

Modèle pour l'ACV comparative de projets urbains en phase conception

Thibault Chevilliet^{1,2}, Florence Jacquino², Adélaïde Feraille¹

¹ Navier, ENPC, Institut Polytechnique de Paris, Univ Gustave Eiffel, CNRS, Marne-la-Vallée, France

² Univ Gustave Eiffel, ENSG, IGN, EIVP, LASTIG, F-75019 Paris, France

RÉSUMÉ

Contexte et objectifs : Les décisions d'aménagement prises à échelle urbaine pilotent fortement les impacts environnementaux de la construction des villes puisqu'elles conditionnent les qualités du bâti et des espaces publics à venir. Il apparaît ainsi pertinent de réaliser des évaluations environnementales très en amont de la réalisation des projets urbains, moment où ils sont en grande partie indéterminés, afin d'éclairer les aménageurs au plus tôt dans leurs choix.

Modèle et résultats : Un modèle simple d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) de projets urbains en phase de conception est donc présenté. À partir uniquement des surfaces programmatiques projetées, il s'appuie sur des résultats d'analyses de stocks bâtis et des données statistiques pour estimer les quantités de matières et les consommations en jeu. Ce modèle est ensuite appliqué à des variantes de programmes d'une zone d'aménagement concertée (ZAC) afin de vérifier sa capacité à les discerner, malgré la prise en compte des incertitudes d'arrière-plan. Une méthode de comparaison de distributions de résultats est enfin utilisée, et la pertinence du modèle discutée.

Mots-clefs

Analyse de cycle de vie, Aménagement, Projets urbains, Géodonnées, Ressource en eau

I. INTRODUCTION

Le secteur de la construction, par ses émissions de gaz à effet de serre, sa consommation de ressources ou encore l'artificialisation des sols qu'elle génère, contribue considérablement au changement climatique (Shukla et al., 2022), à la détérioration des écosystèmes (IPBES, 2019) et à l'épuisement des ressources (European commission, 2020). De ce fait, de fortes réductions d'impacts sont attendues de ce secteur (Shukla et al., 2022). Les villes étant des lieux majeurs de consommations de ressources, notamment d'eau et d'énergie (United Nations Environment Programme, 2024), il semble pertinent de modéliser leurs impacts pour mieux s'en prévenir.

Pour développer les villes, les aménageurs réalisent des projets urbains. Ils désignent un périmètre spatial et communiquent à la population et aux promoteurs leurs intentions de développement, c'est-à-dire principalement des surfaces programmatiques (surfaces de logements, de bureaux, d'équipements, etc.) et des natures d'espaces publics (espaces verts, place urbaine, parking, etc.) Cela leur permet d'identifier ce qui est économiquement possible et ce qui sera accepté par les habitants du territoire. Des négociations et concertations avec les parties prenantes permettent alors à l'aménageur de réajuster son projet aux capacités des investisseurs et aux volontés des usagers. Dans le cadre de cet « urbanisme négocié » (Desjardins, 2020), les surfaces planifiées, la nature des espaces publics ou encore la qualité attendue du bâti évoluent tout au long du projet urbain. Or de ces décisions dépendent fortement les consommations d'énergie, d'eau, de matériaux et par conséquent les impacts des quartiers à venir. Afin d'éclairer les aménageurs locaux (communes, Sociétés Publiques Locales) dans leurs choix, il est donc important de pouvoir comparer les impacts environnementaux de différents projets urbains opérationnels en phase de conception. Ce travail explore une manière de comparer les impacts environnementaux de projets urbains, à un moment où ils ne sont définis que par leurs surfaces programmatiques.

Nous utiliserons pour ce faire l'Analyse de Cycle de Vie (ACV), méthode bénéficiant aujourd'hui d'un formalisme bien établi (Heijungs and Suh, 2002). Celle-ci considère toutes les étapes de la vie d'un produit ou d'un service pour réaliser l'inventaire des émissions et extractions qui lui sont attachées et caractérise leurs impacts sur les hommes, les écosystèmes et les ressources par l'application de méthodes d'impact (Saadé et Jolliet, 2024). Elle est identifiée comme une méthodologie adaptée à l'éco-conception des ensembles bâtis (Peuportier, 2013) et de nombreuses études existent pour caractériser l'impact des territoires (Loiseau et al., 2012), des villes (Goldstein et al., 2013) et de leurs objets : les infrastructures (Mousavi et al., 2020 ; Risch et al., 2021) ou encore les bâtiments (Pannier et al., 2023). Ces deux échelles d'ACV, celle du bâtiment et celle de l'environnement bâti (territoire, ville), se distinguent clairement par la précision attendue, le périmètre temporel d'étude et les méthodes d'inventaires utilisées (Goldstein and Rasmussen, 2018), comme résumé en table 1. Mais une ACV de projet urbain diffère de ces deux cadres pour plusieurs raisons. D'abord, le périmètre d'étude est plus grand que celui des ACV de bâtiment : il est donc nécessaire de considérer les espaces extérieurs (espaces végétalisés et voiries). Il est aussi plus petit que celui des études de villes ou de territoires qui cherchent à caractériser les impacts d'un lieu par unité de temps (l'année en général) et s'intéressent donc seulement aux flux qui traversent le territoire, sans étudier en particulier les objets qui les composent (Baynes and Wiedmann, 2012). Enfin, si l'on dispose, lors de la conception d'un bâtiment, d'un programme

précis et d'une géométrie en grande partie arrêtée, le programme d'un projet urbain est variable, et les propositions de géométries qui l'accompagnent souvent schématiques et changeantes.

TABLE 1: Différence méthodologique entre ACV de bâtiment et d'environnement bâti (quartier, ville, territoire), adapté de Goldstein and Rasmussen, 2018

Échelle	Précision attendue de l'inventaire	Périmètre temporel d'étude	Méthodes d'inventaires
Bâtiment	Haute	Durée de vie de référence (plusieurs décennies)	Données spécifiques au bâtiment (détail des quantités estimées, simulations thermiques dynamiques...)
Environnement bâti	Raisonnable	Courte unité de temps (l'année en général)	Données statistiques sur des grandes catégories de matières ou de consommations

Plusieurs études cherchent à évaluer des projets urbains à partir des méthodes de ces deux échelles : en augmentant la taille des modèles d'ACV attributionnelle du bâtiment (Lausselet, 2021 ; Lotteau et al., 2015 ; Wurtz et al., 2021) ou en augmentant la précision des données traitées par les modèles d'environnement bâti. Schandl et al. (2020) utilisent par exemple des données Light Detection and Ranging (LiDAR) pour identifier des types de bâtiments à échelle réduite et étudier le métabolisme d'un territoire de faible dimension. Nous souhaitons présenter dans ce qui suit une méthodologie complémentaire à ces approches en nous appuyant sur des résultats d'analyses de stocks bâtis récents et de l'ACV attributionnelle pour produire des comparaisons de projets urbains à partir de leurs simples surfaces programmatiques.

II. MÉTHODOLOGIE

A. Unités fonctionnelles

Nous choisissons de représenter les projets urbains uniquement par leurs surfaces programmatiques. Ainsi, dans notre modèle, les projets urbains à comparer ont des programmes différents et n'assurent ainsi pas la même fonction. Nous ne nous plaçons pas ici dans le cadre habituel des études ACV produits, qui comparent des procédés remplissant la même fonction et répondant à la même unité fonctionnelle. Ainsi nous considérons que ces surfaces programmatiques font à la fois partie des entrées et des sorties de notre modèle (cf. figure 1), à la manière des ACV de transitions (Ventura, 2022).

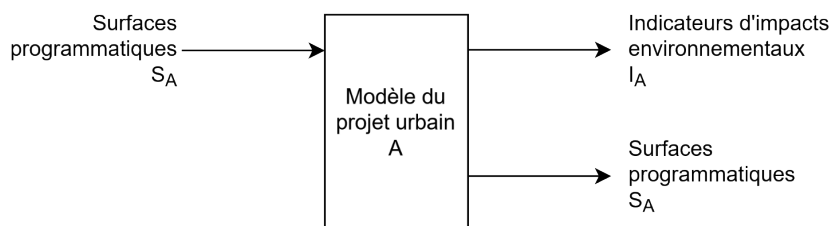


FIGURE 1: Modèle de projet urbain réduit à ses surfaces programmatiques. La comparaison entre des projets A et B de programmes différents n'a de sens qu'en comparant (S_A, I_A) et (S_B, I_B), c'est pourquoi les surfaces sont aussi une sortie du modèle.

Deux raisons à ce choix peuvent être évoquées :

- Durant la longue phase de conception d'un projet urbain, l'aménageur est amené à faire varier fortement les surfaces de son programme pour répondre à des changements de conjectures économiques ou à des revendications locales (Nez, 2012). Dans un but d'aide à la décision, nos études doivent lui permettre de comparer des projets dont les programmes diffèrent.
- Le besoin auquel répond un projet urbain est d'abord social et politique. Il est la traduction opérationnelle de stratégies d'aménagement (décrites par exemple dans les schémas de cohérence territoriale) qui peuvent être quantitatives mais aussi qualitatives. En ce sens il n'est pas aisément objectivable et des projets de programmes variés peuvent y répondre : la création de logements peut se faire par la maison individuelle ou l'immeuble collectif, la création d'emploi par l'implantation d'équipements publics ou de bureaux, la « dynamisation » d'un territoire peut passer par de la densité résidentielle ou de la forte présence de commerces, etc. La définition d'une équivalence entre deux projets urbains de programmes différents n'a donc ici pas de sens clairement établi. Toutefois, la modélisation des projets urbains A et B, de surfaces programmatiques S_A et S_B pourrait renseigner l'aménageur sur leurs impacts I_A et I_B pour lui permettre une comparaison informée. Mais la comparaison n'a alors pas lieu entre I_A et I_B , ce qui serait considérer A et B comme équivalents, mais entre (S_A, I_A) et (S_B, I_B).

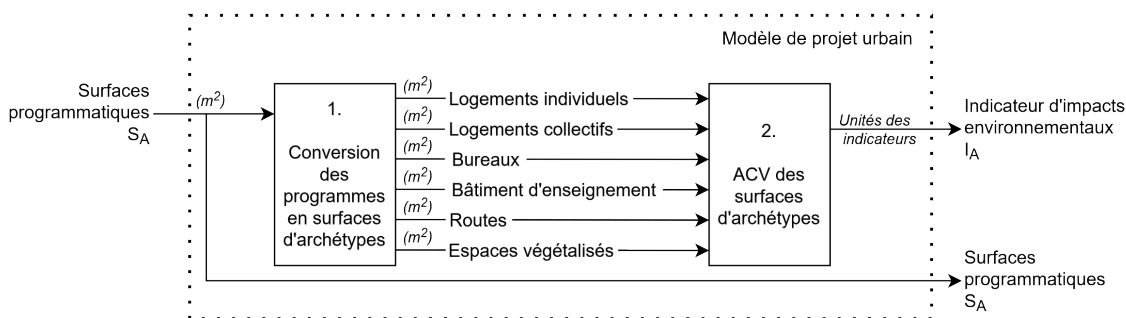


FIGURE 2: Fonctionnement du modèle de projet urbain. Deux étapes peuvent être distinguées : 1) les surfaces du projet sont exprimées selon les archétypes construits ; 2) une ACV de ce vecteur de surfaces d'archétypes est réalisée.

B. Hypothèses et description globale du modèle

Pour calculer des impacts environnementaux, nous faisons l'hypothèse que l'ensemble des surfaces peut s'exprimer à partir d'un nombre réduit de programmes auxquels nous associons des archétypes (cf. figure 2). Par exemple, tous les bâtiments tertiaires seront assimilés dans cette étude à des bureaux. Cette hypothèse permet de résumer le problème à une caractérisation des impacts de ces archétypes, dont le projet urbain sera une combinaison linéaire.

Ces archétypes sont des vecteurs de quantités de matières et d'énergies par mètres carrés, associées à chacun des programmes. Les quantités de matières seront issues d'études de métabolisme urbain, dites "Building Material Stock" (BMS) qui estiment le stock de matériaux constitué par les bâtiments d'un territoire (Pei et al., 2024). Couplées à l'ACV, les études BMS sont déjà utilisées pour l'évaluation des impacts de l'existant et des rénovations urbaines (Österbring et al., 2016). Nous proposons ici de les utiliser pour caractériser les constructions à venir, en formulant l'hypothèse que les bâtiments futurs sont une reproduction du stock récent. C'est-à-dire que les bâtiments de tel programme utiliseront les mêmes quantités de matières que les bâtiments de ce même programme, construits dans les dernières années. Cette hypothèse permet de modéliser une surface bâtie dont nous ne connaissons ni la géométrie ni la matérialité, et donne une indication moyenne du contenu en matériaux de cette surface.

Les consommations d'énergies et d'eau seront issues de statistiques nationales du Centre d'Études et de Recherches Économique sur l'Énergie (CEREN) et de l'Observatoire de l'Immobilier Durable. Cette hypothèse sera discutée plus bas au moment d'évoquer les limites de notre modèle. Les consommations sont considérées pour une période d'étude de référence de 50 ans.

Afin de réaliser l'ACV de ce vecteur de surfaces d'archétypes, des procédés dits de premier plan sont créés pour leur associer les quantités de matières ou de consommations adaptées. Des procédés sont créés pour modéliser le cycle de vie de chacune des catégories de matières ou d'énergie en considérant leur production, leur transport et leur fin de vie (cf. figure 3). Pour ce faire, des procédés dit d'arrière-plan sont utilisés. Ils proviennent de la base ecoinvent 3.10-cutoff, base de données mondiale qui fournit des données d'inventaire pour de nombreux procédés (~20000) dans différents secteurs de l'économie. Les calculs d'inventaires et d'impacts sont enfin effectués sur Brightway 2.5, module Python open-source permettant de faire de l'ACV (Mutel, 2017).

C. Méthode d'impacts et indicateurs présentés

Les résultats présentés dans ce qui suit utilisent la méthode d'impact ReCiPe v1.03 (Huijbregts et al., 2016). Cette méthode fournit des facteurs de caractérisation permettant de traduire les émissions et extractions de l'inventaire du cycle de vie en indicateurs d'impacts. Dans un souci de lisibilité, nous présentons dans le déroulé de l'article seulement les résultats sur les indicateurs portant sur l'usage de l'eau et le changement climatique.

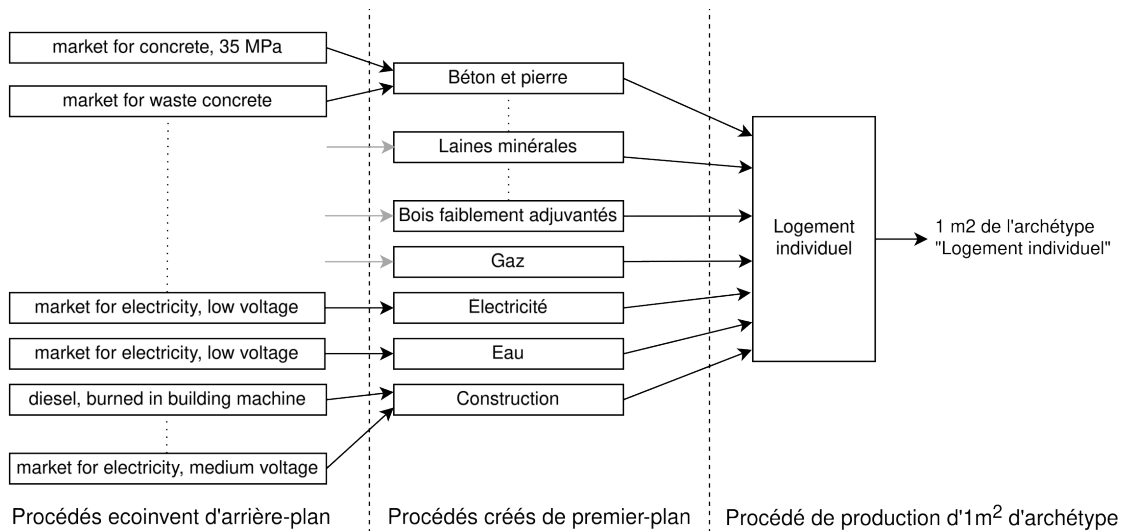


FIGURE 3: Modélisation d'un procédé "archétype". Un archétype fait appel à des procédés de premier-plan créés pour correspondre aux catégories de matières de l'étude BMS sur laquelle on s'appuiera (Tirado et al., 2021). Chacun de ces procédés est associé à un ou plusieurs procédés d'arrière-plan, issus de la base de données ecoinvent.

TABLE 2: Contenu des archétypes : quantités de matières et de ressources par m² de programmes.

Matériau ou ressource	unité	Logement individuel	Logement collectif	Bureaux	Enseignement	Source
Béton et pierre	kg/m ²	601,5	690,3	268,6	371,6	
Briques	kg/m ²	39,9	9,7	2,2	1,7	
Tuiles	kg/m ²	25,5	0,0	8,9	5,4	
Céramique	kg/m ²	22,6	27,8	4,6	6,1	
Plâtre (plaques et carreaux)	kg/m ²	29,0	24,3	11,0	11,9	
Laines minérales	kg/m ²	0,4	0,1	0,3	0,3	Tirado et al, 2021
Autres isolants	kg/m ²	4,9	0,6	0,0	0,0	
Métaux ferreux	kg/m ²	1,0	0,6	0,3	0,3	
Métaux non ferreux	kg/m ²	0,0	0,0	0,2	0,2	
Fenêtre	kg/m ²	7,0	4,7	2,8	3,4	
Bois faiblement adjuvantés	kg/m ²	20,9	7,2	7,7	5,2	
Autres déchets non dangereux	kg/m ²	0,4	0,3	0,3	0,3	
Gaz	kWh/m ²	0	0	3500	3500	Données énergie CEREN
Électricité	kWh/m ²	4700	6800	5350	5350	
Eau	m ³ /m ²	89	89	17	17	Baromètre 2024 OID Rapport SISPEA – 2024
Chantier	mois/m ²	0,1	0,1	0,1	0,1	CGDD – LPS Durée de construction

III. CONSTRUCTION DU MODÈLE D'ARCHÉTYPES

A. Construction des procédés archétypes

La démarche présentée ci-dessus est appliquée à un exemple francilien. Dans un article de 2021, Tirado et al utilisent une approche dite « bottom-up » pour estimer des quantités de macro-composants de la construction (mur ossature bois, toiture isolée...etc.) par mètres carrés de programme à partir de la Base de Données Nationale des Bâtiments (BDNB) et des diagnostics de performance énergétique qu'elle contient. A partir de cette estimation, des stocks de grandes catégories de matière (béton et pierre, bois, laines minérales...etc.) sont estimés par mètres carrés de surface de plancher. Nous construisons nos procédés de premier-plan à partir des catégories de matières de cet article. Les quantités de matières appelées par nos surfaces d'archétypes en sont issues également (cf. table 2).

Nous résumons dans la table 2 le contenu de chacun des archétypes et affichons également les indicateurs d'impact sur la figure 4.

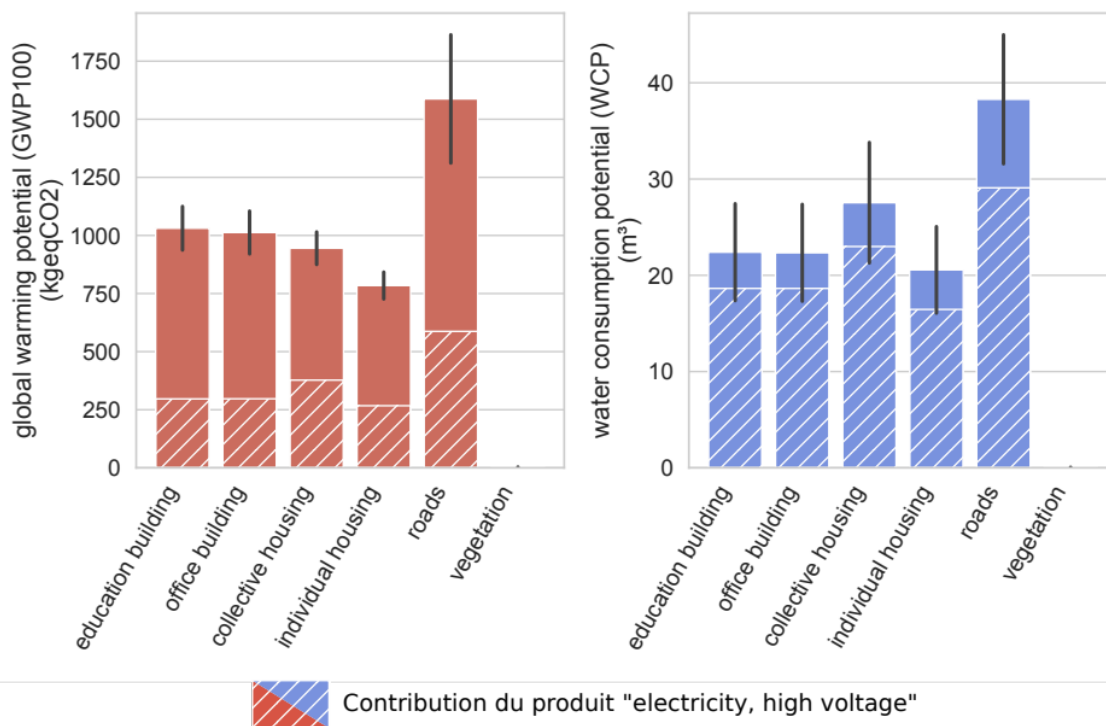


FIGURE 4: Impacts par m² des différents archétypes. Les barres d'erreurs représentent les écarts types. La végétation n'a pas d'impacts nuls, mais très faibles au regard des autres archétypes. Les parties hachurées représentent la contribution de la production d'électricité. Pour plus de lisibilité, nous affichons sur le même graphe des résultats de procédés qui n'ont pas la même unité fonctionnelle.

Cette première évaluation d'impact nous permet de vérifier les ordres de grandeurs des résultats de notre modèle. L'impact sur le changement climatique des bâtiments est de l'ordre de 1 TeqCO₂/m², ce qui est cohérent avec des calculs usuels (par exemple réglementaire). On note les résultats très faibles des surfaces végétalisées. Si de faibles résultats sur l'indicateur GWP étaient attendus, nous pensions, ayant considéré un arrosage régulier de ces surfaces, avoir un impact plus

grand sur l'indicateur d'usage de l'eau. La consommation d'eau, qui est le flux élémentaire que caractérise la méthode, est définie comme l'eau qui quitte le bassin versant par évaporation ou stockage (Bayart et al., 2010). Or très peu d'évaporation est considérée dans les procédés de cet archétype, ce qui explique la valeur d'impact. A contrario, les modes de productions d'énergie évaporent beaucoup d'eau et sont donc les contributeurs majeurs.

B. Comparaison de projets urbains

Afin d'illustrer l'application possible d'un tel modèle, nous nous intéressons à un projet urbain réel dont les évolutions et les surfaces programmatiques sont connues : la ZAC Paris Rive Gauche. Nous disposons des programmes établis et réajustés en différentes années qui forment autant de variantes possibles de ce projet urbain. C'est donc l'occasion d'évaluer sur un cas d'étude la capacité du modèle à comparer des variantes de projets urbains. Nous étudions les programmes de la ZAC de 1991, 1997, 2002 et 2009, dont les surfaces sont relevées par Nez (2012). Nous nous servons de ces programmes de différentes années comme autant de variantes plausibles d'un même projet urbain.

Notre premier souci est de savoir si notre modèle sait discriminer ces différentes variantes dont nous rappelons qu'elles n'assurent pas les mêmes fonctions. En réalisant un premier calcul, dont les résultats sont présentés en figure 5, nous constatons que le programme de 2009 est le plus impactant sur les deux indicateurs et le programme de 1991 le moins impactant. Toutefois les résultats sont du même ordre de grandeur, ce qui nous invite à être prudents quant à une différenciation trop nette des variantes. En effet, les résultats affichés ici ne prennent pas en compte les incertitudes du modèle ACV. Or il en contient de trois ordres au moins : celles liées à la manière dont les procédés d'arrière-plan font appel les uns aux autres (flux intermédiaires), celles sur les émissions et extractions des procédés d'arrière-plan (flux élémentaires) et celles enfin sur la caractérisation de ces flux en indicateur d'impacts. Les incertitudes considérées sont uniquement celles données par ecoinvent (Ciroth et al., 2016). En effet, les incertitudes sur les quantités de matières associées aux archétypes, issues de (Tirado et al., 2021), étant inconnues, elles ne sont pas prises en compte.

La prise en compte de ces incertitudes change la forme des résultats à mesure qu'on les cumule. La figure 5 et la table 3 illustrent la manière dont les étapes successives du modèle dispersent les résultats, ici sur le programme de 2009, ces distributions étant obtenues avec une méthode Monte-Carlo à 1000 lancers indépendants

Nous notons que pour les deux indicateurs, l'étape de caractérisation disperse peu les résultats. L'indicateur de changement climatique doit sa dispersion aux incertitudes sur les flux intermédiaires, tandis que pour l'usage de l'eau, c'est celle sur les flux élémentaires qui semble disperser le plus les résultats.

TABLE 3: Valeurs moyennes et écarts types des résultats d'indicateur du programme de 2009, pour différentes incertitudes considérées.

Résultats pour le programme de 2009		GWP		WCP	
		MT _{eq} CO ₂		Mm ³	
		μ	σ	μ	σ
Résultat sans incertitudes		2,10		51,2	
Avec incertitudes sur les flux intermédiaires	A	2,45	0,12	57,6	1,1
+ incertitudes sur les flux élémentaires	AB	2,57	0,20	60,8	12,5
+ incertitudes sur leurs caractérisations	ABC	2,56	0,20	60,4	12,7

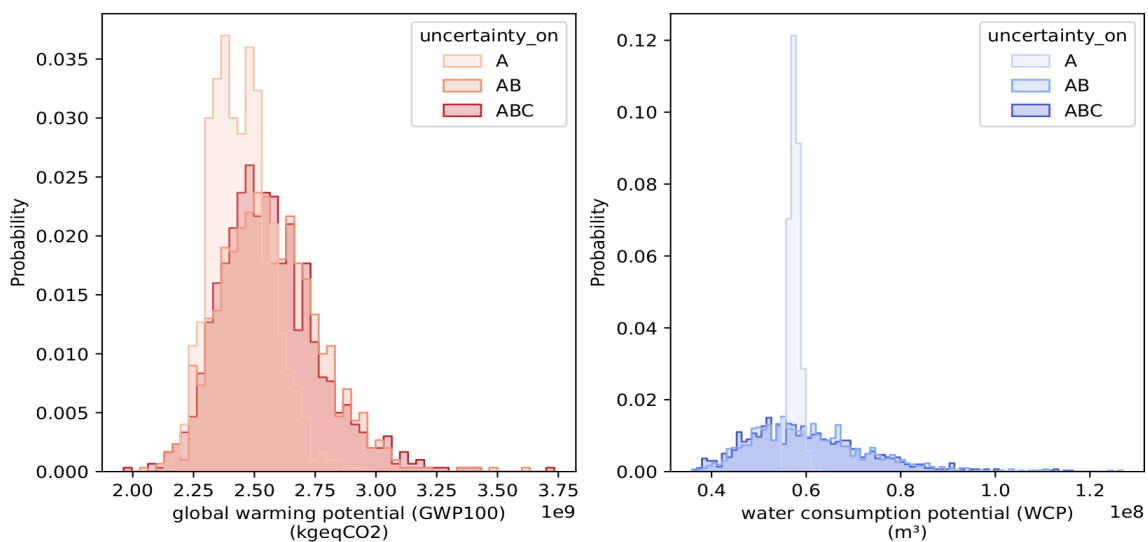


FIGURE 5: Distributions de résultats sur les deux indicateurs pour le programme de 2009 et pour différentes incertitudes prises en compte (A : flux intermédiaires seulement ; AB : flux intermédiaires et élémentaires ; ABC : flux intermédiaires, élémentaires et leurs caractérisations).

Une fois ces différentes incertitudes propagées (cf. figure 6), l'arbitrage est moins évident car les courbes se chevauchent au point d'être presque indiscernables. Il est donc nécessaire de se doter d'une manière explicite de comparer les variantes évaluées et dire si leurs différences sont significatives (Heijungs, 2014). Parmi de nombreuses méthodes permettant de discerner des résultats dispersés (Heijungs, 2021), nous appliquons une méthode simple et directe à implémenter : réaliser la différence des surfaces des deux programmes, en faire l'ACV et comparer la distribution obtenue à la valeur nulle. Cette méthode permet de s'assurer de la dépendance des comparaisons et de supprimer la part de dispersion due à l'indépendance des tirages (von Brömssen and Röö, 2020) ; dans une comparaison indépendante de A et B, un même procédé d'arrière-plan, par exemple la production électrique peut prendre deux valeurs très différentes

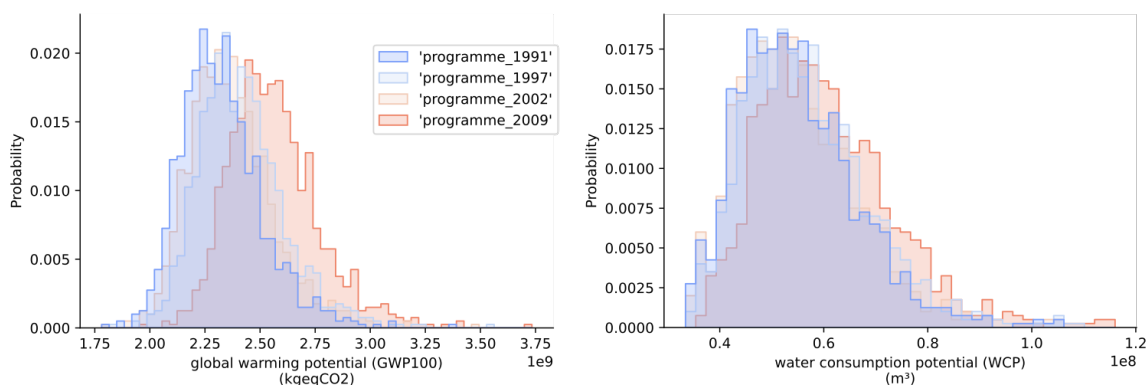


FIGURE 6: Résultats en prenant en compte les incertitudes d'arrière-plan, concernant l'inventaire des flux intermédiaires, celui des flux élémentaires et leur caractérisation. On remarque que les résultats pour l'indicateur d'eau semblent bien moins évidents que lorsqu'on ne considérait pas les incertitudes.

pour A et pour B, ce qui n'est pas le cas lorsque l'on effectue un tirage sur le système A-B directement. L'aire sous la courbe des valeurs positives (resp. négatives) peut alors être interprétée comme la probabilité que l'un des projets ait un impact supérieur (resp. inférieur) à l'autre.

Nous comparons dans la figure 7 les programmes de 2009 et 1991 de cette façon et pouvons constater qu'en effet, même en considérant les incertitudes du modèle, le projet urbain de 2009 apparaît plus impactant sur les indicateurs montrés. Nous soulignons qu'il serait nécessaire de réaliser le calcul sur l'ensemble des indicateurs pour informer l'aménageur de la manière la plus exhaustive.

Comparaison des programmes de 1991 et 2009

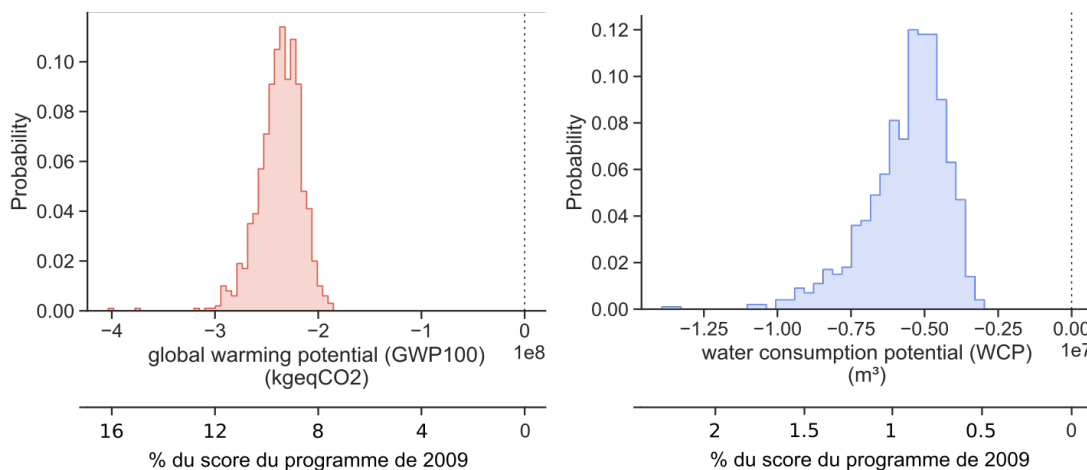


FIGURE 7: Résultats sur les deux indicateurs d'une comparaison dépendante des deux programmes de 1991 et 2009. Puisque c'est leur différence qui est évaluée (programme de 1991 - programme de 2009) et qu'aucune valeur positive ne fait partie des distributions, on peut dire que le programme de 2009 est plus impactant que celui de 1991. La moyenne de la distribution des résultats du programme de 2009 avec incertitudes sert de référence pour l'échelle en % du score du programme de 2009.

V. CONCLUSION

Nous avons montré qu'un modèle ACV de projets urbains par archétypes, construits sur des estimations du stock bâti, semble en mesure de décrire des différences d'impacts pilotées par des différences de surfaces programmatiques en des temps de calcul réduits (moins d'une seconde pour un calcul statique, ~4 min pour 1000 lancers de Monte-Carlo sur un indicateur). Le modèle semble indiquer un pilotage des indicateurs de changement climatique et de d'usage de la ressource en eau par les procédés de production d'électricité. Cette information sur l'indicateur de ressource en eau met en lumière que seule l'eau évaporée est aujourd'hui caractérisée par les méthodes d'impacts (ici ReCiPe, mais cela est vrai également pour Impact World+) et qu'un déplacement d'eau au sein d'un même bassin versant n'a pas d'effet sur la valeur de l'indicateur. Il apparaît nécessaire d'intégrer l'évaporation d'eau liée aux espaces végétalisés pour confirmer le faible impact de ces derniers sur l'indicateur en question.

Nous voyons toutefois des limites significatives au travail présenté. D'abord, si une comparaison prenant en compte les incertitudes semble possible – nous proposons d'ailleurs une manière d'en présenter les résultats (cf. figure 7) – notre prise en compte des incertitudes n'est ici que partielle. En effet, elle ne considère pas la variabilité de la demande finale. C'est à dire que le modèle suppose que chacune des variantes exprime avec une infinie précision les mètres carrés qu'elle mettra en œuvre ; que les quantités moyennes de matières et ressources associées aux archétypes sont elles aussi sans incertitudes.

Enfin, ces archétypes font appel à des programmes très simplifiés : des projets très différents par leurs programmes (et peut-être donc par leurs impacts) peuvent être tout à fait identiques dans le modèle. Par exemple, dans notre étude, les surfaces d'équipements publics sont assimilées à des surfaces de bureaux, alors que leur usage a des spécificités de fréquentation, d'équipement, etc. qui différencient éventuellement leurs impacts de ceux du tertiaire.

Nous avons utilisé ici les résultats d'une étude qui vise à estimer les flux de déchets liés aux bâtiments. Les catégories de matières utilisées sont ainsi naturellement celles de la classification des déchets. Une première manière de traiter le problème serait de construire nos propres catégories de matières pour les associer aux programmes à partir de géodonnées comme la BDNB pour qu'elles correspondent plus directement aux procédés d'arrière-plan disponibles. Par ailleurs, les quantités de matières et de ressources utilisées pourraient alors être des distributions de valeurs sur le stock récent plutôt que des valeurs moyennes, et nous pourrions filtrer géographiquement ce stock pour contextualiser, au sens de l'ACV (Patouillard et al., 2018), nos études à l'échelle souhaitée.

Dans l'analyse des résultats, d'autres indices de comparaison pourraient être mis en œuvre, comme celui proposé par Heijungs (2021) pour mettre en exergue les seuils à partir desquels on estime des projets significativement discernables.

Enfin, il s'agirait de comparer les résultats de notre modèle :

- À des modèles énergétiques de l'environnement bâti, qui pourraient nous renseigner sur la sensibilité des scores d'impact aux géométries bâties. De tels modèles permettraient de plus de différencier des projets de programmes identiques mais de géométries différentes.

- À des données réelles. Faute de mesure possible sur les impacts, nous pourrions tout de même comparer notre modèle d'inventaire à des dossiers d'ouvrages exécutés de projets urbains réalisés.

RÉFÉRENCES

- Bayart, J.-B., Bulle, C., Deschênes, L., Margni, M., Pfister, S., Vince, F., Koehler, A., 2010. A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 439–453. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0172-7>
- Baynes, T.M., Wiedmann, T., 2012. General approaches for assessing urban environmental sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain., Human settlements and industrial systems* 4, 458–464. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.003>
- Ciroth, A., Muller, S., Weidema, B., Lesage, P., 2016. Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 1338–1348. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0670-5>
- Desjardins, X., 2020. *Planification urbaine: La ville en devenir*. Armand Colin.
- European commission, 2020. Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions - A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe.
- Goldstein, B., Birkved, M., Quitzau, M.-B., Hauschild, M., 2013. Quantification of urban metabolism through coupling with the life cycle assessment framework: concept development and case study. *Environ. Res. Lett.* 8, 035024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/035024>
- Goldstein, B., Rasmussen, F.N., 2018. LCA of Buildings and the Built Environment, in: Hauschild, M.Z., Rosenbaum, R.K., Olsen, S.I. (Eds.), *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer International Publishing, Cham, pp. 695–722. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_28
- Heijungs, R., 2021. Selecting the best product alternative in a sea of uncertainty. *Int. J. Life Cycle Assess.* 26, 616–632. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01851-4>
- Heijungs, R., 2014. Ten easy lessons for good communication of LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 473–476. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0662-5>
- Heijungs, R., Suh, S., 2002. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Springer Science & Business Media.
- Huijbregts, M.A., Steinmann, Z.J., Elshout, P.M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M.D., Hollander, A., Zijp, M., van Zelm, R., 2016. ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization (Report). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM.
- IPBES, 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- Lausselet, C., 2021. *The use of LCA methods for evaluating and planning netzero- emission neighbourhoods (Doctoral thesis)*. NTNU.
- Lévy, J., Lussault, M., 2013. *Dictionnaire de géographie et de l'espace des sociétés*. La Documentation Française.
- Loiseau, E., Junqua, G., Roux, P., Bellon-Maurel, V., 2012. Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods. *J. Environ. Manage.* 112, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024>

- Lotteau, M., Loubet, P., Pousse, M., Dufrasnes, E., Sonnemann, G., 2015. Critical review of life cycle assessment (LCA) for the built environment at the neighborhood scale. *Build. Environ.* 93, 165–178. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.029>
- Mousavi, M., Ventura, A., Antheaume, N., 2020. Decision-based territorial life cycle assessment for the management of cement concrete demolition waste. *Waste Manag. Res.* 38, 1405–1419. <https://doi.org/10.1177/0734242X20965676>
- Mutel, C., 2017. Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment. *J. Open Source Softw.* 2, 236. <https://doi.org/10.21105/joss.00236>
- Nez, H., 2012. De l'expertise associative à la constitution d'un contre-pouvoir. *Action collective et concertation à Paris Rive Gauche. Espac. Sociétés* 151, 139–154. <https://doi.org/10.3917/esp.151.0139>
- Österbring, M., Mata, É., Thuvander, L., Mangold, M., Johnsson, F., Wallbaum, H., 2016. A differentiated description of building-stocks for a georeferenced urban bottom-up building-stock model. *Energy Build.* 120, 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.03.060>
- Palacios-Munoz, B., Peuportier, B., Gracia-Villa, L., López-Mesa, B., 2019. Sustainability assessment of refurbishment vs. new constructions by means of LCA and durability-based estimations of buildings lifespans: A new approach. *Build. Environ.* 160, 106203. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.106203>
- Pannier, M.-L., Schalbart, P., Peuportier, B., 2023. Dealing with uncertainties in comparative building life cycle assessment. *Build. Environ.* 110543. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110543>
- Patouillard, L., Bulle, C., Querleu, C., Maxime, D., Osset, P., Margni, M., 2018. Critical review and practical recommendations to integrate the spatial dimension into life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 177, 398–412. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.192>
- Pei, W., Biljecki, F., Stouffs, R., 2024. Techniques and tools for integrating building material stock analysis and life cycle assessment at the urban scale: A systematic literature review. *Build. Environ.* 262, 111741. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2024.111741>
- Peuportier, B., 2013. *Éco-conception des ensembles bâtis et des infrastructures*. Presses des Mines.
- Risch, E., Boutin, C., Roux, P., 2021. Applying life cycle assessment to assess the environmental performance of decentralised versus centralised wastewater systems. *Water Res.* 196, 116991. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116991>
- Shukla, P.R., Skea, J., Slade, R., Al Khourdajie, A., van Diemen, R., McCollum, D., Pathak, M., Some, S., Vyas, P., Fradera, R., Belkacemi, M., Hasija, A., Lisboa, G., Luz, S., Malley, J. (Eds.), 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/9781009157926>
- Tirado, R., Aublet, A., Laurenceau, S., Thorel, M., Louërat, M., Habert, G., 2021. Component-Based Model for Building Material Stock and Waste-Flow Characterization: A Case in the Île-de-France Region. *Sustainability* 13, 13159. <https://doi.org/10.3390/su132313159>
- Turan, I., Fernández, J.E., 2015. Material across scales: Combining material flow analysis and life cycle assessment to promote efficiency in a neighborhood building stock. Presented at the 14th International Conference of IBPSA - Building Simulation 2015, BS 2015, Conference Proceedings, pp. 528–534.
- United Nations Environment Programme, 2024. *2023 Global Status Report for Buildings and Construction: Beyond foundations - Mainstreaming sustainable solutions to cut emissions*

- from the buildings sector. United Nations Environment Programme.
<https://doi.org/10.59117/20.500.11822/45095>
- Ventura, A., 2022. Transition life cycle assessment: A new method to face ecological transition. *Front. Sustain.* 3.
- von Brömssen, C., Röös, E., 2020. Why statistical testing and confidence intervals should not be used in comparative life cycle assessments based on Monte Carlo simulations. *Int. J. Life Cycle Assess.* 25, 2101–2105. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01827-4>
- Wurtz, A., Schalbart, P., Peuportier, B., 2021. Application of optimisation, building energy simulation and life cycle assessment to the design of an urban project. Presented at the Building Simulation 2021 Conference.