5.97E+0 | 4.58E+0 | 8.87E+0 |
| Acidification | AC (HU-1) | kg SO ₂ eq | 2.67E+01 | 2.63E+01 | 2.12E+01 | 3.44E+01 |
| | AC (HU) | kg SO ₂ eq | 1.15E+02 | 1.14E+2 | 9.27E+1 | 1.39E+2 |
| | AC (MF-1) | kg SO ₂ eq | 9.06E+01 | 9.03E+01 | 7.43E+01 | 1.09E+02 |
| | AC (MF) | kg SO ₂ eq | 1.38E+02 | 1.38E+2 | 1.14E+2 | 1.68E+2 |
| Eutrophication | EU (HU-1) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 5.13E+01 | 5.09E+01 | 3.94E+01 | 6.57E+01 |
| | EU (HU) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 7.10E+01 | 7.09E+1 | 5.86E+1 | 8.55E+1 |
| | EU (MF-1) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 6.54E+01 | 6.51E+01 | 5.33E+01 | 7.95E+01 |
| | EU (MF) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 7.58E+01 | 7.50E+1 | 6.33E+1 | 9.12E+1 |

Table S17 - Environmental aspects (water depletion and energy demand) and impacts of the multiproduct scenarios of fertilisation with human urine and mineral fertiliser.

| Category | Abbreviation | Unit | Average | Median | Confidence interval (95%) | | Fertilisation | Water supply | Wastewater treatment |
|----------------------------------|--------------|-------------------------------------|----------|----------|------------------------------|----------|---------------|--------------|-------------------------|
| | | | | | 2.5% | 97.5% | | | |
| | | | | | | | | | |
| Water depletion | WD (HU-m) | m ³ | 3.20E+02 | 3.22E+02 | 1.07E+02 | 5.20E+02 | 5.69E+00 | 2.01E+03 | -1.70E+03 |
| | WD (MF-m) | m ³ | 5.08E+02 | 1.80E+03 | -3.11E+04 | 2.57E+04 | 4.78E+01 | 2.97E+03 | -2.51E+03 |
| Cumulative energy demand | CED (UH-m) | MWh | 2.27E+01 | 2.22E+01 | 1.88E+01 | 2.92E+01 | 7.37E+00 | 7.99E+00 | 7.34E+00 |
| | CED (FM-m) | MWh | 2.92E+01 | 2.91E+01 | 2.49E+01 | 3.52E+01 | 6.61E+00 | 1.18E+01 | 1.08E+01 |
| Global warming (GWP100a) | GW (HU-m) | kg CO ₂ eq | 1.35E+04 | 1.34E+04 | 1.21E+04 | 1.52E+04 | 2.92E+03 | 1.00E+03 | 9.55E+03 |
| | GW (MF-m) | kg CO ₂ eq | 1.86E+04 | 1.79E+04 | 1.29E+04 | 2.99E+04 | 3.05E+03 | 1.47E+03 | 1.41E+04 |
| Photochemical ozone formation | PO (HU-m) | kg NMVOC eq | 2.60E+01 | 2.57E+01 | 1.97E+01 | 3.64E+01 | 1.09E+01 | 2.61E+00 | 1.25E+01 |
| | PO (MF-m) | kg NMVOC eq | 2.83E+01 | 2.80E+01 | 2.33E+01 | 3.49E+01 | 6.08E+00 | 3.85E+00 | 1.84E+01 |
| Acidification | AC (HU-m) | kg SO ₂ eq | 1.32E+02 | 1.31E+02 | 1.11E+02 | 1.54E+02 | 1.15E+02 | 5.54E+00 | 1.14E+01 |
| | AC (MF-m) | kg SO ₂ eq | 1.63E+02 | 1.64E+02 | 1.38E+02 | 1.93E+02 | 1.38E+02 | 8.17E+00 | 1.67E+01 |
| Eutrophication | EU (HU-m) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 1.58E+02 | 1.58E+02 | 1.42E+02 | 1.76E+02 | 7.47E+01 | 1.70E+00 | 8.17E+01 |
| | EU (MF-m) | kg PO ₄ ³⁻ eq | 2.31E+02 | 2.23E+02 | 1.79E+02 | 3.03E+02 | 7.96E+01 | 2.51E+00 | 1.49E+02 |
| Water scarcity | WS (HU-m) | m ³ eq | 1.84E+03 | 1.84E+03 | 1.13E+03 | 2.48E+03 | 1.80E+02 | 4.95E+03 | -3.29E+03 |
| | WS (MF-m) | m ³ eq | 4.49E+03 | 9.84E+03 | -1.49E+05 | 1.37E+05 | 2.04E+03 | 7.30E+03 | -4.85E+03 |

APÊNDICE B – Comparação de software de ACV

O SimaPro é um dos softwares de ACV mais usados mundialmente, enquanto o openLCA é um software gratuito de ACV de código aberto. A seguir são comparadas as funcionalidades dos softwares SimaPro 8 (versão educacional e gratuita para países da não pertencentes a OCDE) e openLCA 1.7 (versão completa e gratuita).

Vantagens do openLCA comparado ao SimaPro:

- Solução mais barata;
- Importa e exporta projetos e bases de dados em diferentes formatos;
- Possui mais opções de caracterização da variabilidade dos fluxos de inventário (ex. diferentes tipos de matriz pedigree);
- Insere os valores de variabilidade nos fatores de caracterização dos métodos de impacto. Essa função permite estimar a variabilidade dos fatores de caracterização e adapta-la para aplicações que carecem de métodos de impacto específicos;
- Calcula a variabilidade do fluxos e impactos pelo método Monte Carlo e disponibiliza as estimativas de variabilidade para exportação e análise estatística;
- Inclui AICV regionalizada a exemplo do método AWARE de pegada de escassez hídrica para vários países do mundo;
- Apresenta as contribuições dos impactos por região geográfica num mapa mundial;
- Possui mais bases de dados disponíveis, inclusive para ACCV e ACV Social, e suas atualizações são implementadas mais rapidamente.


Semelhanças do openLCA e SimaPro:

- Analisa a contribuição dos processos e substâncias por categoria de impacto;
- Analisa grupos de contribuição de tipos de processo e etapas do sistema de produto por categoria de impacto;
- Analisa a sensibilidade dos cenários do sistema de produto por categoria de impacto.

Desvantagens do openLCA comparado ao SimaPro:

- Os processos e métodos de impacto apresentam pouca descrição no software, necessitando recorrer aos manuais específicos;
- O diagrama Sankey (chamada de rede de impacto no Simapro) possui menos funcionalidades.

Journal of Cleaner Production 96 (2015) 493–500




ELSEVIER

Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Journal of Cleaner Production


journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro



Energy production from microalgae biomass: carbon footprint and energy balance

Diego Lima Medeiros^{*}, Emerson A. Sales, Asher Kiperstok

Industrial Engineering Graduate Program (PEI) at Federal University of Bahia (UFBA), Escola Politécnica, Rua Aristides Novis, nº 2, 6º Andar – Federação, EP-UFBA, CEP 40.210-630, Salvador, BA, Brazil



CrossMark

ARTICLE INFO

Article history:
 Received 22 September 2013
 Received in revised form
 16 May 2014
 Accepted 15 July 2014
 Available online 4 August 2014

Keywords:
 Microalgae
Nannochloropsis sp.
 Life cycle analysis
 Greenhouse gas
 Net Energy Ratio


ABSTRACT

Bioenergy sources are promising alternatives for sustainable energy production. Nevertheless, significant research and detailed analysis are necessary to identify the circumstances under which such energy sources can contribute to sustainability. This paper reviews the literature of Life Cycle Assessment (LCA) of microalgae-to-energy technologies and focuses in two categories, Greenhouse Gas (GHG) emissions and Net Energy Ratios (NER). The analysis is illustrated with a case study of microalgae biomass combustion to produce heat and compares the influence of different electricity sources with respect to GHG emissions and NER along the supply chain. Selected fossil energy sources were used as reference conditions. The methodology was LCA based on ISO 14044 standard, and most of the data used were extracted from a review of relevant scientific publications. Heat production from microalgae showed higher GHG emissions than those from fossil fuels with United States' electricity grid, but lower than those with the Brazilian one. The NER of heat from microalgae combustion life cycle is still disadvantageous compared to most of fossil options. However, the observation that fossil fuel options performed slightly better than microalgae combustion, in the two categories analyzed, must be understood in the context of a mature fossil energy technology chain. The fossil technology has less potential for improvements, while microalgae technology is beginning and has significant potential for additional innovations.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

O arquivo completo está disponível em <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.038>

Journal of Cleaner Production 170 (2018) 924–939




ELSEVIER

Contents lists available at [ScienceDirect](#)

Journal of Cleaner Production


journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro



Combining cleaner production and life cycle assessment for reducing the environmental impacts of irrigated carrot production in Brazilian semi-arid region

Juliano Lopes ^{a, b, *}, Diego Lima Medeiros ^b, Asher Kiperstok ^c

^a Federal Institute of Education, Science and Technology of Bahia (IFBA), Itacaré, Brazil
^b Industrial Engineering Graduate Program, Federal University of Bahia (UFBA), Salvador, Brazil
^c Department of Environmental Engineering, Federal University of Bahia, Salvador, Brazil



ARTICLE INFO

Article history:
 Received 7 July 2016
 Received in revised form 11 July 2017
 Accepted 25 August 2017
 Available online 26 August 2017

Keywords:
 Cleaner production
 Life cycle assessment
 Environmental sustainability
 Itacaré
 Carrot
 Horticulture

ABSTRACT

Agriculture is the activity that contributes most to the emission of greenhouse gases, water quality degradation, soil loss and nutrient runoff worldwide. These harmful environmental impacts are issues in irrigated agriculture in the Brazilian semi-arid region. The rational use of natural resources and the efficiency of agricultural systems can reduce the environmental impacts and are essential for a more sustainable agriculture. However, a limited amount of data concerning the environmental impacts of horticultural practices is available. To date, no evaluation of a carrot crop life cycle in Brazil could be found in the literature. The purpose of this paper is to present a methodological approach combining Life Cycle Assessment (LCA) and Cleaner Production (CP) principles in the environmental and economic evaluation of irrigated carrot farming. Life Cycle Impact Assessment was carried using the International Reference Life Cycle Data System (ILCD, 2011) method, including data uncertainty. We evaluated the base scenario based on management practices widely adopted in the studied area, and the recommended scenario based on adoption of CP selected opportunities using agronomic recommendations for the carrot production system. By these means, the environmental impacts can be reduced between 15 and 70% in the evaluated categories from the base to the recommended scenario. Most environmental impacts were related to fertilizer production and field emissions. The global warming effect related to the emission of 0.12 kg CO₂ eq/kg product from the base scenario can be reduced to 0.07 kg CO₂ eq/kg product in the recommended scenario. This represents a lower value than most global warming rates for carrots found in literature. The costs of inputs were reduced by 49% from in the recommended scenario. Most costs of inputs were related to fertilizers and seed purchasing. The combined use of the two methods proved feasible as LCA identifies the main hotspots of the analyzed system, while CP support practices that reduce costs and the use of inputs such as water, energy, fertilizers, seeds and pesticides. CP provided a higher level of compliance with the technical requirements for the studied system and proved to be more economically and environmentally efficient than 'end of pipe' practices. The complementary use of CP and LCA provided better support for a more sustainable irrigated carrot production in the semiarid region of Brazil.

© 2017 Published by Elsevier Ltd.

O arquivo completo está disponível em <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.08.198>

UFBA
UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA INDUSTRIAL - PEI

Rua Aristides Novis, 02, 6º andar, Federação, Salvador BA
CEP: 40.210-630
Telefone: (71) 3283-9800
E-mail: pei@ufba.br
Home page: <http://www.pei.ufba.br>

