

Verrous de l'application de l'ACV au bâtiment, nouvelles approches et perspectives

Ligia Tiruta-Barna

TBI, Université de Toulouse, CNRS, INRAE, INSA, Toulouse, France

RESUME L'ACV est une méthode d'évaluation des impacts environnementaux très utilisée mais qui présente des limitations par rapport aux exigences actuelles et futures liées aux enjeux environnementaux majeurs. Le domaine du bâtiment présente quelques spécificités telles que la durée de vie très longue des constructions, consommation importante de ressources naturelles et d'énergie. L'introduction de nouveaux modèles au niveau de l'inventaire du cycle de vie et du calcul d'impacts est nécessaire pour rendre la méthode plus adaptée au contexte environnemental actuel.

Mots-clefs limitations de l'ACV, ACV dynamique, spatialisation, ressources naturelles

I. INTRODUCTION

Le domaine de la construction est reconnu comme un grand consommateur de ressources naturelles et générateur de pollution. En 2019, le domaine du bâtiment était responsable de 38 % de l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre liées à sa consommation énergétique (construction et utilisation) (UN, 2020), 50% des ressources consommées dans le monde chaque année, 1,68 kg de déchets de construction et démolition produits par personne et par jour (Meglin et al., 2020, citant OECD 2019).

Face aux défis environnementaux actuels et futurs, l'adaptation de nos modes de production et consommation doit être guidée, entre autres, par des critères environnementaux. Les approches productives innovantes, basées sur de nouvelles ressources telles que les ressources renouvelables ou la valorisation des déchets, nécessitent des outils d'évaluation de leurs performances afin de s'assurer que le remplacement des produits/technologies classiques est fait avec une réduction de la pression sur l'environnement. La méthode la plus utilisée pour évaluer les impacts environnementaux est l'analyse du cycle de vie (ACV), définie comme "la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits tout au long de son cycle de vie" (ISO 14040 -14044 ; ISO, 2006). Outre les impacts environnementaux (environnemental, E-LCA), des variantes de l'ACV sont développées pour l'évaluation des impacts sociaux (social, S-LCA), du coût du cycle de vie (life cycle costing, LCC), l'ensemble formant un outil d'analyse de la durabilité (life cycle sustainability assessment, LCSA = E-LCA + S-LCA + LCC; <https://www.lifecycleinitiative.org/>).

Nous nous focalisons ici sur l'ACV environnementale et son adaptation à quelques spécificités du domaine du bâtiment : l'impact climatique et la longue durée de vie du bâtiment, et la consommation des ressources.

II. PRINCIPES FONDATEURS DE LA METHODE ACV

A. Principes fondateurs de la méthode ACV

L'ACV est une méthodologie reconnue pour comptabiliser et classer les flux de matière et énergie entrants et les sortants d'un système, en les traduisant en impacts environnementaux. A ce titre, l'ACV est un outil de mesure et d'aide à la décision qui permet d'évaluer et de comparer des produits, des services et des processus alternatifs, selon leurs impacts environnementaux générés sur leur cycle de vie. L'ensemble des processus inclus dans les frontières du cycle de vie d'un système forment le système de produits du « berceau à la tombe » ce qui signifie la prise en compte de tous les processus, depuis l'extraction des ressources naturelles, à la production, l'utilisation, et jusqu'à la fin de vie du produit (Figure 1).

La méthode ACV s'applique en 4 étapes : 1) définition de l'objectif et du champ d'application ; 2) construction de l'inventaire du cycle de vie (ICV) ; 3) évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV) ; et 4) interprétation des résultats.

Dans la première étape sont définis : les objectifs de l'étude, la méthode de modélisation et les frontières du système de produits. Les fonctions du système étudié sont identifiées et quantifiées, ce qui permet de définir « l'unité fonctionnelle ». Une unité fonctionnelle (UF) est spécifiée en termes de paramètre physique avec une unité de référence comme base pour l'analyse des résultats ultérieurs, un lieu et un horizon temporel (l'existence du système étudié).

Par définition, l'ICV est la compilation et la quantification de toutes les ressources naturelles consommées et de toutes les émissions vers l'environnement (appelés « flux élémentaires ») par le système du cycle de vie. Pour construire l'ICV, un bilan exhaustif de matière et d'énergie du système de produits étudié est nécessaire. L'ICV d'arrière-plan peut être obtenu à partir des bases de données générales comme ecoinvent (la plus utilisée, <https://www.ecoinvent.org/>), tandis que l'inventaire des processus de premier-plan (processus étudiés spécifiquement) est classiquement obtenu par collecte de données sur site. Si le processus étudié est en phase de conception ou de développement (il n'existe pas encore), alors la modélisation est utilisée pour la mise en échelle et pour le calcul des bilans. L'étape de l'ICV est la plus importante en termes de travail et de temps investis.

L'ICV est converti en impacts environnementaux, par catégorie d'impact. Il existe de nombreuses catégories d'impact en fonction des problèmes environnementaux et des dommages potentiels (ex. changement climatique, toxicité, acidification, eutrophisation, épuisement des ressources naturelles, etc.). Chaque substance de l'ICV est responsable d'au moins une catégorie d'impact. Des modèles environnementaux simplifiés ont été utilisés pour déterminer des paramètres spécifiques appelés facteurs de caractérisation CF, qui quantifient l'effet d'une substance (par unité de masse) dans une catégorie d'impact donnée. Plusieurs méthodes d'EICV ont été développées (pour les plus utilisées actuellement, ReCiPe, Impact2002+, Ecological footprint,

IPCC, etc.) et implémentées avec les logiciels d'ACV (par exemple SimaPro, Umberto, Gabi, OpenLCA). Le modèle de base de la méthode ACV est la relation linéaire entre le résultat d'impact et les flux élémentaires d'un système (figure 1). Les bases de données d'inventaire sont organisées en sets de données entrée/sortie par processus, pour, par exemple, environ 11000 processus actuellement dans ecoinvent v3. Cette organisation permet d'utiliser un calcul matriciel (Heijungs et Suh, 2002). Dans la figure 1, les matrices A, B et CF proviennent de la base de données plus les données de premier plan, alors que f est défini par l'utilisateur. Toutes les propriétés, avantages et désavantages de la méthode ACV découlent de cette approche de modélisation.

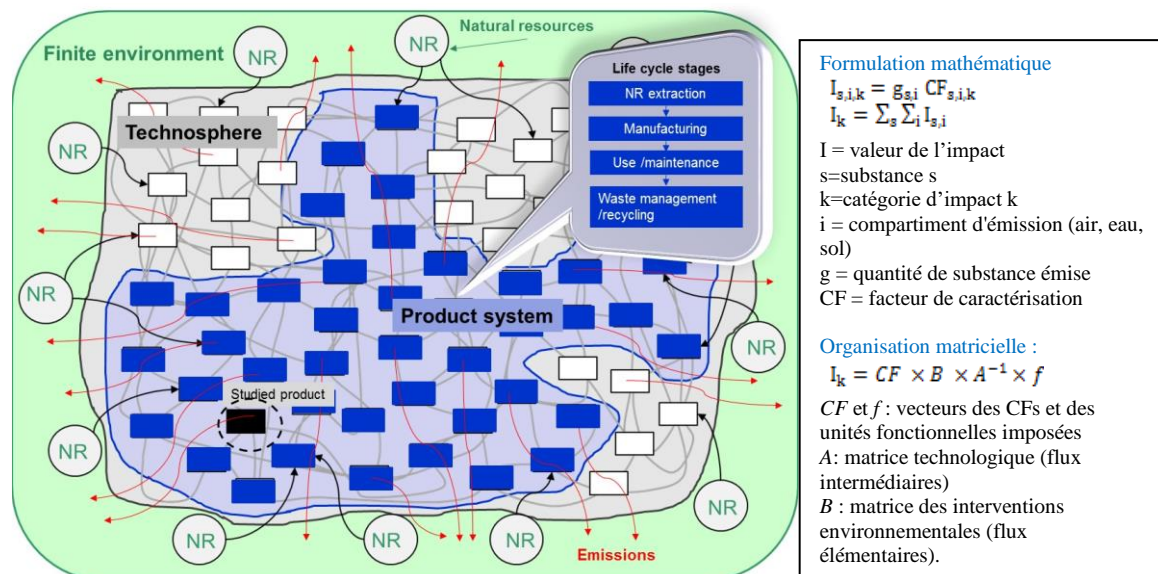


FIGURE 1. Système de produits, étapes du cycle de vie et principe mathématique de l'ACV

L'interprétation des résultats de l'ACV est multicritères car de nombreuses catégories d'impacts sont calculées. Principalement, trois types d'informations peuvent être dérivés d'une ACV: i) la comparaison de plusieurs systèmes alternatifs ayant la même fonction; ii) l'identification des points critiques d'un système où les impacts sont les plus importants (analyse de contribution et de gravité) - la méthode ACV est alors un outil d'écoconception si elle est utilisée en phase de conception d'un produit ou procédé ; iii) la conséquence en termes d'impacts environnementaux de l'implémentation d'un nouveau système.

Deux types de modélisations du système de produits sont actuellement implémentés dans les outils d'ACV : le modèle attributionnel et le modèle conséquentiel. Dans l'attributionnel, l'inventaire est basé sur les technologies existantes à un moment donné et le résultat représente des impacts générés par ces processus comme contribution aux impacts totaux générés par la technosphère. Dans le modèle conséquentiel, le marché est considéré contraint par les capacités de production et d'évolution des technologies et, donc, l'inventaire prend en compte uniquement les technologies qui vont réagir dans le futur (« marginales ») à la mise sur le marché d'un produit nouveau ou en quantité différente. Par exemple, le mix électrique Français conséquentiel provient

pour 84% d'énergie éolienne et 0.13% du bois. De plus, les nouveaux produits et co-produits vont remplacer ou substituer des produits similaires obtenus par technologies courantes (contrefactuels introduits dans le modèle par la méthode d'expansion des systèmes). Le résultat représente, dans ce cas, la réaction à ce changement de produits.

III. LIMITATIONS DE LA METHODE ET EVOLUTIONS

A. Limitations dans le contexte actuel

La pensée cycle de vie a été initiée dans les années 1960, lorsque le problème de l'épuisement des ressources naturelles est entré dans les consciences. Plus tard, la production des déchets s'ajoute à ce besoin d'intégration des problématiques environnementales dans la culture techno-économique et la méthode ACV voit le jour. Une dizaine d'années plus tard (1997) une norme ISO est mise en place pour fixer un cadre à cette méthode. Depuis, la méthode connaît des améliorations et développements continus. Par exemple, en 2002 UN-Environment et SETAC lancent « the Life Cycle Initiative » pour promouvoir et développer les outils d'ACV (<https://www.lifecycleinitiative.org/>).

À présent, nous faisons face à des problématiques environnementales sans précédent, de l'épuisement des ressources naturelles de tout type, au changement climatique avec toutes ses implications, et à la perte de biodiversité. Toutes ces problématiques sont interconnectées et connectées à notre mode de production et consommation. La méthode ACV est désormais très répandue dans les milieux industriels et de la recherche grâce justement à cette connexion qu'elle permet entre la technosphère et l'environnement naturel.

Cependant, on peut se poser la question de savoir si la méthode et ses outils restent toujours adaptés et pertinents dans le contexte actuel et dans le futur proche. La mise en œuvre des transitions globales dans tous les domaines (transition énergétique, écologique, numérique, etc.) croisées avec les problématiques géopolitiques d'approvisionnement et de relocalisation, l'urgence de cette mise en place et l'urgence d'obtenir les résultats escomptés, nécessite des outils de mesure adaptés afin d'évaluer les stratégies, les politiques socio-économiques, et les technologies. On parle ici surtout de l'urgence des actions et de leur bénéfice sociétal et environnemental. À l'heure actuelle, nous n'avons plus le droit à l'erreur quand nous évaluons, par exemple, l'effet de nos activités sur le climat ou sur la biodiversité, ni même sur l'épuisement des ressources naturelles.

Les principales limitations qui découlent des principes fondateurs de la méthode (discutées au II.) sont le manque de dimensions temporelle et spatiale des flux matière et énergie dans l'ICV et dans les méthodes d'EICV, et la modélisation trop simplifiée de certaines catégories d'impact (ex. épuisement des ressources, toxicité) qui limitent l'utilisation des résultats d'impact au cadre strict de l'ACV et uniquement pour des besoins de comparaison de systèmes. D'une tout autre nature, l'incomplétude des bases de données et des modèles d'EICV à l'égard de produits, procédés, émissions et ressources est aussi une limitation, surtout pour certains secteurs d'activités (exemple biotechnologies, recyclage, nouveaux matériaux, etc.). Si ce dernier point est en constante amélioration par l'augmentation continue des bases de données, les aspects spatiaux et temporels nécessitent des ruptures conceptuelles.

Des inventaires localisés géographiquement sont de plus en plus développés dans les bases de données. Cependant, actuellement il est très compliqué de construire le système de background d'un produit, avec un lieu précis pour les milliers de processus interconnectés (extraction des ressources, transports, produits intermédiaires, énergie spécifique à chaque localisation, etc.). Des études récentes (François, 2017) ont mis en évidence l'impossibilité d'intégrer cette dimension en gardant la même structure des bases de données et les mêmes logiciels de calcul (matriciel). Très vite nous sommes face à des données massives qui doivent être traitées avec des outils adaptés. De plus, le calcul d'impacts définis comme « locaux » dans l'ACV (toxicité, ecotoxicité, eutrophisation, perte de biodiversité, etc.) ne prend pas en compte les spécificités locales en termes de propriétés des milieux naturels.

Tous les éléments de la méthode ACV sont concernés par le temps et le calendrier ; une étude récente analyse l'aspect temporel dans l'ACV (Beloin-Saint-Pièrre et al., 2020). Cependant, les éléments les plus importants, à savoir l'ICV et le calcul d'impacts, manquent de dimension temporelle dans le sens de la dynamique des processus de la technosphère et de l'environnement. L'ICV est plutôt une liste de substances sans leur temps d'occurrence. A la base des méthodes d'EICV des hypothèses et des simplifications ont été opérées au niveau du calcul des CFs, notamment en considérant les mécanismes environnementaux dans des conditions statiques, à l'équilibre, ou en considérant un horizon temporel fixe lorsqu'une intégrale dans le temps est nécessaire pour certains indicateurs d'impact (par exemple pour le GWP - potentiel de réchauffement global).

B. Dimension temporelle dans des nouvelles approches

La distribution temporelle des flux élémentaires de l'ICV nécessite des méthodes de calcul gourmandes en temps, telles que les méthodes de parcours de graphes sur des réseaux de milliers de processus (le système de produits d'un cycle de vie) et avec autant de boucles (dus à la taille et structure des bases de données). Seulement deux méthodes et deux outils associés ont été proposés jusqu'à maintenant pour calculer l'ICV en fonction du temps, dans une démarche d'ACV dynamique (Beloin-Saint-Pierre et al., 2014 ; Cardellini et al., 2018 ; Pigné et al., 2019).

L'outil de calcul DyPLCA (Tiruta-Barna et al., 2016; Pigné et al., 2019; <http://dyplca.pigne.org/>) implémente les flux de la base de donnéesecoinvent dans une structure de graphes pour représenter le réseau de processus du système de produits. Ces flux sont étalés sur la durée de vie des processus et distribués dans le temps par la combinaison d'un modèle « processus » (caractéristiques dynamiques simples des processus), d'un modèle de « supply chain » producteur-consommateur, et une méthode de parcours de graphes (breadth-first search) (Figure 2). La dynamique des processus environnementaux est aussi un paramètre important dans la modélisation des impacts. Des approches existent pour l'évaluation de l'impact changement climatique en fonction du temps. Ces méthodes se différencient par les indicateurs choisis et la méthode d'implémentation du calcul. Cependant, le modèle de base est toujours le même, proposé par le GIEC (IPCC 2013). Levasseur et al. (2010) proposent le calcul de CFs pour des émissions standard décalées dans le temps de 1an, à utiliser ensuite avec des inventaires temporalisés. Le résultat est le forçage radiatif (instantané et cumulé). Une autre approche (Shimako et al., 2018) calcule directement les indicateurs à partir de l'inventaire, et pour tous les

gaz à effet de serre répertoriés dans la base ecoinvent, sans faire appel à des CFs. Le logiciel (CCI-tool, en Python, <https://www.insa-toulouse.fr/fr/recherche/labo/lisbp/outil-de-calcul-changement-climatique.html>) calcule tous les indicateurs : forçage radiatif instantané et cumulé, variation de température moyenne (GMTC) et l'intégrale de cette variation (Tiruta-Barna, 2021) (figure 2). Un modèle de toxicité dynamique a été aussi développé (Shimako et al., 2017), basé sur le modèle de dispersion des polluants multi-compartiments et avec les constantes physico-chimiques de USEtox®. Il permet de s'affranchir des contraintes d'état stationnaire et des CFs, et rend compte de l'évolution dans le temps de l'impact (éco)toxicité.

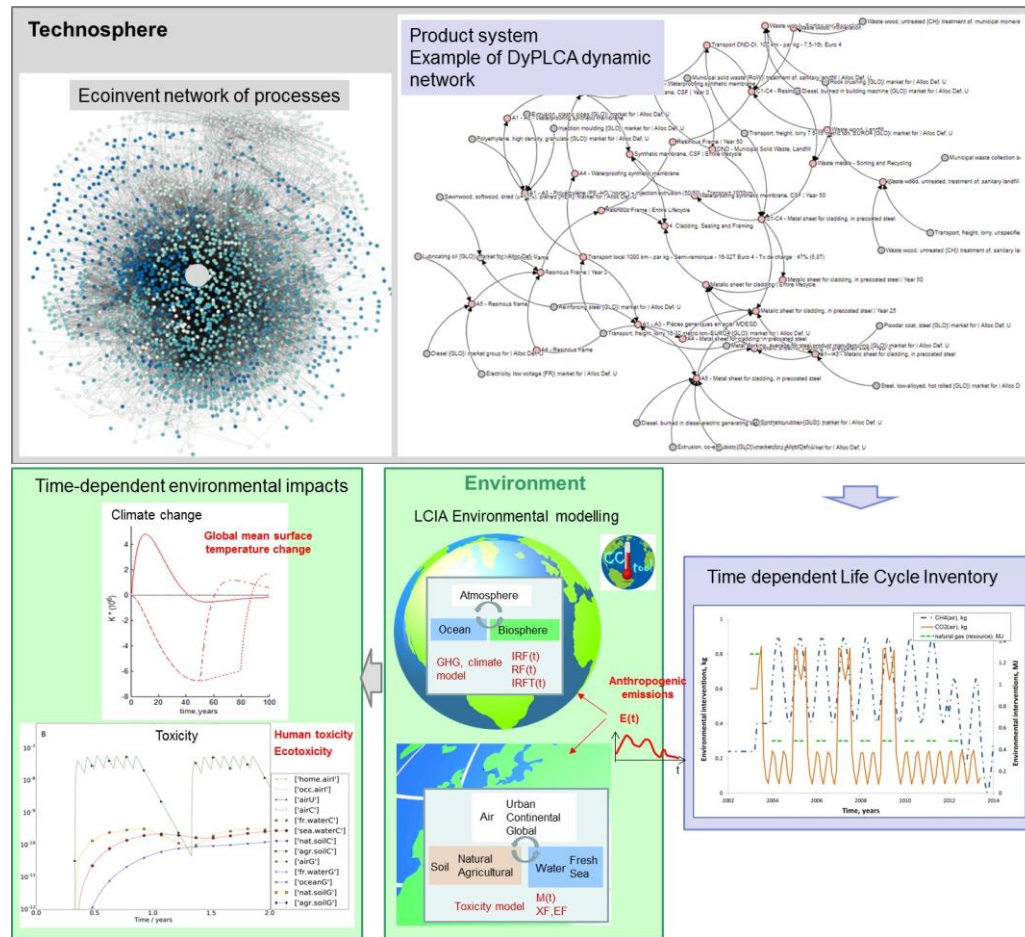


FIGURE 2. Schéma de l'approche ACV dynamique : DyPLCA pour le calcul de l'ICV dynamique couplé avec CCI-tool pour le calcul de l'impact changement climatique et USEtox dynamique pour la toxicité.

Un autre aspect temporel est l'évolution dans le temps du système étudié : les produits et les procédés vieillissant voient leurs propriétés changer, les procédés sont remplacés par des procédés plus performants, les matières premières peuvent changer, le mix énergétique change aussi, etc. Un autre type d'inventaire doit être construit en tenant compte de la perspective dans le futur. Des scénarios prospectifs peuvent être envisagés afin de prendre en compte tous ces changements. En général, la période totale de l'évaluation est divisée en sous-périodes associées à

des scénarios distincts (avec des ICV distincts). Cette approche, appelée ACV prospective (ex. Mendoza Beltran et al., 2018). Est particulièrement adaptée au domaine, l'approche par scénario a été souvent utilisée pour prendre en compte l'évolution d'un élément particulier du système bâtiment, le plus souvent étant la consommation énergétique durant la vie en ouvre d'un bâtiment (Collinge et al., 2013 ; Roux et al., 2016a, 2016b, etc.). Dans ces études, les impacts environnementaux ont été calculés de manière statique, et placés dans l'axe du temps au moment des émissions. Des études plus récentes s'intéressent aux matériaux bio-sourcés dans le bâtiment et leur bénéfice pour la mitigation du changement climatique, en utilisant une approche dynamique au niveau de l'inventaire de ces matériaux et pour le calcul du forçage radiatif avec la méthode dynamique de Levasseur et al.(2010) ; on peut citer l'utilisation du bois ou biomasses et l'effet de la capture et relargage du CO₂ sur la durée du cycle de vie (Fouquet et al. 2015 ; Head et al, 2020 ; Zieger et al., 2020 ; etc.). Une approche dynamique complète dans le domaine du bâtiment (Negishi, 2019 ; Negishi et al., 2018, 2019) combine l'inventaire dynamique (modèle de process/supply-chain DyPLCA) avec la scénarisation d'un ensemble d'éléments (les réparations/remplacements périodiques et le changement des matériaux utilisés, l'évolution des performances thermiques, changement du comportement des habitants, l'évolution de la gestion des déchets, l'évolution du mix énergétique).

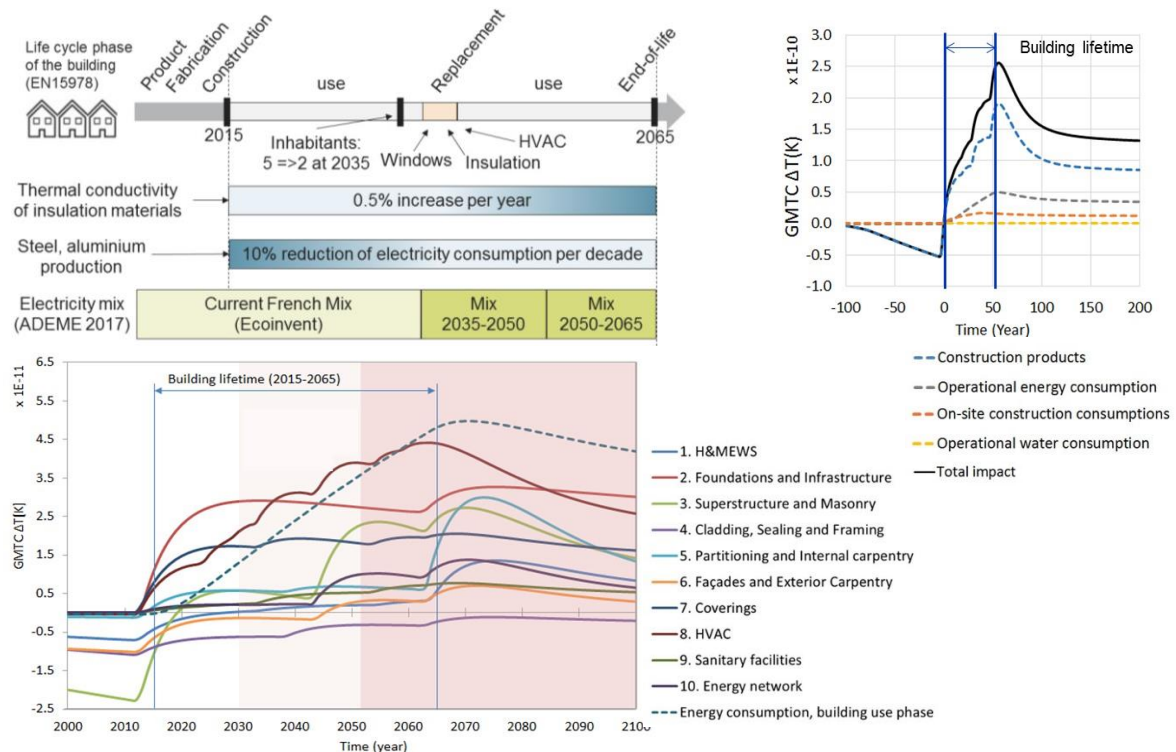


FIGURE 3. Distribution temporelle des étapes du cycle de vie du cas d'étude et résultats d'impact GMTC (contribution des composantes du système bâtiment)

L'évolution de la consommation énergétique est estimée avec le logiciel COMETH ; l'impact dynamique changement climatique est calculé avec l'outil CCI-tool. Le cas d'étude concerne trois maisons mitoyennes avec une structure en bois et une durée de vie de 50 ans. La figure 3 montre

la scénarisation dans le temps du système et quelques résultats. Sur les périodes définies, les émissions (continues ou discontinues) des différents processus sont temporalisées. Les résultats d'impact changement climatique mettent en évidence la contribution des différents sous-ensembles du bâtiment, l'occurrence des pics et l'effet de la temporalité des étapes du cycle de vie sur l'impact. L'effet cumulatif des émissions tout au long du cycle de vie est clairement mis en évidence par le pic global atteint à la fin de vie du bâtiment. Les conclusions qu'on peut tirer d'une analyse temporelle sont très riches et, comme discuté auparavant (Tiruta-Barna, 2021), peuvent être mises en relation avec les objectifs climatiques de l'Accord de Paris 2015, et de neutralité climatique pour 2050 (European Commissions, 2020).

C. Focus sur les ressources naturelles

L'immense quantité de matériaux utilisés par le secteur nécessite une vision globale des ressources naturelles consommées et de la fin de vie des matériaux (comprenant l'élimination et le recyclage), avec comme questions : i) quelle méthode EICV utiliser pour évaluer l'impact d'utilisation des ressources ; ii) comment prendre en compte l'épuisement des ressources naturelles et la limitation des gisements dans le monde et localement ; iii) comment analyser le recyclage et l'optimisation de l'utilisation des ressources sur un territoire dans une économie circulaire.

Concernant le premier point, le groupe d'experts Life Cycle Initiative de NU-Environnement définit deux perspectives pour l'évaluation des ressources abiotiques (Berger et al., 2020): a) comment la consommation des ressources minérales peut affecter les opportunités d'utilisation pour les générations futures, b) comment les conditions environnementales et socio-économiques peuvent affecter l'accessibilité aux ressources. Sept (parmi les 27) méthodes EICV ont été recommandées selon ces perspectives. Un cas d'étude a montré que les 7 résultats sont différents, d'où l'importance de l'identification ex-ante de la méthode en relation avec l'objectif de l'étude. Concernant la perspective (b), des méthodes existent (Schrijvers et al., 2020) pour évaluer la criticité des ressources, combinant les notions de risque d'approvisionnement (ou probabilité de rupture) et de vulnérabilité face à une rupture (l'inverse de la résilience). Cependant, il n'y a pas de consensus sur les méthodes à utiliser, et un travail de standardisation des approches est nécessaire.

L'ACV ne peut pas répondre seule aux questions (ii, iii) ci-dessus, mais peut être couplée avec des méthodes plus adaptées comme l'Analyse de Flux de Matières AFM, ou Planetary Boundaries PB, ou des approches économiques Input Output IO. Le champ d'investigation est vaste et des multiples approches de modélisation peuvent être développées. Cependant, la bibliographie n'est pas très riche sur les applications dans le domaine du bâtiment. Une revue récente (Göswein et al., 2019) de 28 articles analyse la combinaison de l'ACV avec des méthodes d'AFM, IO et GIS (localisation géographique) pour l'évaluation des flux et stocks de matériaux de construction. Des questions méthodologiques apparaissent relatives aux frontières et objectives de chacune des méthodes et leur mise en cohérence (Meglin et al., 2021). La combinaison de ces outils permet de modéliser où se trouve sur un territoire un matériau (ou substance), sous quelle forme (flux ou stock), à un moment donné, quels cycles de vie il croise ou dans lequel il y est complètement intégré. Ceci est particulièrement adapté aux chaînes de valeurs de recyclage et leur

implémentation territoriale. Les impacts environnementaux peuvent alors être évalués sur les cycles de vies ou pour le territoire, comme illustré dans Mousavi et al., (2020). On peut schématiser la relation entre les flux et stocks AFM, les fonctions (premier-plan) et le système de produits ACV, l'environnement (ressources/émissions) et les dimensions temps et espace-territoire, comme dans la figure 4. Chaque flux, stock et processus a une localisation spatio-temporelle « réelle », ce qui nécessite une désagrégation des bases de données ACV selon ces deux dimensions. Si on combine l'ACV, ou plutôt le calcul d'impacts EICV, avec la capacité absolue de l'environnement à supporter les différents impacts, on obtient une méthode d'évaluation absolue de la durabilité environnementale AESA (absolute environmental sustainability assessment; ex. Bjorn et al., 2020).

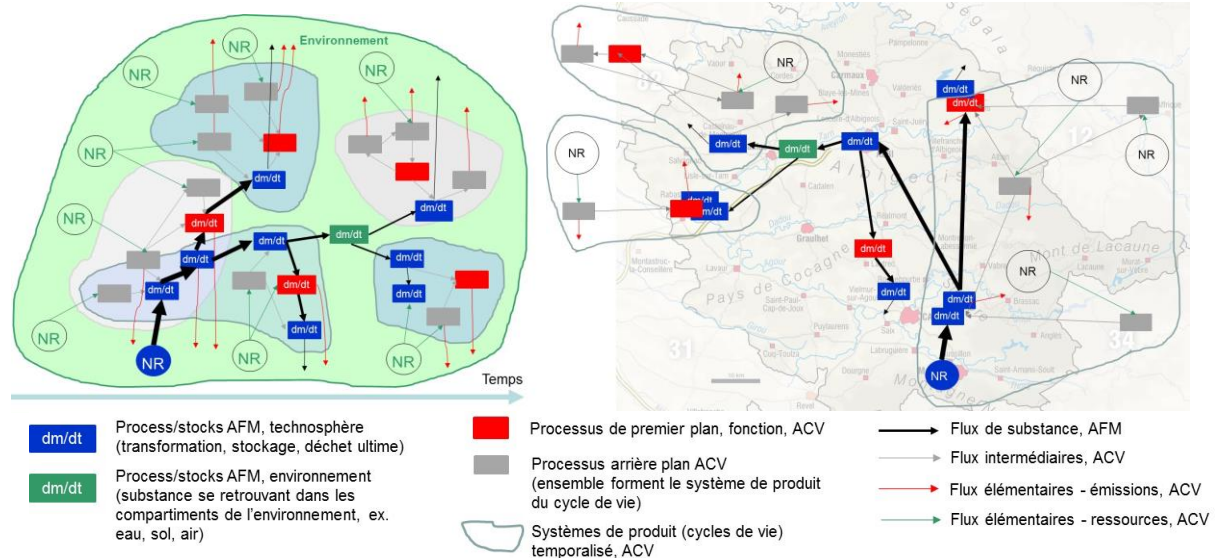


FIGURE 4. Couplage AFM – ACV et dimension temporelle et spatiale-territoire

La méthode PB définit un ensemble de limites biophysiques critiques pour des processus clés du système terrestre dont le dépassement pourrait altérer l'état actuel de la planète : on délimite ainsi un espace de fonctionnement sûr (safe operating space SOS). Cependant, la combinaison des méthodes EICV avec PB est encore à ses débuts (Sala et al., 2020) et il n'y a pas de consensus sur une évolution de l'ACV vers une approche d'impacts en valeur absolue (comparables aux capacités planétaires).

IV. CONCLUSIONS

La mesure des performances environnementales de nos modes de production et consommation nécessite, dans les prochaines décennies, de méthodes plus performantes et adaptées aux nouvelles exigences. La méthode ACV est très utilisée mais elle a des limites face aux enjeux environnementaux devant nous. Des approches nouvelles sont en développement, concernant la méthode en elle-même ou des couplages avec des outils complémentaires. Cependant, l'évolution du monde réel semble plus rapide que l'évolution de ces outils d'évaluation environnementale et

une accélération du développement de méthodes basées sur des concepts nouveaux semble nécessaire. Les efforts déployés pour l'introduction de la dimension temporelle et spatiale, ou la prise en compte d'impacts cruciaux, nécessitent une révision des concepts de base de l'ACV et l'utilisation de méthodes mathématique et informatiques adaptées (big data, calcul intensif, modèles dynamiques, spatialisation, etc.).

REFERENCES

Beloin-Saint-Pierre D., Albers A., Hélias A., Tiruta-Barna L., Fantke P., Levasseur A., Benetto E., Benoist A., Collet P., 2020, Temporal Considerations in Life Cycle Assessment: A Review, *Science of the Total Environment* 743 (2020) 140700, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140700>

Beloin-Saint-Pierre D, Heijungs R, Blanc I., The ESPA (Enhanced Structural Path Analysis) method: a solution to an implementation challenge for dynamic life cycle assessment studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2014; 19: 861-871.

Berger et al., Mineral resources in life cycle impact assessment: part II -recommendations on application-dependent use of existing methods and on future method development needs, *Int J of LCA*, 25, 2020, 798-813

Bjorn et al., Review of life-cycle based methods for absolute environmental sustainability assessment and their applications, *Environ. Res. Lett.* 15 (2020) 083001

Mendoza Beltran A., Cox B., Mutel C., van Vuuren D. P., Vivanco D.F., Deetman S., Edelenbosch O.Y., Guinée J., Tukker A., When the Background Matters: Using Scenarios from Integrated Assessment Models in Prospective Life Cycle Assessment, *journal of industrial Ecology*, 24, 2018, 64-79

Cardellini G, Mutel CL, Vial E, Muys B. Temporalis, a generic method and tool for dynamic Life Cycle Assessment. *Science of The Total Environment*, 2018; 645: 585-595.

Collinge W.O., A.E. Landis, A.K. Jones, L.A. Schaefer, M.M. Bilec, Dynamic life cycle assessment: framework and application to an institutional building, *Int. J. Life Cycle Assess.* 18 (2013) 538–552. doi:10.1007/s11367-012-0528-2.

European Commission (2020) Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulation (EU) 2018/1999 (European Climate Law), Brussels, 4.3.2020. COM(2020) 80 final

Fouquet M., A. Levasseur, M. Margni, A. Lebert, S. Lasvaux, B. Souyri, C. Buhé, M. Woloszyn, Methodological challenges and developments in LCA of low energy buildings: Application to biogenic carbon and global warming assessment, *Build. Environ.* 90 (2015) 51–59. doi:10.1016/j.buildenv.2015.03.022.

François C., La régionalisation des inventaires de cycle de vie pour évaluer les technologies, les flux matériaux et les impacts dans la chaîne d'approvisionnement des énergies renouvelables, 2017, thèse de doctorat, Université de Grenoble Alpes.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A. D., Struijs, J., van Zelm, R., ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. 2009 First edition, Report I: Characterisation; VROM: Netherlands. 132 pages

Göswein V., Silvestre J.D., Habert G., Freire F., Dynamic Assessment of Construction Materials in Urban Building Stocks: A Critical Review, *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 9992–10006

Head, M., Levasseur, A., Beauregard, R., Margni, M., 2020. Dynamic greenhouse gas life cycle inventory and impact profiles of wood used in Canadian buildings. *Build. Environ.* 173, 106751. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106751>

Heijungs R, Suh S. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Vol 11. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic, 2002.

IPCC, 2013, *Climate Change. The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, 2013.

ISO Standard 14040 (2006) NF EN ISO 14040:2006 – Environmental management – life cycle assessment – principles and framework. AFNOR.

ISO Standard 14044 (2006) NF EN ISO 14044:2006 – Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. AFNOR.

Levasseur A, Lesage P, Margni M, Deschenes L, Samson R. Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology* 2010; 44: 3169-3174

Meglin R., Kytzia S., Habert G., Regional circular economy of building materials. Environmental and economic assessment combining Material Flow Analysis, Input-Output Analyses, and Life Cycle Assessment, *Journal of Industrial Ecology* 2021;1–15.

Mousavi M., Ventura A., Antheaume N., Decision-based territorial life cycle assessment for the management of cement concrete demolition waste, *Waste Management & Research* 38, 2020, 1405–1419

Negishi K., Development of a methodology of Dynamic LCA applied to the buildings, 2019, these de doctorat, INSA Toulouse

Negishi, K., Tiruta-Barna, L., Schiopu, N., Lebert, A., Chevalier, J., 2018. An operational methodology for applying dynamic Life Cycle Assessment to buildings, *Building and Environment* 144 (2018) 611-621

Negishi, K., Lebert, A., Almeida D., Chevalier J., Tiruta-Barna, L., 2019, Evaluating climate change pathways through a building's lifecycle based on Dynamic Life Cycle Assessment, *Building and Environment*, 164, 2019, 106377

Pigné, Y., Navarrete Gutiérrez T., Gibon T., Schaubroeck T., Popovici E., Shimako A.H., Benetto E., Tiruta-Barna L., 2019, A tool to operationalize dynamic LCA, including time-differentiation on the complete background database, *Int JLCA*, 25 (2019) 267-279

Roux C., P. Schalbart, B. Peuportier, Accounting for temporal variation of electricity production and consumption in the LCA of an energy-efficient house, *J. Clean. Prod.* 113 (2016a) 532–540. doi:10.1016/j.jclepro.2015.11.052.

Roux C., P. Schalbart, E. Assoumou, B. Peuportier, Integrating climate change and energy mix scenarios in LCA of buildings and districts, *Appl. Energy*. 184 (2016b) 619–629. doi:10.1016/j.apenergy.2016.10.043.

Sala S., Crenna E., Secchi M., Sanyé-Mengual E., Environmental sustainability of European production and consumption assessed against planetary boundaries, *Journal of Environmental Management* 269 (2020) 110686

Schaubroeck, T.; Schaubroeck, S.; Heijungs, R.; Zamagni, A.; Brandão, M.; Benetto, E. Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability* 2021, 13, 7386. <https://doi.org/10.3390/su13137386>

Shimako, A.H., Tiruta-Barna, L., Ahmadi, A., 2017. Operational integration of time dependent toxicity impact category in dynamic LCA, *Science of the Total Environment*, 599–600, 2017, 806-819

Shimako, A.H., Tiruta-Barna, L., Bisinella de Faria, A.B., Ahmadi, A., Spérandio, M., 2018. Sensitivity analysis of temporal parameters in a dynamic LCA framework, *Science of The Total Environment* 624 (2018) 1250–1262

Schrijvers et al., A review of methods and data to determine raw material criticality, *Resources, Conservation & Recycling* 155 (2020) 104617

Tiruta-Barna L., Y Pigné, T. Navarrete Gutiérrez, E. Benetto (2016) Framework and computational tool for the consideration of time dependency in Life Cycle Inventory: proof of concept, *Journal of Cleaner Production*, 116, 198-206

Zieger V., Lecompte T., Hellouin de Menibus A., Impact of GHGs temporal dynamics on the GWP assessment of building materials: A case study on bio-based and non-bio-based walls, *Building and Environment* 185 (2020) 107210

UN, 2020: <https://globalabc.org/news/launched-2020-global-status-report-buildings-and-construction>