



HAL
open science

Prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain. Méthodologie et retour d'expérience du projet IDEFESE mené en Île-de-France

Léa Tardieu, Harold Levrel, Vincent Viguié, Perrine Hamel, Aude Lemonsu, Cécile S. de Munck, Yann Kervinio, Lana Coste, Charles Claron, Emmanuel Faure, et al.

► To cite this version:

Léa Tardieu, Harold Levrel, Vincent Viguié, Perrine Hamel, Aude Lemonsu, et al.. Prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain. Méthodologie et retour d'expérience du projet IDEFESE mené en Île-de-France. [Rapport de recherche] Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques. 2021. hal-03410398

HAL Id: hal-03410398

<https://enpc.hal.science/hal-03410398v1>

Submitted on 17 May 2024

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

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



**MINISTÈRE
DE LA TRANSITION
ÉCOLOGIQUE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

Prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain



**Méthodologie et retour
d'expérience du projet IDEFESE
mené en Île-de-France**

Ce rapport a été réalisé avec le concours de :



Le Centre international de recherche sur l'environnement et le développement (Cired) est une unité mixte de recherche (UMR 8568) interdisciplinaire à dominante économique, créée en 1971, et fondée sur l'articulation des enjeux de développement et de la protection de l'environnement. Le Cired se consacre en particulier à l'étude des trajectoires d'éco-développement en tenant compte du changement climatique, ainsi qu'à l'articulation entre environnement et développement à l'échelle des systèmes urbains, de l'usage des sols, et des systèmes énergétiques.



Le Centre national de recherches météorologiques (CNRM) est une unité mixte de recherche (UMR 3589) constituée par le CNRS et Météo France. Les travaux du CNRM concernent la prévision du temps et l'évolution du climat et se nourrissent de la synergie entre la recherche et l'application opérationnelle. Les actions de recherche et de développement du CNRM portent principalement sur la prévisibilité des phénomènes atmosphériques, notamment extrêmes, sur l'étude du climat et du changement climatique, le cycle de l'eau, ou encore la météorologie urbaine.



Natural capital project est un programme de l'Université de Stanford fondé sur un partenariat entre l'Académie chinoise des sciences, l'Université du Minnesota, le *Stockholm Resilience Center*, l'association *The Nature Conservancy*, et le *World Wildlife Fund*. Le programme développe notamment la suite de modèles InVEST (*Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs*) dont l'objectif est de cartographier et d'évaluer les biens et services écosystémiques.

Table des matières

Avant-propos	7
Résumé	9
Messages clés à l'attention des décideurs	11
Introduction	17
Partie 1. Cadres de décisions ciblés pour l'intégration des services écosystémiques dans l'aménagement urbain	21
Partie 2. Évaluation et cartographie des services écosystémiques dans le contexte urbain	27
1. Choix des services écosystémiques prioritaires à étudier et implication des acteurs dans le processus d'évaluation	28
2. La cartographie des services écosystémiques – en bref	29
3. Modélisation des services écosystémiques et sources de données	30
4. Fiche par services écosystémiques	31
Partie 3. Définition de scénarios futurs d'aménagement et évaluation d'impact sur la provision de services écosystémiques	51
1. Scénarios contrastés d'aménagement basés sur des objectifs de politiques publiques et des demandes des acteurs	52
2. Scénarios tendanciels d'aménagement basés sur des dynamiques urbaines historiques	54
Partie 4. Proposition concernant la prise en compte des enjeux de justice sociale dans les politiques de renaturation	61
Partie 5. Au-delà de l'approche réglementaire, vers de nouveaux outils fonciers de protection des services écosystémiques ?	67
1. Présentation d'un nouvel outil foncier : les obligations réelles environnementales (ORE)	68
2. Le précédent étatsunien : les <i>conservation easements</i>	68
3. Perspectives pour le déploiement des ORE dans la protection de services écosystémiques	69
Partie 6. Conclusion et besoins de connaissance	75
Références	79
Annexes	87
Annexe 1 – Acteurs et institutions ayant été impliqués dans IDEFESE pour le cas de l'Île-de-France	88
Annexe 2 – Tables d'inputs pour faire tourner les modèles et scripts de services	90
Annexe 3 – Synthèse des indicateurs/modèles proposés et avis des acteurs lors de l'expérience pilote IDEFESE	91

Annexe 4 – Focus sur les usages récréatifs des franciliens : analyse des usages et modélisation dans le nouvel outil Urban InVEST	92
4.1. Une expérience de choix pour modéliser les préférences des franciliens pour différents attributs de nature et leur consentement à se déplacer, (<i>Ta et al., 2020</i>)	92
4.2. Modélisation du service de récréation avec le nouveau Urban InVEST calibré sur les objectifs du SDRIF et les données de l'enquête de récréation réalisée en Île-de-France (<i>Liu et al. in prep</i>)	95
4.2.1. Fonctionnement du modèle	95
4.2.2. Application à l'Île-de-France	97
Références	99
Annexe 5 – Focus sur le service de rafraîchissement et calibration sur l'Île-de-France (<i>Hamel et al. in prep</i>)	100
Références	100
Annexe 6 – Étude comparative des méthodologies de scénarios d'aménagement (<i>Mikou et al. in prep</i>)	101
6.1. Présentation du modèle SLEUTH et de la calibration en « force brute »	101
6.2. Évaluation des modèles SLEUTH et de la méthode géographique SLUM	102
6.2.1. Évaluer la valeur prédictive des modèles SLEUTH et SLUM	102
6.2.2. Comparaison des résultats prédictifs de SLEUTH et SLUM	103
6.2.3. Comparaison des résultats de SLEUTH et SLUM par rapport à leurs impacts sur les services écosystémiques	104
6.3. Conclusion	105
Références	105
Annexe 7 – Scénarios étudiés dans IDEFESE	106
Sigles et acronymes	113
Auteurs	115
Remerciements	117

Avant-propos



En France métropolitaine, les milieux urbanisés continuent de s'étendre, et regroupent à ce jour 77 % de la population. Comme le souligne le rapport de 2018 de l'Efese sur les écosystèmes urbains, les services écosystémiques associés à ces milieux sont nombreux (régulation du climat local, régulation des crues et récréation en plein air par exemple), et leur intégration dans les politiques d'aménagement urbain constitue un levier d'action majeur pour améliorer le bien-être des citoyens.

Au travers d'une expérience pilote conduite dans la région Île-de-France, ce rapport propose une démarche d'évaluation innovante pour intégrer les services écosystémiques associés aux milieux urbains dans les politiques d'aménagement. Bien que largement basé sur le contexte francilien, ce rapport offre à l'ensemble des acteurs de l'aménagement urbain (services déconcentrés de l'État, collectivités locales, aménageurs, bureaux d'étude, établissements publics d'aménagement, etc.) des outils pour une prise en compte plus explicite et opérationnelle des services écosystémiques, dans le respect des enjeux d'équité et de justice sociale.

J'encourage l'ensemble des acteurs de l'aménagement urbain et péri-urbain à se saisir des méthodes et des résultats présentés dans ce rapport, et ainsi contribuer à concilier aménagement et valorisation de la biodiversité et des services écosystémiques.

Thomas Lesueur

*Commissaire général
au développement durable*

Résumé

Ce rapport vise à fournir une méthode pour intégrer les services écosystémiques (SE) dans les politiques d'aménagement urbain, et l'applique dans la région Île-de-France (projet IDEFESE¹). Il a pour objectif de proposer des méthodes d'évaluation et des résultats qui peuvent être capitalisés par différents acteurs de l'aménagement (services déconcentrés de l'État, collectivités locales ainsi que des aménageurs, associations, bureaux d'étude, établissements publics d'aménagement par exemple).

Ce rapport est composé en six parties :

- la première partie présente une introduction générale du rapport ;
- la deuxième partie décrit quels processus de décisions et quels documents d'aménagement pourraient être reconsidérés s'ils incorporent des informations en matière d'évolution et de distribution des SE. Pour réaliser un tel diagnostic, une analyse des documents d'aménagement a été réalisée, complétée d'entretiens semi-directifs conduits auprès des acteurs de l'aménagement francilien. Deux ateliers de travail collectif ont par ailleurs été organisés, avec les présences des acteurs de l'aménagement francilien, pour préciser le contexte décisionnel de l'aménagement et les SE clés sur lesquels il fallait porter l'évaluation ;
- la troisième partie décrit les méthodes, outils et données qui peuvent être mobilisés pour l'évaluation spatiale et temporelle des SE urbains. Des fiches pratiques pour l'évaluation des SE (sélectionnés par les acteurs de l'aménagement territorial en Île-de-France) y sont présentées. Cette partie présente par ailleurs les résultats obtenus concernant l'évolution historique, entre 1982 et 2017, des SE en Île-de-France ;
- la quatrième partie décrit des méthodes permettant d'élaborer des scénarios prospectifs concernant l'aménagement urbain et péri-urbain et leurs impacts respectifs sur la production de SE ciblés ;
- les parties cinq et six sont des propositions exploratoires concernant :
 - i) la prise en compte de critères socio-économiques dans le ciblage des politiques de renaturation en ville, afin d'intégrer dans ces politiques une dimension de justice sociale ;
 - ii) l'illustration de la possibilité d'utiliser la cartographie de SE pour le ciblage de nouveaux outils contractuels de protection des SE sur des terrains privés.

¹ IDEFESE est un projet conduit entre 2018 et 2020, financé par l'Ademe, le Commissariat général du développement durable/le Plan urbanisme construction architecture (CGDD/Puca) et AgroParisTech. Il est également un cas d'étude pilote du *Natural capital project* « Sustainable, Livable Cities » porté par l'Université de Stanford.

Messages clés à l'attention des décideurs

État des pratiques	
<p>1. Les services écosystémiques et les valeurs patrimoniales associées aux écosystèmes sont encore peu considérés dans les plans et schémas régionaux d'aménagement urbain, bien que de plus en plus de documents y fassent implicitement référence¹. En revanche au niveau local, le concept de service écosystémique reste encore méconnu des acteurs de l'aménagement, à l'exception de ceux travaillant directement sur les questions d'environnement².</p> <ul style="list-style-type: none"> – Bien que les écosystèmes soient davantage reconnus comme contribuant à la bonne qualité de vie des citoyens, les services écosystémiques restent peu considérés, en Île-de-France, dans les processus de planification urbaine. La mention explicite des services écosystémiques dans les plans et schémas reste anecdotique dans la majorité des documents, mais leur mention implicite est observée de manière croissante. – La notion de service écosystémique reste méconnue des acteurs locaux évoluant hors des sphères environnementales² (par exemple les services d'urbanisme des communes ou intercommunalités, leurs opérateurs urbains et les élus locaux), la connaissance du concept augmente lorsque l'on monte en échelle, de la commune jusqu'à la région, ou que l'on se rapproche des sphères environnementales (associations environnementales par exemple). 	<p>¹ Bien établi et accepté (Parties 2 et 3)</p> <p>² Partiellement établi (contexte francilien), mais accepté (Partie 3)</p>
<p>2. Les acteurs interrogés dans le contexte francilien estiment que l'information sur les services écosystémiques gagnerait à être intégrée dans les schémas et documents de planification urbaine¹.</p> <ul style="list-style-type: none"> – L'information sur les services écosystémiques (type de service, estimation quantitative, information qualitative) s'avèrerait particulièrement utile si elle était présentée de manière spatialisée, car la carte est un outil central de communication et de construction d'argumentaires dans les instances de l'aménagement. Elle pourrait également être directement intégrée dans les outils de visualisation des schémas locaux ou dans les « porter à connaissance » développés par les agences d'urbanisme, les directions territoriales ou les directions régionales de l'État. – Cette information permettrait d'accroître le niveau de sensibilisation des élus locaux et du grand public à la nécessité de préserver un bon fonctionnement écologique des milieux naturels et semi-naturels¹. 	<p>¹ Bien établi et accepté (Parties 1 et 2)</p>
<p>3. Au regard des entretiens avec les acteurs (de l'aménagement, associations environnementales et élus) et des analyses réalisées, trois enjeux apparaissent particulièrement importants dans les contextes urbains et péri-urbains franciliens¹ :</p> <ul style="list-style-type: none"> – le service de régulation du climat local ; – le service culturel de récréation en plein air ; – le service de régulation des crues. 	<p>¹ Bien établi et accepté (Parties 2 à 5)</p>
<p>4. Le diagnostic historique de l'aménagement en Île-de-France montre que la capacité des écosystèmes à fournir les services écosystémiques analysés a globalement diminué dans la période allant de 1982 à 2017, à la fois du fait de l'artificialisation des sols et de certaines pratiques agricoles (notamment la raréfaction des jachères)¹.</p>	<p>¹ Bien établi et accepté (Partie 3)</p>

<p>5. Les enjeux d'équité et de justice sociale sont rarement pris en compte dans les politiques de renaturation et d'urbanisation des espaces naturels et semi-naturels¹.</p> <p>Les politiques de renaturation et d'urbanisation se fondent sur des critères de ciblage qui tiennent rarement compte des conditions socio-économiques des populations. Dans un contexte budgétaire contraint, prioriser les localisations fortement défavorisées sur de multiples dimensions de bien-être (y compris sur l'accès à la nature et aux services écosystémiques associés) peut contribuer à réduire les inégalités sur les territoires.</p>	<p>¹ Bien établi (contexte francilien) et accepté (Parties 4 et 5)</p>
<p>6. Les politiques d'urbanisation et de renaturation ne considèrent ni la diversité des préférences des populations riveraines concernant les espaces végétalisés ni les bénéfices associés (notamment en matière de services écosystémiques)¹.</p>	<p>¹ Partiellement établi (contexte francilien), mais accepté (Partie 2 et annexe 4)</p>
<p>7. Plusieurs régions disposent de bases de données spatialisées précises rendant possible la mise en œuvre d'analyses similaires à celles du présent rapport, <i>mutatis mutandis</i>¹.</p> <p>En particulier, les données cartographiques de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), de CORINE Land Cover (CLC), du Mode d'occupation des sols (MOS), de l'Occupation des sols à grande échelle (OCS GE), ou encore du centre d'expertise scientifique Occupation des sols (OSO) peuvent être mobilisées.</p>	<p>¹ Partiellement établi (contexte francilien), mais accepté (Partie 2)</p>
<p>Enjeux associés</p>	
<p>8. D'après les acteurs interrogés, il y a un enjeu à intégrer la connaissance concernant les services écosystémiques dans les documents d'aménagement d'échelle régionale, de type Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET) ou Schéma directeur de la région d'Île-de-France (SDRIF), car ils encadrent les documents de planification de niveau inférieur¹.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Les acteurs impliqués dans IDEFESE estiment qu'il est particulièrement pertinent d'évaluer l'influence du SDRIF sur l'évolution passée et future des services écosystémiques dans la Région. Le SDRIF est un document stratégique élaboré en concertation avec les citoyens, acteurs de l'aménagement et acteurs économiques, qui communique avec l'ensemble des autres plans et schémas du territoire, et bénéficie d'une forte adhésion des différents acteurs de l'aménagement. Il réunit les grandes orientations de l'aménagement de la Région à un horizon de moyen à long terme et il est opposable. C'est l'équivalent pour les autres régions du SRADDET. – Selon les acteurs, l'intégration des services écosystémiques dans les documents d'aménagement plus locaux (ScoT et PLU), en complément des informations à intégrer dans les documents régionaux, pourrait également être renforcée. 	<p>¹ Bien établi et accepté (Partie 1)</p>

<p>9. La modélisation et la cartographie des services écosystémiques est possible et utile pour établir des diagnostics historiques, au-delà des bilans surfaciques de consommation d'espace¹.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Les indicateurs relatifs aux services écosystémiques peuvent être utilement mobilisés lors de négociations ou de la construction d'argumentaires en matière d'aménagement. La connaissance sur les services écosystémiques permet aux différents acteurs d'élargir leurs visions de l'impact environnemental et offre un nouveau critère d'identification et de choix pour penser les compromis inhérents aux décisions d'aménagement. – La concertation avec les acteurs du territoire permet de sélectionner des indicateurs pertinents pour évaluer et représenter, à l'aide de cartes, l'évolution historique des services écosystémiques. À cet égard, les indicateurs produits dans l'IDFESE ont été choisis et validés par les acteurs. 	<p>¹ Bien établi et accepté</p>
<p>10. Les scénarios prospectifs d'aménagement en Île-de-France révèlent la diversité des impacts potentiels sur les services écosystémiques et le potentiel des politiques en faveur de leur préservation¹.</p> <ul style="list-style-type: none"> – La capacité des écosystèmes urbains à fournir des services écosystémiques varie selon le type d'urbanisation (dense ou extensif), lui-même influencé par les politiques d'urbanisation et la démographie. – Le développement de la nature en ville (plantation d'arbres dans les rues, renaturation massive) a un impact bien plus significatif sur les services écosystémiques que n'importe quel autre choix d'aménagement dans la région (relativement au nombre d'hectares impactés). À l'inverse, l'artificialisation des rares espaces de nature en ville réduit significativement les services de récréation et de rafraîchissement dont dépendent les citoyens. Cependant, les objectifs de renaturation actuels, définis dans le SDRIF et le plan vert, restent en-deçà des besoins estimés. En Île-de-France, 500 hectares de renaturation sont prévus par le plan vert alors que le déficit en espace de nature estimé est de plus de 4 000 hectares. – Les scénarios d'amélioration des pratiques agricoles (réduction des intrants et augmentation des surfaces d'intérêt écologique) augmentent significativement la provision de tous les services écosystémiques considérés. 	<p>¹ Bien établi et accepté (Partie 4)</p>
<p>11. La prise en compte des enjeux de justice sociale dans les politiques de renaturation est possible et peut constituer un nouveau critère de ciblage¹.</p> <p>Un indicateur de bien-être multidimensionnel a été développé dans l'IDFESE, afin de localiser les zones où la renaturation permettrait une diminution des inégalités sur le territoire.</p>	<p>¹ Bien établi et accepté (Partie 5)</p>

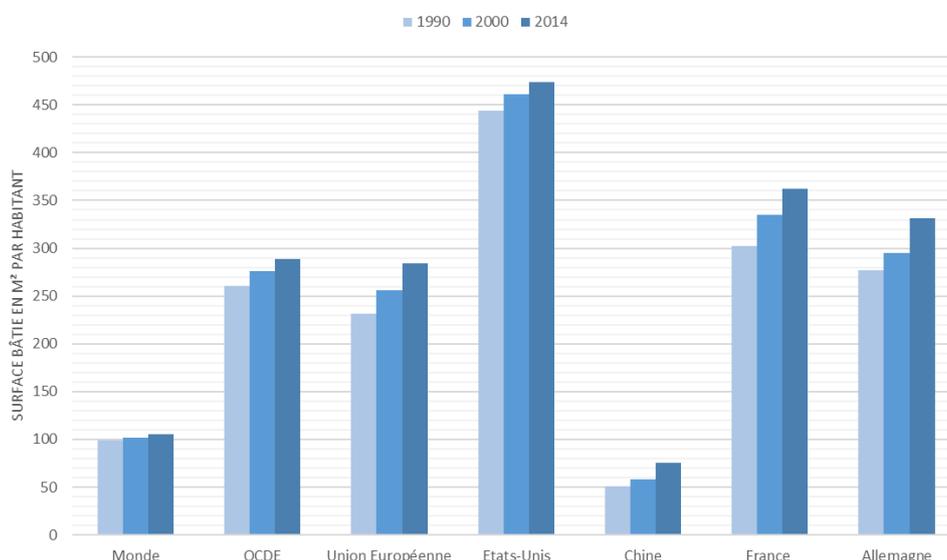
<p>12. La cartographie des services écosystémiques permet de contribuer à cibler les zones où il serait le plus opportun de conserver les espaces de nature en milieux urbains et péri-urbains à travers plusieurs types d'outils de conservation (contractuels ou réglementaires).</p> <ul style="list-style-type: none"> – Une méthode a été développée pour identifier où il serait le plus opportun de conserver les caractéristiques des espaces de nature existants (et de ne pas artificialiser) pour la production de trois services écosystémiques (régulation du climat local, protection contre les crues et récréation). – Plusieurs types d'outils peuvent ainsi être mobilisés, notamment des outils réglementaires et des outils contractuels (comme les obligations réelles environnementales ou les paiements pour services environnementaux)¹. 	<p>¹ Bien établi et accepté (Partie 5)</p>
<p>Besoins d'études, de données et de connaissances</p>	
<p>13. Nécessité d'études complémentaires sur certains services écosystémiques dans le cadre urbain, et l'implication économique de leur fourniture ou de leur maintien¹.</p> <ul style="list-style-type: none"> – À court terme, une étude plus approfondie sur la production de biens agricoles et leur évolution historique serait nécessaire. Cela suppose d'avoir accès aux données spatialisées de types de cultures et de pratiques agricoles à un niveau parcellaire. – L'analyse approfondie des préférences (hétérogènes) des individus pour des services écosystémiques en milieu urbain, similaire à celle conduite dans le cadre de la récréation, permettrait de mieux connaître les usages et besoins des individus. En particulier, la priorité pourrait être donnée à l'étude de la demande de rafraîchissement, de régulation des inondations, ou encore de la préférence pour une production agricole de proximité. – Bien que la régulation de la pollution de l'air par la végétation n'ait pas été identifiée comme prioritaire par les acteurs interrogés dans ce rapport, l'étude de ce service semble importante au regard de l'impact sanitaire de la pollution de l'air. – L'évaluation des contraintes associées aux espaces de nature en ville et des pertes de bien-être engendrées pour les citoyens (allergies, nuisibles et zoonoses, sentiment d'insécurité) mériterait une étude à part entière. – Une étude économique approfondie des coûts d'entretien et des ressources nécessaires à la production de services écosystémiques (arrosage des parcs ou entretien des alignements d'arbres par exemple), ou encore des coûts d'opportunités de la conservation, serait à mener pour avoir une vision plus large et objective de l'implication de la production de services écosystémiques et des actions de renaturation. – Une étude complémentaire sur la prise en compte de l'impact du changement climatique en interaction avec les politiques d'aménagement sur les services écosystémiques serait nécessaire pour produire des modèles sensibles aux dynamiques de changement sur l'ensemble des services écosystémiques. 	<p>¹ Bien établi et accepté</p>

Introduction

Proportionnellement à sa population, la France est l'un des pays le plus consommateur d'espaces agricoles, naturels et forestiers (figure 1). L'imperméabilisation des terres en France représente environ 260 km²/an, selon les fichiers fonciers et les surfaces imperméabilisées occupent 9,4 % du territoire français (Bechet et al., 2017). De telles tendances posent d'importants défis environnementaux et sociaux, exacerbés dans un contexte de changement climatique, qui placent naturellement la lutte contre l'artificialisation des sols en tête de l'agenda politique français. Ainsi, le taux d'artificialisation figure comme l'un des deux indicateurs environnementaux (avec l'empreinte carbone) parmi les dix indicateurs de richesse nationale devant guider les politiques publiques (loi n° 2015-411 du 13 avril 2015), mais aussi par la mention d'un objectif de « zéro artificialisation nette » (ZAN) dans le plan biodiversité du 4 juillet 2018. Les documents d'aménagement locaux se sont également vus dans l'obligation d'introduire dans leur textes l'analyse de l'évolution des surfaces imperméables (dans le SCoT et le PLU depuis la loi Grenelle II en 2010, le SRADDET depuis la loi NOTRe de 2015).

Figure 1 : évolution des surfaces bâties par habitant

En m²



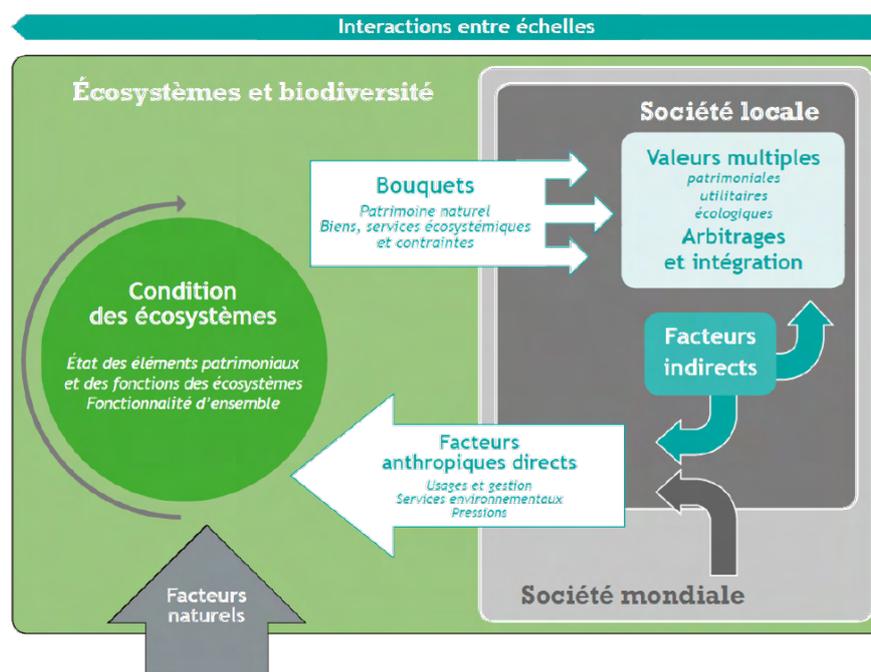
Source : Colsaet, 2021

Le suivi de l'artificialisation des sols est déterminant pour limiter les impacts environnementaux de l'étalement urbain, l'un des principaux moteurs de la perte de biodiversité à l'heure de sa sixième extinction (*rappports IPBES 2018, 2019*). Cependant, un diagnostic fondé sur la seule prise en compte du niveau d'artificialisation – évalué à l'aune du changement d'occupation des sols - peut conduire à donner une image incomplète des changements écologiques générés par ces dynamiques (*Barra et Clergeau, 2020*). L'approche basée sur des bilans de consommation d'espace peut conduire à négliger les effets de différentes formes d'artificialisation ainsi que la détérioration qualitative des écosystèmes (par exemple le degré de naturalité des habitats naturels/semi-naturels²) essentiels pour exprimer l'état de fonctionnalité écologique d'un territoire (*Wilkinson et al., 2013*). Par ailleurs, les impacts de l'aménagement du territoire sur les bénéfices fournis par la biodiversité aux sociétés humaines, communément appelés services écosystémiques (SE), peuvent également être sous-représentés (*Euliss et al., 2010 ; Tardieu et*

². Se définissant selon *Guetté et al. 2018* en trois facettes : la première, l'intégrité biophysique, permet de qualifier une biocénose ou un paysage le long d'un continuum dont les bornes seraient « artificielle » et « originelle » et qui évoluerait par des processus d'artificialisation et de restauration ; la deuxième, la spontanéité, se quantifie le long d'un continuum entre les espaces contrôlés et les espaces libres évoluant au gré de processus de domestication ; la troisième, les continuités spatiales, sont quantifiées le long d'un continuum allant d'espaces totalement fragmentés à des espaces continus ou bien connectés, dont la configuration est favorable à la circulation et à la fonctionnalité des espèces.

al., 2015, Woodruff et BenDor, 2016 ; Cabral et al., 2016 ; Levrel et al., 2017 ; Cortinovis et Geneletti, 2018). Le bon état fonctionnel des écosystèmes permet en effet de produire de nombreux avantages directs et indirects aux sociétés, que ceux-ci soient relatifs à la sécurité (atténuation des glissements de terrain ou des submersions), la santé (filtration de l'eau et de l'air), au cadre de vie (paysages naturels), aux activités de loisirs (pêche récréative), aux relations sociales (espaces de convivialité) ou aux ressources à finalité économique (pollinisateurs) (figure 2). Un atout de l'approche par les SE est qu'elle permet tout autant de rendre compte des fonctions écologiques essentielles aux populations dans un contexte de changement climatique que de souligner l'importance de la biodiversité dite « ordinaire » (souvent négligée au profit de la biodiversité patrimoniale).

Figure 2 : cadre conceptuel de l'Efese



Note : à gauche les écosystèmes et la biodiversité offrant des services, et à droite les sociétés qui en tirent des avantages.

Source : Efese, voir le rapport complet expliquant ce cadre

L'importance des SE est de mieux en mieux reconnue par les acteurs de l'aménagement, en tant que moyens pour fournir des solutions fondées sur la nature permettant d'adopter des stratégies d'adaptation et d'atténuation innovantes pour faire face aux risques induits par le changement climatique dans les villes. Cependant, le récent rapport du GIEC (2019) a déploré le fait « qu'actuellement, le maintien/l'amélioration des services écosystémiques sont rarement pris en compte dans les outils d'aménagement urbain (p. 186) ». De nombreuses études de cas ont mis en évidence cette lacune et ont démontré que la mention explicite des SE restait anecdotique dans la majorité des documents d'aménagement locaux (Wilkinson et al., 2013 ; McPhearson et al., 2015 ; Woodruff et BenDor, 2016 ; Grêt-Regamey et al., 2017, Levrel et al., 2017). Par ailleurs, même si l'on constate des références implicites de plus en plus claires concernant cette notion de SE dans un certain nombre de documents d'aménagement (Hansen et al., 2015, Tardieu et al., 2019), il a récemment été montré qu'un niveau de sensibilisation et d'information accru aux SE n'impliquent pas nécessairement une utilisation plus importante en tant qu'outil de diagnostic des décisions d'aménagement (Rall et al., 2015 ; Posner et al., 2016, Levrel et al., 2017). Les principales causes avancées sont les contextes institutionnels dans lesquels se situent les acteurs de l'aménagement, leur laissant parfois peu de marges de manœuvre pour intégrer en pratique ce type de concepts (Primmer et Furman, 2012, Young, 2013, Rall et al., 2015). D'autres raisons, plus pragmatiques, ont également été avancées, comme le manque de récit sous-jacent

de la part des scientifiques fournissant de la connaissance sur les SE et leur faible interaction avec les acteurs de l'aménagement pour rendre le concept opérationnel (*Brunet et al., 2018*).

Le présent rapport part de ces constats pour proposer un diagnostic tenant compte du contexte décisionnel pour illustrer l'importance et la faisabilité de la prise en compte des services rendus par la nature dans les décisions d'aménagement urbain. Les cadres opérationnels dans lesquels l'évaluation des SE peuvent être mobilisés sont ainsi précisés, de manière à comprendre comment ces SE peuvent fournir de véritables outils d'aide à la décision en matière d'aménagement des territoires urbains et péri-urbains. Ces SE sont décrits à partir d'indicateurs quantitatifs permettant de suivre leur évolution tout autant que leur distribution spatiale, en vue d'évaluer les effets des politiques d'aménagements menées par le passé, mais aussi celles qui seront adoptées dans le futur. Des scénarios traduisant des forces de changements ont été construits à partir d'une diversité d'hypothèses relatives aux dimensions démographiques, économiques, sociales et politiques du développement des territoires urbains.

Ce rapport sur la mobilisation des SE en appui aux politiques d'aménagement urbain est illustré par l'expérience pilote conduite en Île-de-France : le projet IDEFESE³. Le rapport a une portée générique, mais reste largement basé sur le contexte francilien et certains résultats nécessitent donc d'être appréhendés au regard de ce cadre spécifique. Tout au long du rapport, nous illustrons les retours d'expériences de l'étude pilote IDEFESE à travers des encadrés. Le rapport nous semble proposer des méthodes d'évaluation et des résultats qui peuvent être capitalisés au sein de services déconcentrés de l'État, de collectivités locales ainsi que des aménageurs (établissements publics d'aménagement par exemple).

3. IDEFESE est un projet conduit entre 2018 et 2020, financé par l'Ademe, Le CGDD/PUCA et AgroParisTech. Il est également un cas d'étude pilote du *Natural capital project* « Sustainable, Livable Cities » porté par l'Université de Stanford.

Partie 1.
Cadres de décisions
ciblés pour
l'intégration
des services
écosystémiques
dans l'aménagement
urbain

L'expérience pilote IDEFESE menée en Île-de-France a montré que le concept des SE est encore peu utilisé dans les documents d'aménagement, bien que, comme cela a déjà été observé dans d'autres pays, il soit régulièrement mentionné de manière implicite (Hansen et al., 2015). Pour la majorité des acteurs que nous avons interrogés (voir encadré 1 et annexe 1), disposer d'indicateurs de SE offrirait une réelle voie d'amélioration pour l'évaluation de l'impact socio-environnemental des décisions d'aménagement, en particulier lorsqu'ils sont représentés spatialement, de manière à être directement intégrables dans les outils d'aménagement du territoire.

L'échelle de la région administrative est apparue comme la plus pertinente pour ces considérations, car i) la région concentre l'ensemble de l'espace urbain tout en captant les interactions entre territoires urbain, péri-urbain et ruraux qui sont particulièrement en jeu dans la dynamique d'artificialisation ; ii) elle correspond à l'échelle à laquelle les grandes décisions de planification urbaine sont prises et iii) c'est à cette échelle que sont produits les documents d'aménagement et de planification ayant le plus d'interactions avec les autres documents de même nature et qui sont les plus concertés (par exemple SRADDET ou SDRIF pour le cas de l'Île-de-France). Cependant, d'après les acteurs consultés, l'intégration dans des documents plus locaux sont également souhaitables (voir encadré 1). La connaissance sur les SE pourrait, par exemple, être directement intégrée dans les outils de visualisation des enjeux territoriaux développés par les agences d'urbanisme, les directions territoriales ou les directions régionales (voir des exemples dans le tableau 1 pour le cas de l'Île-de-France).

Les informations sur les SE ne sont pas envisagées par les acteurs comme un outil devant compléter l'arsenal réglementaire⁴, mais comme des indicateurs essentiels à mobiliser lors de négociations ou de construction d'argumentaires visant à prendre en compte les bénéfices fournis par la nature dans les politiques d'aménagement. Selon les acteurs, la connaissance sur les SE permettrait aux différentes parties-prenantes d'élargir leurs vision de l'impact environnemental et offrirait un meilleur moyen d'identifier les compromis entre enjeux de développement économique et objectifs de conservation de la biodiversité inhérents aux décisions d'aménagement. Elle permettrait également de dépasser la vision « sectorielle » communément utilisée pour appréhender les impacts environnementaux, qui se limite souvent à la description des pertes de production ou de surface pour un secteur agricole ou forestier donné. Enfin, elle permettrait de défendre de manière plus stratégique les écosystèmes naturels ou semi-naturels en mettant en avant non seulement le respect de la réglementation en matière de protection des espèces et des habitats, mais aussi les bénéfices que la prise en compte de la nature permet de produire ou de conserver dans les stratégies d'aménagement (point de vue exprimé par l'ensemble des acteurs avec lesquels des entretiens ont été menés).

4. Adopter une contrainte (légale) obligeant à renseigner les SE dans les documents d'aménagement, ne faisait pas l'unanimité parmi les acteurs. La majorité de ces derniers la considère comme un outil pédagogique et informatif plutôt que comme un outil normatif.

Tableau 1 : exemple d'opportunité d'intégration de la connaissance sur les SE dans les outils d'aménagement évalués lors de l'expérience pilote IDEFESE

Auteur	Outil non réglementaire	Description de l'outil	Échelles	Facilité/ pertinence d'intégration des SE	Lien vers l'outil
Institut Paris Région	Wikimap'PROJETS	Carte collaborative des projets d'aménagement en Île-de-France (hors projets de transport)	Du régional au cadastral	Moyenne : intéressant pour les sites à l'étude , dont les vocations ne sont pas encore définies	
	REFTER (référentiel territorial du SDRIF)	Déclinaison territoriale des projets régionaux : il propose de filtrer par thématique et fascicule du SDRIF ⁵ les préconisations générales d'aménagement sur le territoire sélectionnées, fournit des chiffres les concernant et les localise sur la CDGT	Carte : 1/150 000 ^e (CDGT) Données : échelle communale	Forte : la cartographie des SE et les évaluations globales des impacts des projets pourraient être proposées avec les fascicules.	
	Carnets pratiques du SDRIF	Illustration des grandes orientations générales en matière d'aménagement portées par le SDRIF pour faciliter leur déclinaison dans les documents d'urbanisme locaux et dans les opérations d'aménagement	Pas d'échelle spécifique : description de bonnes pratiques expérimentées en Île-de-France, en France, ou à l'étranger	Moyenne / Faible : sur les sept carnets, trois évoquent les SE. Leur cartographie pourrait être insérée en introduction. Toutefois, chaque carnet ayant sa thématique propre, ils ne sont peut-être pas tous consultés de la même manière.	
Direction départementale des Territoires des Yvelines (DDT 78)	ADAME (outil d'Aide aux Décisions d'AMénagement)	Carte numérique dédiée à l'aménagement du territoire, à l'usage exclusif des agents de l'État et des collectivités territoriales	Du départemental au cadastral	Forte : possibilité d'intégrer les SE dans les sections Aménagement – Planification ou Aménagement durable.	
	Porter à connaissance (PAC)	Document qui met à disposition des communes des informations (références aux lois et autres documents)	Collectivités territoriales concernées par le Politiques agricole commune	Forte : les PAC sont envoyés aux collectivités concernées. Les SE peuvent y figurer (pour les trames vertes et bleues par exemple).	

5. Le SDRIF est constitué de plusieurs fascicules dont tous n'ont pas la même portée normative puisque seul le fascicule n° 3 regroupe l'ensemble des dispositions normatives du SDRIF dont la carte de destination générale des territoires (CDGT). Les différents fascicules concernent un préambule (fascicule n° 1), la « vision régionale » soit la présentation du projet de la région (fascicule n° 2), et l'étude d'impact environnementale (fascicule n° 4).

Auteur	Outil non réglementaire	Description de l'outil	Échelles	Facilité/ pertinence d'intégration des SE	Lien vers l'outil
Direction régionale interdépartementale de l'Équipement et de l'Aménagement (DRIEA)	Porter à connaissance	Idem	Idem	Idem	

Source : auteurs

Encadré 1 – Identification des cadres de décision pour intégrer la connaissance en termes de services écosystémiques : le cas de l'Île-de-France

Nous avons cherché à évaluer, à l'échelle de l'Île-de-France, l'apport d'une production de connaissance sur les SE et son potentiel en tant que levier d'action pour une meilleure prise en compte de l'environnement dans les décisions d'aménagement urbain. Après une analyse des documents d'aménagement en vigueur et de leur portée légale, nous avons réalisé vingt-six entretiens semi-directifs auprès d'acteurs clés, afin 1) d'approfondir notre compréhension de la manière dont les décisions sont prises « sur le terrain » en matière d'aménagement et, 2) la place qu'y occupent l'environnement en général et plus particulièrement les SE dans ces décisions (se référer au [rapport complet](#) pour plus d'informations). Les acteurs ont été choisis selon leur position par rapport au SDRIF, qu'ils en soient les concepteurs (exemple l'Institut Paris région), les maîtres d'ouvrages (Région, État), les évaluateurs (CESER, DRIEA), qu'ils l'alimentent, donnent leur avis en phases de concertation (associations, parcs naturels), qu'ils doivent s'y conformer (maires). Les organismes aidant les municipalités à s'y conformer (bureaux d'études) ou évaluant la conformité (DDT) ont également été interviewés.

Les entretiens ont révélé que plus de la moitié des acteurs connaissaient le concept de SE avant l'entretien, mais qu'il était moins connu des acteurs de l'urbanisme local hors des sphères environnementales (par exemple, les services de planification, le département de l'urbanisme et de la réglementation urbaine) que des acteurs nationaux et régionaux de l'urbanisme (par exemple, le ministère, les directions régionales interdépartementales).

Les entretiens ont ensuite illustré que l'intégration des SE dans un schéma comme le SDRIF, en complément de l'évaluation environnementale⁶ *fascicule n° 4 du SDRIF*, renforcerait les arguments environnementaux dans les décisions politiques et permettrait de définir des priorités qui prennent mieux en compte ces derniers. La cartographie des SE, accompagnée de notes de synthèse expliquant les choix méthodologiques et les enjeux associés, était généralement considérée comme un préalable à une potentielle future intégration des SE dans les outils de planification urbaine, car elle permettrait de renforcer les connaissances des élus et des citoyens sur les liens qui existent entre la nature urbaine et le bien-être des citoyens. Selon les acteurs, l'intégration des SE dans les documents d'aménagement plus locaux, en complément des informations à intégrer dans les documents régionaux, pourrait et devrait être renforcée de trois manières principales.

6. En vertu de l'article L.121-10 du Code de l'urbanisme, le SDRIF doit faire l'objet d'une évaluation environnementale. L'évaluation environnementale accompagne la révision du SDRIF jusqu'à son approbation « évaluation ex ante », en éclairant les choix effectués tout au long de la démarche, et prépare le cadre de suivi et d'évaluation de sa mise en œuvre « évaluation ex post ».

Tout d'abord, il est apparu nécessaire de sensibiliser les élus locaux, principalement les maires, aux SE et à l'intérêt de mieux les intégrer dans les plans locaux d'urbanisme (PLU). Parmi les questions auxquelles les maires doivent faire face (révisions des PLU, production de services publics, revendications sociales, équilibre financier, etc.), celles qui sont relatives à la protection de l'environnement sont souvent les plus difficiles à concilier avec les autres (entretien à l'Institut Paris région). « Lorsque vous êtes élu, votre légitimité vient de votre élection et elle ne vous donne pas la compétence ou la compréhension des enjeux, mais vous donne la légitimité pour agir. Vous devez acquérir une compréhension des enjeux. [...]. La biodiversité en ville est un sujet totalement inconnu des élus. Pour certains maires, la biodiversité en ville, c'est des rats et des pigeons » (entretien d'un maire et conseiller du Grand Paris). Des efforts d'acculturation et de sensibilisation des élus aux questions environnementales sont donc nécessaires, notamment pour décrire les SE produits par la nature pour les populations riveraines, ce qui serait « un moyen de rendre visibles les aspects positifs de la nature dans la ville » (entretiens des directions régionales interdépartementales). Étant donné que le personnel chargé de l'élaboration des PLU, y compris souvent le maire, sélectionne les promoteurs et les agences de conseil, cette acculturation peut avoir des conséquences importantes au niveau local en conduisant à retenir des promoteurs qui auraient une connaissance de ces sujets environnementaux. Ceci devrait être accompagné par une implication plus importante, voire systématique, d'écologues dans l'élaboration des PLU et des projets urbains en général. Dans un premier temps, nous avons pu observer que les SE sont encore peu considérés - ou même mentionnés explicitement - dans les schémas et documents existants, que ce soit pour l'identification des stratégies d'adaptation au changement climatique ou pour la reconnaissance de la contribution des écosystèmes naturels au bien-être des populations.

Par ailleurs, les SE et les avantages qu'ils procurent peuvent être mis en avant et communiqué auprès d'un large public grâce à l'action des associations susceptibles de faire appel à des politiques de développement urbain en invoquant les documents d'aménagement où ces bénéfices issus de la nature seraient mentionnés. Cependant, ces associations manquent aujourd'hui d'outils opérationnels sur ce sujet des SE (notamment spatialisés), alors que les supports cartographiques représentent bien souvent leur principal outil de communication lorsqu'elles s'adressent aux professionnels du développement urbain ou au grand public (entretiens avec toutes les délégations franciliennes de France nature environnement). La mise à disposition de ces informations en libre accès comme les portails de données en accès libre des agences d'urbanisme leur donnerait donc des moyens d'action considérables (exemple « l'open -data » de l'Institut Paris région ou de l'APUR).

Enfin, tout comme pour les élus ou les associations de protection de la nature, le transfert de connaissances sur les SE auprès des citoyens pourrait susciter un fort intérêt et fournir un argumentaire pour défendre des demandes en matière d'aménagement favorisant la production de SE. Les citoyens sont en effet des acteurs majeurs pour influencer les documents d'aménagement locaux, car « la demande des habitants est très puissante [...]. L'initiative et la participation citoyennes constituent un pivot pour la réalisation ou non de projets de développement, même si, bien que les citoyens puissent être vertueux ils peuvent aussi défendre parfois des intérêts privés plutôt que des intérêts collectifs » (entretien d'un maire).

Partie 2. Évaluation et cartographie des services écosystémiques dans le contexte urbain

1. Choix des services écosystémiques prioritaires à étudier et implication des acteurs dans le processus d'évaluation

Comme formulé en introduction, l'appropriation des acteurs de l'aménagement de l'information produite concernant les SE est essentielle. Cela passe notamment par leur implication dans le choix des services prioritaires à étudier sur le territoire dans lequel ils mènent leur action, et la définition d'indicateurs « parlants » pour représenter ces services.

La définition et la typologie des services sont restées très variables selon l'objet d'étude (comptabilité environnementale, évaluation des préjudices écologiques, aménagement du territoire, etc.), et les disciplines des scientifiques (écologie, économie, géographie notamment) travaillant sur le sujet *Costanza, 2008*. Afin de clarifier un débat souvent flou, le Millenium Ecosystem Assessment (2005)⁷ a proposé, en suivant les recommandations de *Groot et al., 2002*, de les classer en quatre grandes familles de services :

- les services de support, nommés fonctions écologiques dans le cadre de l'Efese, non directement utilisés par l'homme, mais nécessaire à la durabilité du système (formation des sols, développement du cycle nutritionnel, maintien de la biodiversité...);
- les services de prélèvement, nommés biens produits par les écosystèmes dans le cadre d'Efese, qui conduisent à des biens appropriables comme la nourriture, matériaux et fibres, eau douce, bois de feu ;
- les services de régulation, c'est-à-dire les bénéfices issus de la régulation des processus d'écosystèmes voisins de l'espace naturel considéré (maintien de l'humidité relative de l'air, de la qualité de l'eau, contrôle des maladies des plantes) ;
- et enfin les services culturels et de patrimoine naturel tels que les bénéfices d'agrément, de récréation de plein air, les bénéfices d'ordre spirituel, religieux et autres avantages non matériels.

Le choix des SE à étudier en priorité dans le cadre de l'aménagement du territoire peut se faire de deux manières principales :

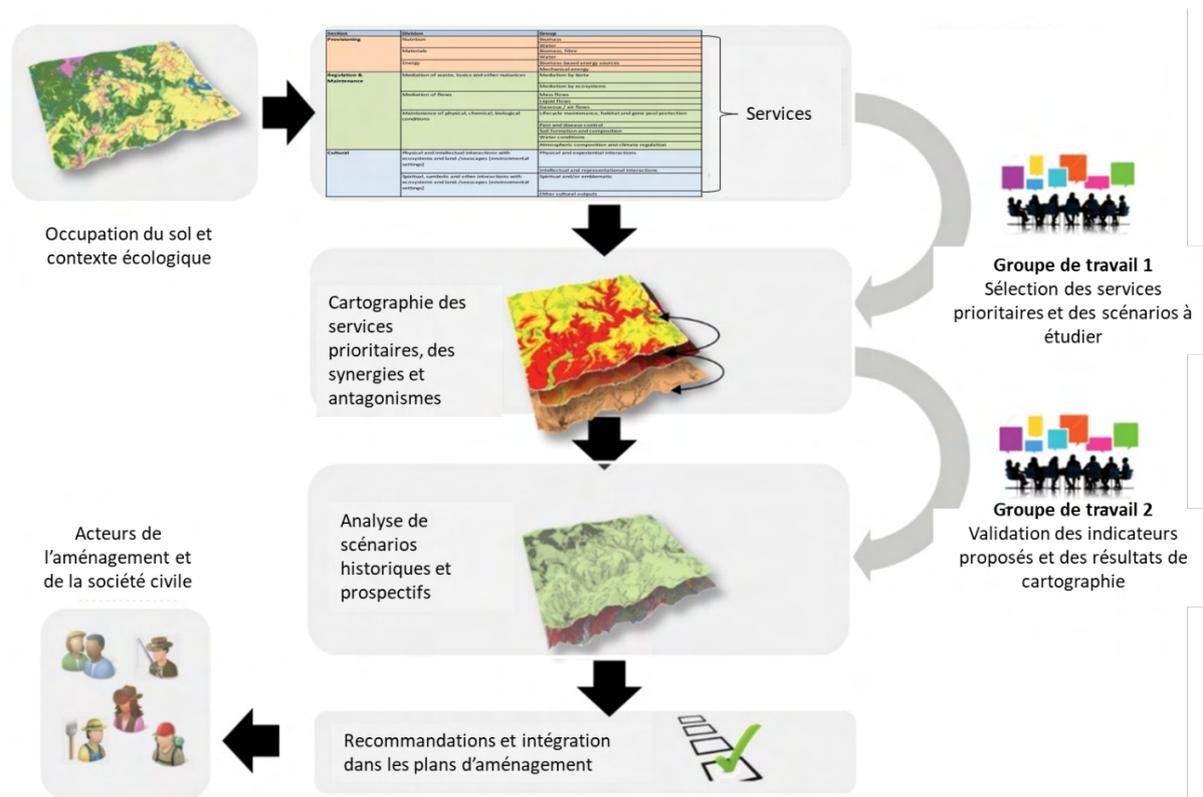
1. en organisant un groupe de discussion impliquant, dans la mesure du possible, plusieurs types d'acteurs de l'aménagement (comme les agences d'urbanisme, services déconcentrés de l'État, représentants de la Métropole, associations, etc.). Dans ce cas, le groupe de travail vise dans un premier temps à définir les SE prioritaires à étudier selon les acteurs, en s'appuyant sur une typologie commune (catégorisation Efese ou *CICES, 2018*) et à définir les indicateurs que les acteurs estiment être les plus pertinents et les plus compréhensibles pour décrire les SE retenus (*figure 3*). Le choix des SE peut-être réalisé par un vote anonyme (comme nous l'avons fait ici, (*voir encadré 2*), ou par d'autres méthodes participatives comme la méthode de triage *Pendleton et al., 2015*. Le groupe pourra être réuni à nouveau, dans un deuxième temps, pour la validation des modèles, des indicateurs et des résultats à partir desquels les SE sélectionnés auront été évalués par le service SIG de la collectivité, une agence publique, un bureau d'étude ou une équipe de chercheurs associés au travail. Cette méthode permet d'avoir une liste de SE qui corresponde aux attentes des acteurs du territoire, mais elle est coûteuse à mettre en œuvre ;
2. dans l'hypothèse où les personnes en charge de l'évaluation et de l'usage d'une cartographie des SE pour l'aménagement du territoire n'auraient pas le temps de suivre la procédure mentionnée précédemment, il est aussi possible d'utiliser la liste de SE et d'indicateurs retenus dans l'expérience pilote IDEFESE, car cette dernière est sans doute adaptée à la plupart des contextes urbains et péri-urbains.

Dans IDEFESE, le premier groupe de travail a eu lieu le 24 septembre 2018 et a réuni 18 acteurs de l'aménagement francilien. Durant cette réunion, après un exercice introductif sur le futur

⁷ Les classifications ont beaucoup évolué depuis celle proposée par le MEA (2005), les plus récentes à ce jour étant celle du *CICES* (2018). Cependant la classification par grand types de services est restée sensiblement la même au fur et à mesure des révisions de classifications.

de la région vu par les acteurs où nous leur avons demandé d’imaginer un titre d’article de journal en 2050 portant sur la région, nous avons présenté les services écosystémiques selon la catégorie CICES (2018). Nous avons ensuite distribué des *post-it* et avons demandé aux acteurs de voter pour les cinq services prioritaires qu’ils souhaitaient voir étudiés et modélisés en Île-de-France. Par prioritaires, nous entendions ceux dont ils auraient besoin dans leurs actions. Les *post-it* ont ensuite été collectés et les votes comptabilisés. Les services étudiés sont ceux qui ont recueilli le plus de votes. Le deuxième groupe de travail, visant à valider les résultats de la cartographie, a ensuite réuni 16 personnes le 28 mai 2019. Trois réunions complémentaires de consultation sur les résultats ont été tenues entre juillet 2019 et février 2020, et ont chacune réuni une dizaine d’acteurs.

Figure 3 : cadre méthodologique pour l’évaluation intégrée des services écosystémiques dans l’aménagement urbain



Source : adapté de Baptist et al. 2016

2. La cartographie des services écosystémiques – en bref

Cartographier les SE⁸ implique de modéliser l’offre et de la demande de services selon leur variations spatiales. L’offre de SE, c’est-à-dire la capacité des écosystèmes à produire un service, varie spatialement, car elle est influencée par un certain nombre de structures biophysiques telles que les variables climatiques, la topographie, le type d’écosystème et les usages dont il est le support, la nature et l’épaisseur des sols, les conditions hydrologiques, etc. Du côté des sociétés, la demande de SE, c’est-à-dire les attentes et les besoins en matière d’usage direct ou indirect des écosystèmes, varie selon la nature du service, les goûts et les préférences des potentiels bénéficiaires, le nombre de substituts dont ils disposent, mais aussi la distance et l’accessibilité au service.

8. Pour un panorama de l’intérêt et des techniques de cartographie des services écosystémiques se référer à cet ouvrage Burkhard et Maes (Eds), (2017) ou Tardieu (2017).

L'évaluation et la cartographie des SE permettent de localiser les aires de production ou de demande importante, ainsi que leurs évolutions respectives lorsque ces cartes sont disponibles pour plusieurs dates. C'est pourquoi l'évaluation et la cartographie de SE revêtent une utilité particulière dans l'analyse de scénarios de changements (qu'ils soient historiques ou prospectifs), pour apprécier ce qui est, a été ou sera gagné/perdu suite à une décision d'aménagement ou pour l'analyse de projets d'aménagement à grande échelle comme dans le cas de l'Île-de-France. Les incertitudes liées aux modèles de production et de demande de SE restant cependant non-négligeables, ces outils d'évaluation doivent être utilisés dans une perspective exploratoire et prospective plutôt que dans l'optique de réaliser des analyses coûts-avantages précises.

3. Modélisation des services écosystémiques et sources de données

L'ensemble des indicateurs proposés dans la sous-section suivante ont été discutés et débattus lors de différents groupes de discussion de l'expérience pilote IDEFESE (figure 3). Les indicateurs proposés ci-après reflètent donc ce que les acteurs ont souhaité voir représenter pour les différents SE et ont intégré les remarques formulées par ces derniers. La synthèse des indicateurs proposés et des discussions qui ont eu lieu avec les acteurs est présentée en annexe 3.

La modélisation des SE a été, autant que faire se peut, basée sur des modèles et des données disponibles en libre accès, de manière à ce que les exercices de modélisation soient facilement reproductibles dans d'autres territoires ou ultérieurement dans le contexte de l'Île-de-France. Ainsi, la plupart des SE ont été modélisés à partir des outils *InVEST* développés par le *Natural capital project* (Université de Stanford). Deux modules de ce programme de recherche international ont été co-développés en partenariat avec le projet IDEFESE (régulation du climat local à travers le rafraîchissement offert par la végétation et activités récréatives de plein air dans le cadre du développement de l'outil Urban InVEST intégrée dans la version 3.8.7 d'InVEST). Tous les modèles InVEST sont en libre accès (open source) et fonctionnent, dans la grande majorité des cas, à partir de données elles aussi en libre accès. Ces modèles sont développés dans l'objectif d'en faire des outils d'aide à la décision accessibles et répliquables partout dans le monde, y compris lorsque les données spatiales sont de faible qualité.

La modélisation et la cartographie des SE étudiés dans IDEFESE sont présentées dans des fiches pratiques de la sous-section suivante, en mettant l'accent sur :

- les méthodes de modélisation et de cartographie de **l'offre** de services produite par les écosystèmes naturels et semi-naturels, ainsi que sur les bases de données disponibles et les tables à intégrer dans l'outil InVEST selon la typologie d'occupation des sols disponible (annexe 2) ;
- les méthodes ou pistes de méthodes pour évaluer la **demande** et la balance entre offre et demande.

Concernant les données, la plupart d'entre elles sont disponibles sur le site de l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN)⁹. L'ensemble des modèles de SE requièrent en données d'entrée des couches d'occupation du sol tel que le mode d'occupation du sol¹⁰ (MOS) en Île-de-France, PACA ou Normandie, OCS GE¹¹, ou l'occupation du sol OSO¹². Lorsque les régions ou territoires ne disposent pas de données d'occupation du sol haute résolution, il est

9. Pour un panorama des données disponibles en libre accès sur le site de l'IGN consulter ce lien : <https://geoservices.ign.fr/documentation/diffusion/telechargement-donnees-libres.html>.

10. Le mode d'occupation des sols (MOS) est un inventaire numérique de l'occupation des sols en Île-de-France. Sa première édition date de 1982 et il est mis à jour environ tous les 5 ans. Le MOS est basé sur des photos aériennes couvrant l'ensemble du territoire régional, et distingue les zones agricoles, naturelles, forestières et urbaines (logements, infrastructures, équipements, activités économiques, etc.) selon une classification allant jusqu'à 81 postes de légende à l'échelle 1/5000. La carte interactive des différences d'utilisation et d'occupation des sols entre 1982 et 2017 peut être consultée [ici](#).

11. L'occupation du sol à grande échelle vise à couvrir l'ensemble du territoire métropolitain. Ayant une nomenclature proche de celle du MOS, il est à ce jour disponible en Pays de Loire, Occitanie, Normandie, Bourgogne-Franche-Comté.

12. www.theia-land.fr/ceslist/ces-occupation-des-sols/ occupation du sol haute résolution et mise à jour régulièrement.

possible d'avoir recours à CORINE Land Cover¹³ (CLC). La résolution de cette base de données étant plus faible, il faut être attentif à ne pas les utiliser pour un territoire trop petit sinon les erreurs qu'elles généreront en matière d'information sur la production de SE pourraient devenir importantes¹⁴.

4. Fiche par services écosystémiques

La présentation des fiches SE est suivie de l'*encadré 2* présentant l'analyse historique de l'impact de l'aménagement francilien sur la production de SE (de 1982 à 2017) à partir des modèles de SE proposés et des différentes versions de l'évolution de l'occupation des sols issus de l'Institut Paris région du MOS. Ces analyses peuvent être reproduites dans l'ensemble des régions françaises à partir des différentes versions d'occupation du sol et de tables de conversions entre le MOS et les autres types d'occupation du sol (voir d'autres MOS n'ayant pas la même nomenclature que celle retenue en Île-de-France). La plupart des modèles s'appuient sur les outils InVEST contenant un guide d'utilisateur disponible [ici](#). Les modèles InVEST peut être téléchargés [ici](#) Sharp et al., 2020. Ils sont par ailleurs présentés dans un cours en ligne de l'Université de Stanford [ici](#).

Les fiches présentées ci-dessous ne concernent que les services sélectionnés par les acteurs dans le cadre d'IDEFESE, mais d'autres services auraient pu être présentés. Les [rapports de la phase 1 du programme Efese](#) pour les milieux agricoles, les forêts, les milieux aquatiques et les écosystèmes urbains, voire les écosystèmes de montagne et les milieux marins et littoraux, peuvent également être intéressants selon les contextes territoriaux. On pense ici, notamment à la régulation de la qualité de l'air et à la régulation des nuisances sonores, qui sont deux SE mis en avant par le GT « écosystèmes urbains » d'Efese et qui n'ont pas été sélectionnées dans IDEFESE.

¹³. CORINE Land Cover (CLC) est un inventaire biophysique de l'occupation des sols et de son évolution selon une nomenclature en 44 postes de légende. Cet inventaire est produit par interprétation visuelle d'images satellite. L'échelle de production est le 1/100 000. CLC permet de cartographier des unités homogènes d'occupation des sols d'une surface minimale de 25 hectares (ha). Cette base de données a été initiée en 1985. Les millésimes 1990, 2000, 2006, 2012 et 2018 ont été réalisés.

¹⁴. À titre d'exemple, la couche CLC a pu être utilisée pour travailler à l'échelle de la communauté urbaine de Bordeaux, mais elle n'aurait pas été suffisamment précise pour décrire les SE à l'échelle de la ville de Bordeaux à proprement parler voir Cabral et al., 2016.

BIENS AGRICOLES

Offre du service :

– Potentiel agricole (utilisé dans IDEFESE)

Il est possible d'utiliser, comme dans Cabral et al., 2016, la surface agricole comme approximation du potentiel agricole notamment dans le cas de manque de données sur les rendements des cultures présentes sur le territoire et/ou sur les pratiques culturales en place. Cela permet d'analyser l'évolution du potentiel agricole en termes de surfaces et de suivre l'impact de l'artificialisation sur la consommation de ces espaces. L'indicateur proposé pour la cartographie est la part de la surface agricole couvrant la municipalité (de surface agricole/surface commune). Ceci permet d'éviter, comparativement à l'évolution pure des surfaces agricoles, l'interprétation de grandes évolutions lorsque de très petites surfaces ont augmenté de manière significative. Pour des analyses au niveau de la région, la part de la surface agricole relativement à la surface de la région peut être utilisée. Cet indicateur a pour intérêt de pouvoir donner lieu à un suivi temporel concernant l'évolution du pourcentage de surface de la région dédié à l'agriculture, quelles que soient l'évolution des pratiques en place.

– Production par type de pratiques culturales

Idéalement, si les données de cultures et de pratiques culturales sont accessibles, une possibilité est d'affecter les rendements moyens aux surfaces agricoles (issus par exemple des rapports [Agreste](#) de la région ou du recensement agricole). Cependant, si l'analyse cherche à caractériser l'évolution historique de ce service, il faut pouvoir disposer des surfaces pour chaque type de cultures et chaque type de pratiques pour chacune des dates analysées. Si c'est le cas, alors il est possible d'avoir des indicateurs beaucoup plus fins concernant le service de production agricole. En effet, il devient possible d'avoir un indicateur de production en volume par culture (en tonne) et un autre en valeur qui agrège l'ensemble des cultures (en euros). Par ailleurs, il devient aussi possible de renseigner des indicateurs de conversion qui seraient mesurés en quantité de surfaces passées de l'agriculture « intensive et monospécifique » à une agriculture qualitative privilégiant la rotation et la diversification culturale (biologique ou agro-foresterie notamment). Cet indicateur permettrait de renseigner les co-bénéfices générés par les pratiques agricoles vis-à-vis d'autres SE tels que la pollinisation, les services récréatifs ou le patrimoine naturel.

Demande du service :

– Taux de couverture en besoin alimentaire à l'échelle d'une région

L'indicateur qui est ressorti suite aux réunions avec les acteurs d'IDEFESE est le taux de couverture en besoin alimentaire fourni par les terres agricoles de la région, en partant des niveaux de consommation du territoire concerné. Toute la difficulté est cependant de définir un périmètre qui ait du sens. Par ailleurs certains aliments ne peuvent pas être produits localement, ou de manière très inefficace, ce qui amène à devoir interpréter cet indicateur avec précaution.

Données sources :

- occupation du sol en couche vecteur (exemple [CLC](#), [OCS GE](#) ou [MOS](#)) ;
- délimitations administratives des communes ([BD GEOFLA®](#)) ;
- registre parcellaire graphique si l'on cherche à calculer des rendements agricoles (disponibles sur le [portail de l'IGN](#)) ;
- données de consommation alimentaire des ménages (enquêtes Insee sur la consommation des ménages).

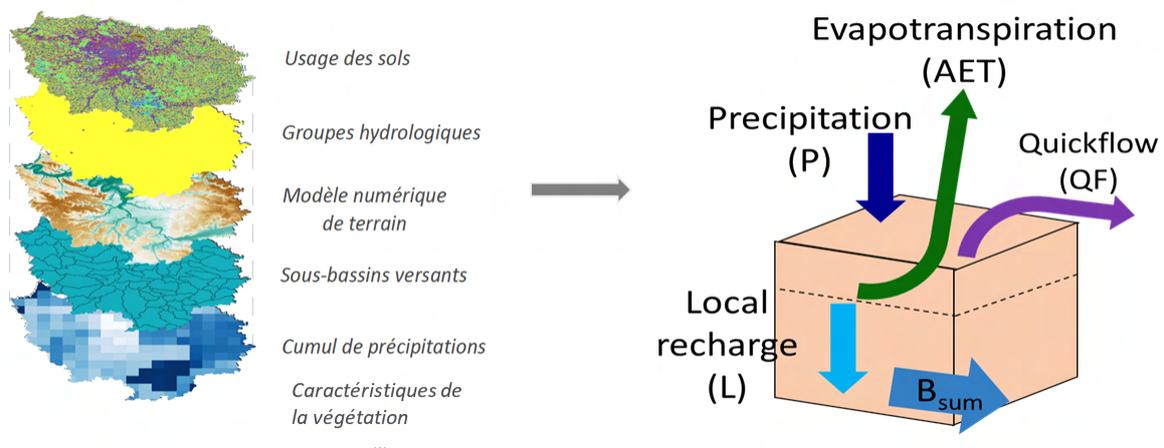
EAU POTABLE OU DESTINÉE AUX USAGES AGRICOLES ET D'ÉNERGIE

En s'écoulant le long d'un bassin versant, les eaux pluviales peuvent subir différents processus, incluant l'évaporation simple, l'évapotranspiration par la végétation (cultures, milieux naturels, jardins...), le ruissellement jusqu'aux cours d'eau (favorisé par l'imperméabilisation des sols), et enfin l'infiltration jusqu'aux nappes phréatiques. L'allocation de ces flux, qui peut être simplifiée par un bilan hydrique, est fonction de la nature du milieu et de la topographie ; elle détermine la recharge en eau des nappes exploitées par l'homme (utilisées par exemple pour l'irrigation des cultures).

Offre du service :

Le modèle InVEST « Seasonal Water Yield » (SWY) calcule la recharge locale (ou la contribution potentielle au débit de base) à partir d'un bilan hydrique à l'échelle d'un pixel. Pour chaque pixel d'un territoire, l'eau des précipitations (P) qui n'est pas évapotranspirée par la végétation (AET) et ne contribue pas au ruissellement de surface (QF), s'infiltrera dans le sol et contribuera à la recharge locale des nappes phréatiques (L) (figure 4). Une fois le modèle InVEST implémenté, l'indicateur utilisé pour représenter l'offre de service est « L » donnée en mm. La conversion en m^3 est obtenue en multipliant la valeur par l'aire du pixel $\times 10^{-3}$. Les valeurs des pixels peuvent être agrégées par sous-bassin versant, échelle qui semble la plus pertinente pour la représentation des services liés aux fonctions hydrologiques. L'indicateur final est un nombre de m^3 qui contribue à l'alimentation de la nappe phréatique, par sous-bassin versant.

Figure 4 : bilan hydrique au pixel pour le calcul de la recharge locale au pixel



Source : auteurs, adapté de Sharp et al., 2020

Demande du service :

Un indicateur agrégé peut être estimé pour évaluer la demande par grands types d'usages (eau potable, agricole, ou industriel), par exemple à partir des données de [la Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau](#). Pour la cartographie des usages, il est possible de s'appuyer sur l'évolution de la population et la consommation individuelle par usagers d'eau potable, sur les surfaces irriguées pour l'agriculture et les volumes d'eau prélevés qui y sont associées, et sur les données de prélèvements d'eau à finalités industrielles. Un taux de couverture en eau pour différents groupes d'usagers (ménages, exploitations agricoles, industries) peut ainsi être calculé à partir des données d'offre et de demande à l'échelle des bassins versants. Cet indicateur gagnerait à être affiné en conduisant des analyses hydrogéologiques plus poussées, afin d'évaluer la demande issue de chaque point de captage.

EAU POTABLE OU DESTINÉE AUX USAGES AGRICOLES ET D'ÉNERGIE (suite)

Données sources :

- un raster d'occupation des sols (exemple MOS, CLC ou OCS GE) ;
- une couche vecteur de sous-bassins versants (*data.eaufrance.fr*) ;
- valeurs de précipitations cumulées mensuelles moyennées sur la période étudiée (à remplir dans les tables fournies par InVEST, tirées de CNRM, 2018) ;
- curve number (CN) : à partir de valeurs tabulées pour chaque usage de sol selon les quatre groupes de sols hydrologiques (NRCS, 2007). En milieu urbain non imperméabilisé, ces valeurs ont été calibrées à l'aide des taux d'imperméabilisation p_{imp} (IAU, 2018) moyennés au sein de chaque poste MOS concerné (14-17, 26, 78, 81) ;
- valeurs d'évapotranspiration mensuelles de référence (ET0) – (tirées d'ALADIN, Météo-France) ;
- un facteur de culture mensuel (Kc) – (tiré de Allen et al., 1998, ou recalculé selon le Leaf area Index - Faure, 2018) ;
- un modèle numérique de terrain (BD alti© de l'IGN) ;
- des groupes d'hydrologie du sol (HSG) – (tirés de De Boer, 2016) ;
- prélèvements d'eau par bassin versant pour trois grands types d'utilisateurs (agriculture, industrie, ménage) – (voir données produites par les six agences de l'eau).

PROTECTION CONTRE LES CRUES

En plus de la recharge des nappes phréatiques, la rétention d'eau par la végétation contribue à réduire les risques d'inondation en diminuant la quantité de ruissellement lors d'épisodes de fortes pluies (assimilé à des épisodes d'orage) – *Stürck et al., 2014*.

Offre du service :

Le programme InVEST « urban flood risk mitigation » calcule la rétention d'eau par la végétation, exprimée en fonction de l'importance de l'épisode pluvieux et du volume total retenu. Ce modèle fonctionne de manière similaire au modèle d'approvisionnement en eau (SWY). Il dépend des groupes hydrologiques des sols (et donc de leurs capacités d'absorption), de la topographie, des caractéristiques de la végétation et de l'occupation/usage du sol. Le modèle urban flood risk se différencie du modèle SWY par le pas de temps : un évènement orageux, défini par l'utilisateur par la hauteur de pluie (équivalent au volume), alors que le modèle SWY a un pas de temps mensuel. Pour l'application en Île de France, la hauteur de pluie est choisie à 30 mm, ce qui correspond à une tempête décennale. Le modèle calcule la rétention des eaux pluviales en m³ par sous-bassin versant. Les détails des équations et données d'entrées sont disponibles dans le manuel InVEST 3.8, *Sharp et al., 2020* et dans le fichier *annexe du rapport IDEFESE*.

Demande du services :

Dans une version simple, il est possible de dénombrer la population qui vit dans une zone potentiellement concernée par des phénomènes d'inondation. Il est également possible d'avoir une estimation des dommages potentiels causés par une inondation dans chaque sous-bassin versant à partir d'une fonction de dommages. Celle-ci peut être créée via le modèle DMS (Damage Scanner model) qui a été développé à l'origine pour les Pays-Bas, *Bubeck et al., 2011*. Ces dommages sont calibrés à partir d'une carte des risques d'inondations (selon l'occupation du sol notamment) – (*Efese, 2017*). Cependant, le modèle InVEST ne calcule pas les surfaces inondées. Celles-ci devront donc être obtenues par des données existantes ou l'application d'un modèle hydraulique urbain.

Données sources :

- un raster d'occupation des sols (exemple MOS, CLC ou OCS GE) ;
- une couche vecteur de sous-bassins versants (*data.eaufrance.fr*) ;
- valeurs de précipitations cumulées mensuelles moyennées sur la période étudiée (dans les tables fournies, *tirées de CNRM, 2018*) ;
- curve number (CN) : repris de valeurs tabulées pour chaque usage de sol selon les quatre groupes de sols hydrologiques (*NRCS, 2007*). En milieu urbain non imperméabilisé, ces valeurs ont été calibrées à l'aide des taux d'imperméabilisation p_{imp} (IAU, 2018) moyennés au sein de chaque poste MOS concerné (14-17, 26, 78, 81) ;
- valeurs d'évapotranspiration mensuelles de référence (ET0) – (*tirées d'ALADIN, Météo-France*) ;
- un facteur de culture mensuel (Kc) – (*tiré de Allen et al., 1998*, ou recalculé selon le *Leaf area index - Faure, 2018*) ;
- un modèle numérique de terrain (*BD alti©* de l'IGN) ;
- des groupes d'hydrologie du sol (HSG) – (*tirés de De Boer, 2016*) ;
- carte des zones inondables et des populations habitants dans ces dernières (www.georisques.gouv.fr/cartes-interactives#/).

RÉGULATION DU CLIMAT GLOBAL

La quantification du service de régulation du climat global par les écosystèmes passe le plus souvent par des mesures de la séquestration du carbone dans différents puits de la biosphère, de la lithosphère et de l'hydrosphère. Elle est réalisée via la mesure ou l'estimation des différents flux de carbone entre l'atmosphère et puits, mais requiert un équipement important (c'est-à-dire : tour à flux). Une méthode de substitution consiste à mesurer la différence des stocks de carbone présents dans un écosystème entre deux dates, c'est-à-dire l'évolution du stockage de carbone. C'est avec cette seconde méthode que le modèle InVEST fonctionne. Les détails des équations et données d'entrées sont disponibles dans le manuel InVEST 3.8, *Sharp et al., 2020* et dans le fichier *annexe du rapport IDEFESE*.

Offre du service :

Le modèle InVEST *Sharp et al., 2020*, « Carbon Storage and Sequestration » (stockage et séquestration du carbone), utilise une base de données sur l'utilisation et l'occupation des sols, ainsi qu'une matrice de données qui compile les stocks des quatre principaux réservoirs de carbone : le sol, la matière organique morte sur le sol, la biomasse dans le sol et la biomasse en surface (*figure 5*). Il agrège la quantité de carbone stockée dans ces réservoirs en fonction de la carte d'occupation du sol fournie par l'utilisateur. Dans la table biophysique d'InVEST, nous renseignons la quantité de carbone stockée par hectare en tonnes de carbone par hectare et par type d'écosystème (tC/ha). Sur les quatre réservoirs de carbone pouvant être renseignés dans InVEST, seule la matière organique morte sur le sol n'est pas prise en compte.

Figure 5 : réservoirs de carbone considérés dans InVEST



Note : nous ne considérons pas la matière organique morte dans IDEFESE.

Source : auteurs

Demande du service :

Pour ce service nous considérons que la demande est relative aux stratégies nationales (par exemple, SNBC pour la France) et internationales de neutralité carbone. Un bilan carbone peut-être réalisé à l'échelle de la région pour mesurer à quel point les écosystèmes contribuent à cet objectif de neutralité en augmentant ou réduisant le bilan national. Ce calcul peut évidemment être pondéré à l'aune de la population ou de la croissance économique du territoire.

Données sources :

- carbone organique du sol (c_soil) : données GisSol (*Martin et al., 2013*) en utilisant la médiane des valeurs de carbone issues des données du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) qui sont obtenues à partir de prélèvements d'échantillons dans le sol sur 0-30 cm. *Pouyat et al., 2006* et *Robert (2016)* pour les postes non renseignés dans GisSol ;
- carbone dans la biomasse aérienne : tirées de *Cruickshank et al., 2000* ;
- carbone dans la biomasse souterraine : tirées de *Cruickshank et al., 2000* ;
- aire d'intérêt pour l'agrégation : données communales (BD GEOFLA®) ;
- niveau d'émissions de CO₂ émis à l'échelle de la région.

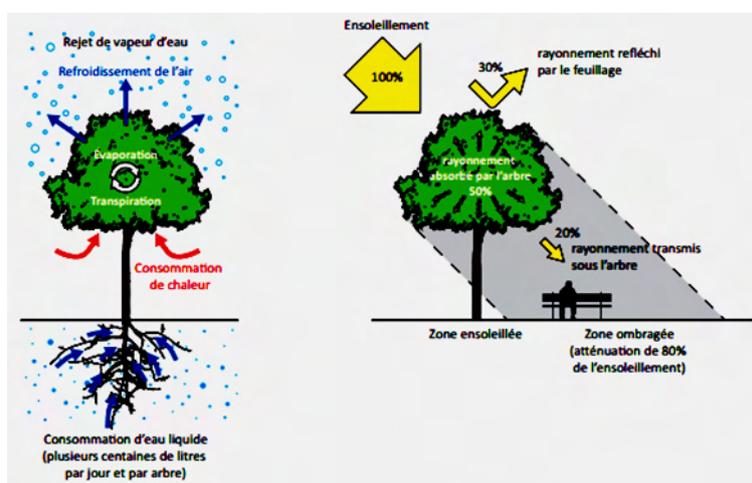
RÉGULATION DU CLIMAT LOCAL

La végétation affecte les propriétés aérodynamiques, radiatives, hydriques et thermiques de l'environnement urbain. Elle est souvent mise en avant comme un moyen d'atténuation de l'intensité des îlots de chaleur urbains et de l'inconfort thermique des citoyens. En termes de mécanismes physiques, deux effets majeurs produisent ce rafraîchissement :

- premièrement, les espaces verts humidifient localement l'atmosphère de la ville, créant ainsi un effet d'oasis, Oke, 1987. Pendant la journée, l'évaporation du sol et l'évapotranspiration des plantes limitent le réchauffement de l'air ambiant et le stockage de la chaleur dans les infrastructures minérales. Ainsi, l'énergie emmagasinée dans l'infrastructure urbaine - le principal mécanisme conduisant à l'îlot de chaleur urbain nocturne - est réduite ;
- deuxièmement, la présence d'arbres a un effet important sur le bilan radiatif diurne. La couverture végétale intercepte le rayonnement solaire, fournissant de l'ombre sur les routes et les façades, ce qui limite le réchauffement des surfaces, Oke, 1987. Elle modifie également le flux d'air près de la surface.

Le rafraîchissement se produit à plusieurs échelles, APUR, 2020. À l'échelle de l'arbre, l'effet d'ombrage peut réduire la température de l'air sous la canopée végétale, Shashua-Bar & Hoffman, 2000 – (figure 6). Les arbres dans les rues peuvent aussi indirectement améliorer le confort des piétons en évitant le recours à la climatisation des bâtiments, évitant ainsi un rejet de chaleur supplémentaire dans la rue, Ca et al., 1998. Les toits et murs végétalisés peuvent également modifier le bilan thermique et énergétique des bâtiments. En absorbant le rayonnement solaire pour sa croissance et ses fonctions biologiques, la végétation agit comme un écran solaire et permet de limiter les variations saisonnières de température - sans toutefois atteindre l'efficacité d'une couche de matériau isolant (Eumorfopoulou et Kontoleon, 2009). À plus grande échelle, de nombreuses campagnes de mesure ont mis en évidence l'effet d'oasis des parcs urbains en enregistrant des températures de l'air plus fraîches dans les parcs que dans les quartiers environnants ou le reste de la ville, avec des différences pouvant atteindre 3–4 °C (Ca et al., 1998 ; Jauregui, 1990 ; Eliasson, 1996 ; Spronken-Smith et Oke, 1998 ; Potchter et al., 2006).

Figure 6 : effet rafraîchissant produit par la végétation



Source : De Munck et al., 2018

Offre du service :

Le Modèle InVEST de rafraîchissement, *Urban Cooling* a été développé sur la base de la revue de la littérature scientifique des services écosystémiques et de la météorologie urbaine. Cette revue a permis d'identifier trois principaux facteurs influençant la température locale de l'air en milieu urbain : l'ombre, l'évapotranspiration, et l'effet d'albédo. Le modèle calcule donc le rafraîchissement « local » en fonction de ces trois paramètres. Par ailleurs, la densité du bâti joue un rôle important pour les températures nocturnes. Le modèle calcule donc la température nocturne « locale », pour chaque pixel selon l'intensité maximal de l'îlot de chaleur urbain et la température de référence (établie en milieu rural).

RÉGULATION DU CLIMAT LOCAL (SUITE)

Le modèle représente également l'effet spatialisé du rafraîchissement généré par les grands parcs, Zardo *et al.*, 2017 and McDonald *et al.*, 2016. Cet effet décroît de façon exponentielle avec la distance à la frontière du parc. Sur chaque pixel, le modèle calcule un facteur de réduction de température HM (heat mitigation) en fonction de l'effet cumulé de rafraîchissement local (CC) et des parcs. Enfin, le modèle représente les effets de mélange par advection (vent horizontal) par un algorithme de moyenne glissante appliqué sur le champ de température « locale ». Le modèle permet aussi de calculer l'effet rafraîchissant nocturne, en calculant le CC en fonction de la densité des bâtiments pour une classification donnée de l'occupation des sols, et en saisissant la dimension verticale des infrastructures construites. L'intensité des bâtiments est un indicateur important de la température nocturne, car la chaleur stockée pendant la journée est libérée par les bâtiments pendant la nuit. Les détails des équations et données d'entrées sont disponibles dans le manuel InVEST 3.8, Sharp *et al.*, 2020 et dans le fichier *annexe du rapport IDEFESE*. L'indicateur final dans InVEST est une différence de température (en degré Celsius) générée par l'effet rafraîchissant de la végétation. Il se calcule à partir des sorties d'InVEST en calculant la différence entre l'ilôt de chaleur (UHI_{max}) et l'anomalie de température (tmp). Pour plus d'information sur le fonctionnement du modèle et sa calibration se référer au [rapport complet](#) rendu à l'Ademe, Hamel *et al.*, 2020.

Demande du service :

Demande en termes de santé publique : un indicateur simplifié peut-être proposé indiquant la localisation des personnes « vulnérables » sur la base de la densité de personnes âgées ou très jeunes. Cette information peut être mise en perspective avec l'information sur la distribution spatiale et l'intensité du service de rafraîchissement.

Demande en termes de confort thermique pour l'ensemble des individus : quelques références en climatologie mesurent le confort thermique ressenti par les individus et le comparent aux observations réelles de températures pour déterminer quelle variable influence le confort. Cependant ces études sont encore trop peu poussées, la définition du confort thermique encore floue, de Freitas *et al.*, 2005 et n'intègrent pas de caractéristiques socio-économiques. Lemonsu *et al.*, 2019 par exemple, caractérisent la différence entre le confort ressenti et la température mesurée à différentes saisons sur différents points de la ville (sites de mesure) et des questionnaires effectués auprès de personnes dans la rue sur ces mêmes sites. Leur résultat, confirmant d'autres travaux du même type, montrent une forte sensibilité aux variables microclimatiques provoquant de l'inconfort thermique en hiver, mais pas en été. Des études supplémentaires seraient donc nécessaires pour caractériser une demande en termes de rafraîchissement pour un confort thermique selon (i) la saison et la température (la demande de rafraîchissement n'est probablement pas présente en hiver) et (ii) suivant les caractéristiques socio-économiques (exemple : âge, genre etc.) qui sont susceptibles d'influencer fortement les préférences des individus.

Données sources :

- un raster d'occupation des sols (par exemple MOS, CLC ou OCS GE) ;
- référence sur l'évapotranspiration : extraite du modèle ALADIN, CNRM (à réadapter selon la région) ;
- aire d'intérêt : couche de contours IRIS (data.gouv.fr) ou de Communes ([BD GEOFLA®](#)) ;
- facteur d'ombrage entre 0 et 1, Sharp *et al.*, 2020 ;
- crop coefficient, définissant l'évapotranspiration réelle (Kc) ;
- valeur d'albédo entre 0 and 1. Valeur d'albedo pour les espaces de nature 1 signifiant que ce type d'occupation du sol est un espace vert, Steward & Oke 2012 ; Lavigne *et al.*, 1994 ; APUR 2017 ;
- d : distance (m) maximale de l'effet des larges parcs (> 2 ha). Mis par défaut à 100 m dans le modèle Invest ;
- température rural de référence (Tref) : 1^{er} quantile des valeurs du projet MUSCADE conduit en Île-de-France (journée : 36,02 °C ; nuit : 20,72 °C) à réadapter selon la localisation ;
- UHI_{max} : intensité maximal de l'ilôt de chaleur urbain, 99^e – 1^{er} quantile des valeurs MUSCADE (journée : 2,05 °C ; nuit : 4,66 °C) à réadapter selon la localisation ;
- air température maximum blending distance (rmix) : rayon utilisé dans l'algorithme de moyenne glissante pour corriger les températures. Mis par défaut à 500 m dans le logiciel InVEST ;
- données Insee sur la démographie à l'échelle de l'IRIS (pour les ménages avec enfants en bas âges et les personnes âgées) ou sur d'autres données plus précises localisant les personnes vulnérables.

RÉGULATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Le modèle InVEST se concentre sur deux types de polluants et n'est donc pas exhaustif sur l'ensemble des polluants menaçant les masses d'eau (exemple : polluants synthétiques et non synthétiques). Les quantités d'azote (N) et de phosphore (P) issues de sources anthropiques excèdent largement les quantités déposées naturellement dans les écosystèmes ; dans les milieux terrestres, ces pollutions sont principalement dues à l'activité agricole (effluents d'élevage, amendement des terres), et menacent la qualité des eaux continentales. En supposant un transit du plateau vers le fond de vallée, et en l'absence de drainage, les modalités du transport varient selon le nutriment :

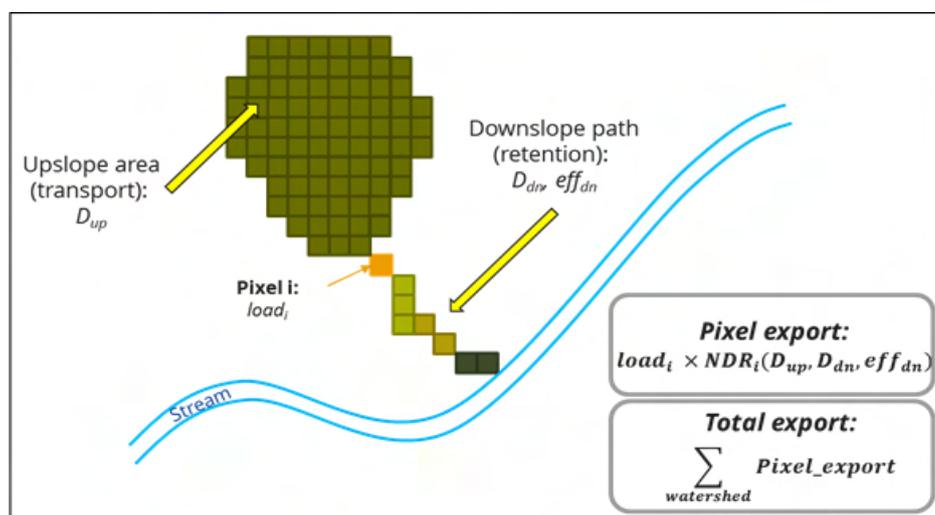
- N est essentiellement transporté sous forme d'ions nitrate, qui sont lessivés, puis qui transitent majoritairement en subsurface le long de la pente jusqu'au fond de vallée ;
- P est surtout transporté en surface sous sa forme phosphatée en lien avec les sédiments, qui peuvent être freinés par la végétation le long de la pente.

Les milieux naturels et notamment les zones humides de fond de vallée, en ralentissant le flux des nutriments avant leur rejet dans les cours d'eau, permettent d'en éliminer une grande partie - par stockage dans le sol (sédimentation), par pompage par la végétation (de manière saisonnière), et surtout par transformation de N en gaz inerte (dénitrification). En retenant ainsi les nutriments, les milieux naturels jouent un rôle majeur dans la dépollution des eaux continentales.

Offre du service :

Le modèle InVEST de rétention des nutriments, ou « Nutrient Delivery Ratio (NDR) », vise à estimer les quantités d'azote (N) et de phosphore (P) retenues annuellement en amont du réseau hydrographique après un dépôt diffus (figure 7). Le transport des nutriments par l'eau est représenté par un flux de surface (lié au transport des sédiments), et un flux de subsurface (sous forme dissoute). Les processus biogéochimiques à l'origine de la rétention des nutriments (dénitrification, pompage par la végétation, etc.) ne sont pas explicités, mais sont simplifiés par des bilans de matière ; ils sont supposés constants pendant l'année, de même que les dépôts. Le modèle calcule ainsi la quantité annuelle moyenne de nutriments exportés selon les charges contenues par classe d'occupation du sol ($Load_i$), le chemin d'écoulement en amont et en aval, et la capacité maximale que peut retenir un écosystème (eff). Le « taux de libération de nutriments » (NDR) traduit la proportion de nutriments pouvant être exportée vers l'aval d'un pixel, à partir des nutriments qu'il reçoit de l'amont. Ainsi, son calcul tient compte à la fois de la tendance du milieu à retenir les nutriments et du gradient topographique à l'origine de leur écoulement. Le modèle donne en résultat final l'export total (export) de nutriment qui se diffuse dans le sous bassin versant.

Figure 7 : représentation schématique du fonctionnement du modèle InVEST NDR



Source : Sharp et al., 2020

RÉGULATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU (SUITE)

Afin d'interpréter les conversions de surfaces agricoles en termes de SE, nous avons choisi, avec les acteurs, d'utiliser comme indicateur non pas la sortie du modèle InVEST (export en nutriment, qui dépend des charges appliquées sur le territoire), mais la capacité des écosystèmes à retenir des nutriments à charge constante. Nous fixons donc une année pour les charges et proposons un calcul à partir des résultats intermédiaires du modèle :

$$\text{Capacité de rétention}_i = 1 - \frac{\text{Exports}_i}{\text{Loads}_i} \times \text{Loads}_j$$

La capacité de rétention de l'année i est donc calculée à partir de la part retenue par rapport à une année fixe j . L'indicateur final est une capacité de rétention des écosystèmes évalués en kg/ha/an, qui va évoluer en fonction de l'évolution de l'occupation et de l'usage des sols.

Demande du service :

Un premier indicateur de demande est l'évolution de la charge en nutriment utilisée notamment par les agriculteurs, car elle représente le besoin que ces derniers ont en matière de filtration de leurs émissions. Le total des exports produit par InVEST représente ensuite la balance entre l'offre (la rétention effective) et la demande (la quantité émise). Cette balance peut être comparée aux états des masses d'eau et aux objectifs d'atteinte du bon état qualitatif mentionnés par <https://ades.eaufrance.fr/> ou au regard des seuils indiqués dans la directive cadre sur l'eau (DCE). Les bassins versants dont les niveaux de pollution des masses d'eau sont au-delà ou proches des seuils de la DCE devront donner lieu à une attention particulière.

Données sources :

- un raster d'occupation des sols (par exemple MOS, CLC ou OCS GE) ;
- une couche vecteur de sous-bassins versants (data.eaufrance.fr) ;
- valeurs de précipitations cumulées mensuelles moyennées sur la période étudiée (dans les tables fournies : tirées de ALADIN CNRM, 2018) ;
- valeurs d'évapotranspiration mensuelles de référence (ET0) – (tirées d'ALADIN, Météo-France) ;
- un facteur de culture mensuel (Kc) – (tiré de Allen et al., 1998 ou recalculé selon le Leaf area index - Faure, 2018) ;
- un modèle numérique de terrain (BD alti© de l'IGN) ;
- des groupes d'hydrologie du sol (HSG) (tirés de De Boer, 2016) ;
- paramètres généraux (α , β , *threshold accumulation flow*) : $\alpha=0,08$, $\beta=1$, le « Threshold accumulation flow » est pris égal à 1 000, définit le nombre de pixels amont devant « s'écouler » dans un pixel pour qu'il soit intégré à un cours d'eau, selon Sharp et al., 2020 ;
- charge en nutriments (load_surf) : selon Sharp et al., 2020, Hijmans et al., 2005, adaptée à l'Île-de-France ;
- efficacité maximale de rétention (eff) : selon Zhang et al., 2009, adaptée à l'Île-de-France ;
- longueur critique de rétention (crit_len) : par défaut, prise égale à 20 m (taille d'un pixel sur la carte d'usage de sols) Sharp et al., 2020. Pour les forêts et prairies riveraines, à fort rôle dans la rétention des nutriments, une valeur spécifique de *crit_len* a été recalculée à partir des valeurs d'efficacité maximale de rétention Zhang et al., 2009 ;
- proportion de flux en subsurface (proportion_subsurface) : pris égal à 95 % pour N, Tournebize, 2018 et 10 % pour P, Nemery et Garnier, 2003 ;
- facteur K de Borselli : par défaut, pris égal à 1 Sharp et al., 2020 ;
- efficacités maximales de rétention en subsurface, longueur critique de rétention en subsurface : par défaut, prises respectivement égales à 0,5 et à 20 m, pour les deux nutriments et sur toute la carte ;
- données de la directive cadre sur l'eau concernant les seuils maximum de nitrate et de phosphate pour qualifier le bon état des masses d'eau de surfaces et souterraines.

SERVICE DE RÉCRÉATION

Les espaces de nature en ville offrent aux citoyens l'opportunité d'exercer des activités récréatives de plein air (exemple marche, sport, pique-nique, etc.), bénéfiques pour leur santé mentale et physique. Les forêts péri-urbaines et les parcs urbains sont autant d'espaces offrant des services récréatifs. La reconnaissance accrue de ces bénéfices a conduit les instances internationales, européennes et nationales à promouvoir un accès minimum à ces espaces comme par exemple l'OMS et *Natural England* qui préconise un accès d'au moins 2 hectares à moins de 300 mètres pour chaque habitant, ou l'*European Common Indicator* qui préconise un accès d'au moins 0,5 hectare. Le SDRIF propose un accès d'au moins 10 m² par personne à l'horizon 2030 pour l'ensemble du territoire d'Île de France.

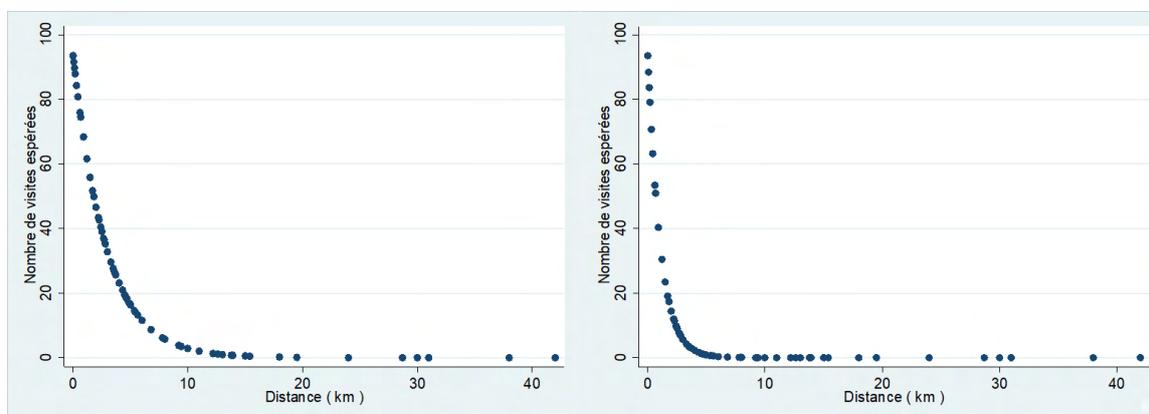
Offre du service :

Après discussion avec les acteurs et la proposition de nombreux indicateurs, le consensus s'est porté sur un indicateur représentant la proportion d'espaces de nature publics [postes 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 11, 12, 13 du MOS] disponible par personne dans un rayon de 300 mètres autour de chaque habitation. Lorsque la proportion est multipliée par l'aire du cercle de 300 mètres autour de chaque habitation, elle donne un nombre de m² disponible par personne dans la localisation (pixel ou bâti). Cet indicateur, contrairement à un indicateur d'accessibilité (par exemple, nombre d'espaces verts disponibles à moins de 300 mètres), nous permet de limiter l'interprétation positive des effets de mitage lorsque de nouvelles habitations sont construites au sein des espaces de nature. Le nouveau module Urban InVEST, présenté en *annexe 4.2*, est construit dans la même philosophie.

Demande du service :

Nous avons pu observer, dans une étude d'expérience de choix effectuée en Île-de-France, que les usages des espaces de nature diffèrent fortement selon le type d'espace concerné, ses aménagements, et le type de populations (*annexe 4.1*). Les individus n'ont ainsi pas le même consentement à se déplacer selon leur âge et leur localisation et ne recherchent *a priori* pas les mêmes types d'espace naturels ou semi-naturels. Plus d'informations sur les usages de la nature en ville seront donc nécessaires pour donner un indicateur de demande en nombre de visites espérées et en distances effectuées par les individus selon leurs caractéristiques. En Île-de-France, nous avons pu modéliser et cartographier cette demande à partir des données d'enquêtes sur le nombre de visites effectuées dans l'année précédant l'enquête dans le parc le plus visité par les répondants (*annexe 4.2*) et un modèle statistique de comptage nous indiquant l'effet de la distance sur les visites. Nous avons testé le calcul de cette demande avec une calibration pour deux sous-groupes d'âge (> 60 ans et < 60 ans) dans le module Urban InVEST, Liu et al., soumis (figure 8).

Figure 8 : illustration de l'effet de la distance sur le nombre de visites espérées dans les espaces de nature en ville



Note : pour les moins de 60 ans à gauche et plus de 60 ans à droite (basée sur l'enquête réalisée en Île-de-France et un modèle de Poisson).

Source : Liu et al., soumis

SERVICE DE RÉCRÉATION (SUITE)

Si ces données d'usage ne sont pas disponibles, une première estimation de la demande peut être réalisée à partir de certains objectifs de politiques publiques (*voir annexe 4.2.* pour l'exemple en Île-de-France). Par exemple si l'objectif est d'offrir, comme dans le SDRIF 10 m² d'espaces de nature en ville par habitant, on peut évaluer la balance entre l'offre et cet objectif (positive ou négative). Ici la demande n'est pas une demande d'utilisateur, mais une demande politique.

Données sources :

- occupation du sol (MOS, CLC ou OCS-GE) en raster ou en données vectorielles ;
- données de population par IRIS ou données de densité de population (données de recensement Insee, contours IRIS, données de référentiel de densités des formes urbaines comme dans IAU, 1995) ;
- données socio-économiques par IRIS pour identifier des sous-groupes d'utilisateurs parmi la population (par exemple, personnes âgées, jeunes, etc.) ;
- données d'enquêtes de terrain ayant permis d'explicitier les préférences en matière d'activités récréatives de nature.

PATRIMOINE NATUREL

Dallimer et al., 2012 ont démontré une relation positive entre le bien-être des populations et la richesse de la biodiversité que les utilisateurs d'espaces de nature urbains ou péri-urbains perçoivent comme étant présents. Nous traitons la biodiversité, renommée comme service de conservation du patrimoine naturel par les acteurs, comme un service culturel et la mesurons à travers la probabilité qu'un type d'occupation du sol soit approprié pour la présence d'espèces qui ont été recensées dans une région donnée. Les habitants de la région ont ainsi la possibilité d'observer la biodiversité si ces types d'occupation du sol sont préservés ou restaurés.

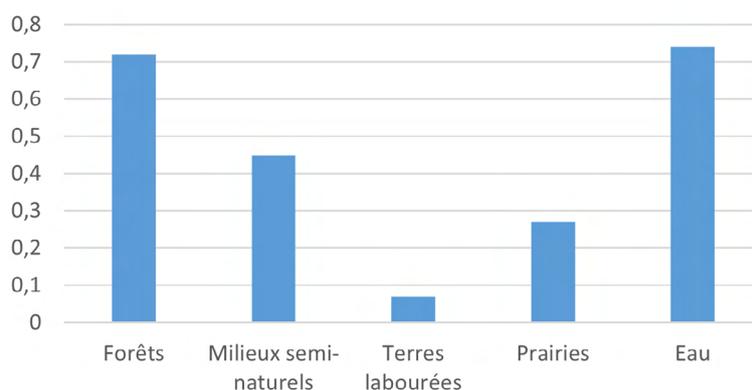
Offre du service :

Nous avons approximé la richesse du patrimoine naturel par la qualité des habitats et leur probabilité d'appartenir à une zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) considérée comme fournissant les conditions favorables à la survie et à la reproduction des espèces. La ZNIEFF est déclarée comme telle à partir d'inventaires naturalistes recensant les espaces naturels remarquables dans les différentes régions métropolitaines ainsi que les départements d'outre-mer. La désignation d'une ZNIEFF repose sur la présence d'espèces ou d'associations d'espèces à fort intérêt patrimonial. La présence d'au moins une population d'une espèce déterminante permet de définir une ZNIEFF. Le classement des ZNIEFF, lancé depuis 1982 par le ministère de la Transition écologique, est révisé périodiquement. C'est parce qu'elles reposent sur des inventaires naturalistes que les acteurs impliqués dans IDEFSE ont suggéré de se concentrer sur celles-ci plutôt que sur l'ensemble des zones naturelles protégées (exemple Natura 2000, Parcs naturels, etc.).

Nous calculons la part des types d'occupations du sol contenus dans les ZNIEFF sur la région et estimons la probabilité qu'un type d'habitat naturel soit classé en ZNIEFF. La région Île-de-France détient par exemple 723 sites ZNIEFF (630 de type I, et 93 de type II), couvrant 20,2 % du territoire. Les masses d'eau, les forêts, milieux semi-naturels et les prairies sont les types d'occupations du sol ayant les plus grandes probabilités d'être classées en ZNIEFF (figure 9). Nous afférons ensuite ces probabilités aux différents types d'occupation du sol concernés dans les versions d'occupation du sol que nous souhaitons étudier. L'indicateur final est donc l'évolution des habitats favorables à biodiversité après pondération par les probabilités des occupations du sol à être classés en ZNIEFF.

Figure 9 : probabilité par type d'occupation du sol d'être classée en ZNIEFF en Île-de-France

En %



Note : à partir du Mos (Institut Paris région) et des ZNIEFFs (INPN). Cette figure est illustrative et doit être différenciée par une nomenclature plus détaillée du Mos.

Source : auteurs

PATRIMOINE NATUREL (SUITE)

Nous avons différencié les probabilités d'appartenir à une ZNIEFF par types d'occupation du sol contenues dans le Mos en 81 postes qui ne nous permet de différencier les types de forêts que par « bois ou forêt », « coupes ou clairières », « peupleraies ») par rapport à leur présence en ZNIEFF. Cependant, une amélioration serait de différencier ces probabilités selon le type de forêts (conifères, feuillus, mixtes) et par type de gestion forestière (futaies régulière, futaie irrégulière) à partir de la BD Forêt (IGN) par exemple.

Demande du service

Le service de patrimoine naturel sous-tend un grand nombre d'autres services écosystémiques. Par conséquent, on peut considérer qu'il est indirectement demandé à travers son rôle de service intermédiaire. Pour tenter de représenter la demande directe de ce service, les acteurs auraient souhaité que l'on exprime la demande de la part des naturalistes pour ce service. Une méthode d'expérience de choix pourrait être appliquée pour caractériser les préférences de ce type de population. Par ailleurs, il pourrait être envisageable d'utiliser des observations géolocalisées d'observations de naturalistes (données CETTIA par exemple pour l'Île-de-France) et d'estimer un modèle statistique déterminant quels sont leurs sites de prédilection, ce qu'ils y recherchent selon les caractéristiques des sites, et leurs caractéristiques socio-économiques. Cela pourrait cependant poser un problème d'échantillonnage, car les observations concernent souvent un point d'échantillonnage spécifique et ne couvrent pas l'ensemble du territoire. Par ailleurs les données d'observations contiennent des caractéristiques d'offre (espèce observée, type d'espace, autres variables reconstituées en SIG), mais pas de données socio-démographiques concernant les observateurs naturalistes. Des études complémentaires seraient donc nécessaires pour caractériser une fonction de demande de ce service.

Une autre possibilité est de s'intéresser, là-encore, à des objectifs politiques en matière de conservation de la biodiversité patrimoniale sur un territoire donné et de croiser ces objectifs avec l'évolution des habitats qui sont propices à accueillir les espèces patrimoniales pour lesquels des objectifs précis ont été définis.

Données sources

- couche géographique des ZNIEFF (INPN ou sites des Dreal régionales) ;
- couche d'occupation du sol (Mos, CLC, ou OCS-GE) ;
- éventuellement des données d'observation des naturalistes ;
- données d'objectifs politiques en matière de conservation de la biodiversité patrimoniale ;
- éventuellement BD forêt (IGN).

Encadré 2 – Évaluation de l'impact de l'aménagement francilien sur les services écosystémiques en Île-de-France entre 1982 et 2017

Nous avons étudié l'évolution de huit SE en Île-de-France sur une période de 35 ans (1982-2017), Tardieu *et al.*, *in prep.* L'analyse a été co-développée avec l'appui d'une soixantaine d'acteurs de l'aménagement et de la société civile (*annexe 1*).

Les SE ont été évalués selon les méthodes présentées plus haut pour chaque version publiée du MOS par l'Institut Paris région (9 versions) sur la période 1982-2017. Les résultats sur l'évolution des SE par rapport à leurs niveaux de 1982 sont présentés en *figure 10* et les variations spatiales présentées dans la *figure 11*. Les évolutions des espaces naturels et semi-naturels, ainsi que des parcs et jardins sont également intégrées sur ces graphiques afin de montrer les tendances contrastées entre les SE et les surfaces naturelles, semi-naturelles, et de parcs.

Sur la *figure 10*, présentant les évolutions par grands types de SE, on peut distinguer trois périodes d'évolution. Dans une première période allant de 1982 à 1999, la région a connu un fort déclin de tous les SE, à l'exception du service de régulation du climat local pendant la journée. Cette période a été marquée par deux effets cumulés : une conversion très importante de tous les écosystèmes naturels en terrains artificiels, accompagnée d'une conversion importante des prairies en terres agricoles arables. Cependant, au cours de cette période, une augmentation de la surface occupée par les parcs et jardins (publics et privés) est observable, ce qui explique que le niveau de production de service de rafraîchissement urbain dans le centre-ville s'améliore. Une deuxième période allant de 1999 à 2008, est marquée par une diminution de l'imperméabilisation des terres agricoles, même si celle-ci reste importante. Pendant cette période les zones agricoles ont aussi été largement reconverties en prairies, c'est pourquoi les SE connaissent des évolutions contrastées pendant les années 2000. Le potentiel récréatif, le patrimoine naturel, la capacité de rétention des nutriments, l'atténuation de la chaleur urbaine pendant la journée ont augmenté grâce à un accroissement des surfaces d'écosystèmes plus favorables à ces SE (notamment les forêts et les prairies). La régulation des inondations, la recharge des nappes phréatiques et la régulation du climat mondial sont restées globalement stables. Le potentiel de production agricole baisse pendant cette période due à un double effet d'artificialisation et de conversion en jachères. Le rafraîchissement urbain pendant la nuit est également en baisse du fait d'une réduction des surfaces en parcs et jardins dans la période. Enfin, une troisième période, allant de 2008 à 2017, est marquée par une diminution lente des SE. Cette période est marquée par une diminution du rythme de l'imperméabilisation des sols, mais l'imperméabilisation des terres agricoles reste observable et est aggravée par une diminution des parcs et jardins suite à la densification des milieux urbains. Les surfaces naturelles et semi-naturelles stagnent quant à elles, et les transitions des terres labourées vers les jachères et des forêts vers les coupes sont en équilibre sur la période.

Les zones agricoles ont connu d'intenses conversions issues 1) de l'imperméabilisation et 2) de cycles champs/jachères, probablement en réponse au régime de gel des terres de la politique agricole commune (PAC). Ce régime, d'abord fondé sur une action volontaire en 1989, a été rendu obligatoire dans la réforme de 1992 pour 10 % de la surface des terres arables et finalement abandonnée en 2008 suite à la flambée des prix des céréales. Ces différentes décisions ont impliqué des évolutions fortes de SE. On observe que selon les périodes, les impacts de l'imperméabilisation des sols sont soit compensés soit aggravés par ces transitions champs/jachères. Même si ces transitions peuvent paraître potentiellement moins impactantes, car moins pérennes que celles de l'imperméabilisation, l'agriculture reste un facteur majeur de la dégradation de la biodiversité et des SE,

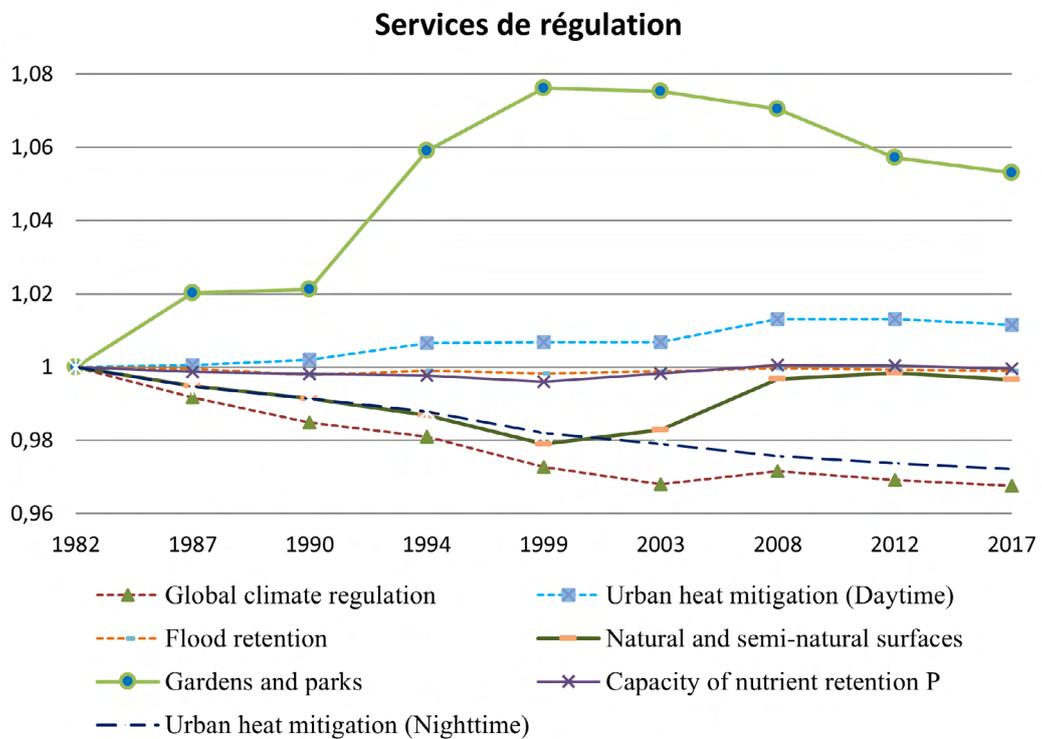
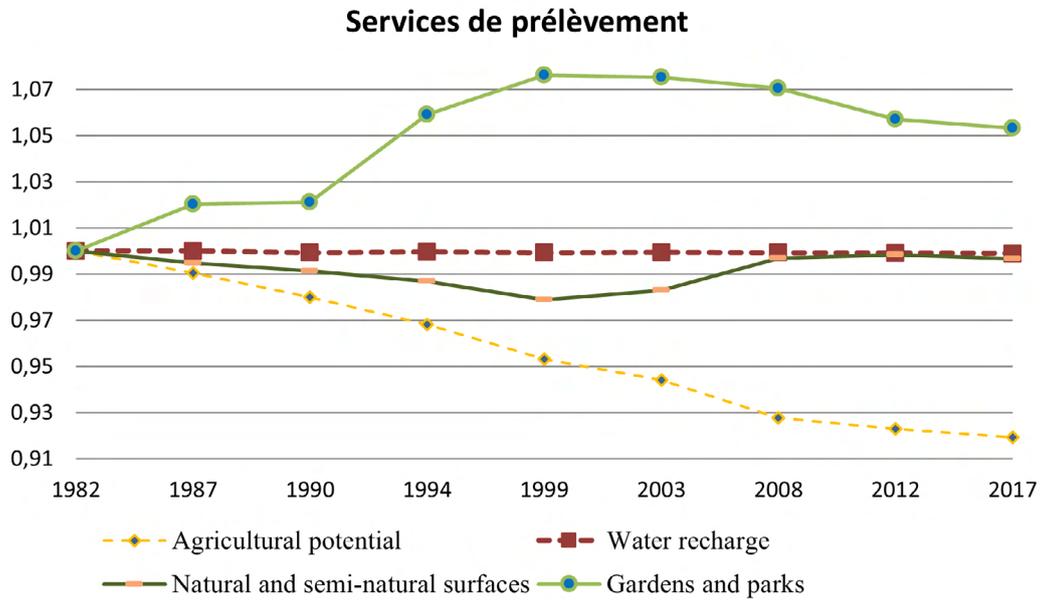
IPBES, 2019 ; Pe'er et al., 2019 ; Butsic et al., 2020. En Europe, la politique agricole commune (PAC), qui régleme les pratiques agricoles, est de plus en plus critiquée pour son rôle dans la dégradation de la biodiversité. La promotion des paiements directs (connus sous le nom de pilier I de la PAC) avec peu d'exigences environnementales, et les coupes budgétaires pour les programmes de développement rural (connus sous le nom de pilier II), y compris les mesures agroenvironnementales et climatiques, Pe'er et al., 2014 ; Hodge et al., 2015 ont été récemment remises en question. Par conséquent, l'encouragement de pratiques agricoles moins intensives, de terres agricoles et de prairies à haute valeur naturelle et de paysages en mosaïque, ou des mesures telles que la création, depuis la campagne PAC 2015, de zones d'intérêt écologique (ZIE) (par exemple, jachère de miel, étangs non construits, bandes tampons, culture en agroforesterie) semblent être des mesures fortes nécessaires pour sauvegarder l'approvisionnement en SE.

Les résultats agrégés des modèles au niveau de l'Île-de-France montrent que le potentiel des écosystèmes franciliens à fournir des SE a globalement diminué de 1982 à 2017, à l'exception de l'atténuation de la chaleur urbaine pendant la journée et la capacité de rétention des nutriments. La régulation du climat local pendant la journée a augmenté de 1,14 % sur la période. La rétention des nitrates a légèrement augmenté, alors que celle des phosphates est restée stable en moyenne (+ 0,14 % par rapport à son niveau de 1982). Le SE ayant connu la plus forte baisse est le potentiel agricole, avec une diminution de 8 %. Ensuite, les plus grandes pertes ont été observées pour les services du potentiel récréatif (- 7,74 %), la régulation du climat (- 3,2 %), l'atténuation de la chaleur urbaine pendant la nuit (- 2,8 %). Les services liés à l'eau, c'est-à-dire la recharge des nappes phréatiques et la rétention des crues ont légèrement diminué sur la période (diminution < 1 %). Il en a été de même pour le patrimoine naturel qui a connu une baisse inférieure à 1 % par rapport à son niveau de 1982.

Les modèles utilisés sont tous spatialement explicites, ce qui permet de cartographier la distribution des gains et des pertes de SE dans la région (figure 11). Pour en faciliter la lecture, nous les avons agrégés soit à l'échelle des communes, soit à l'échelle des sous-bassins versants pour les SE liés à l'eau. Spatialement on peut observer une hétérogénéité spatiale importante concernant les pertes et les gains. Des corrélations spatiales (de Spearman) ont révélé que le taux d'imperméabilisation des sols et la production de SE sont, d'un point de vue spatial, négativement corrélés : - 0,70*** pour la régulation du climat global et le potentiel agricole, - 0,58*** pour l'atténuation de la chaleur urbaine, ~- 0,30*** pour le patrimoine naturel et la recharge des eaux souterraines, ~- 0,15*** pour le potentiel récréatif et la capacité de rétention du phosphore. Toutefois, la rétention de nitrates et la rétention des crues ne sont pas corrélés avec l'imperméabilisation des sols. Cela ne signifie pas que l'imperméabilisation des sols n'a pas d'impact sur ces SE, mais que ses impacts sur les SE peuvent se produire dans d'autres localisations, et que les SE sont potentiellement impactés par d'autres types de conversions (exemple : jachère à grande culture).

Des synergies entre tous les SE ont été observées, à l'exception du potentiel agricole et du patrimoine naturel ou potentiel récréatif. Les synergies les plus importantes sont observées entre les services liés à l'eau (rétention des crues, recharge des nappes phréatiques et capacité de rétention des nutriments, avec des taux de corrélation allant de ~ 0,40*** à ~ 0,80***).

Figure 10 : évolution relative des services écosystémiques en Île-de-France par rapport à leurs niveaux de 1982



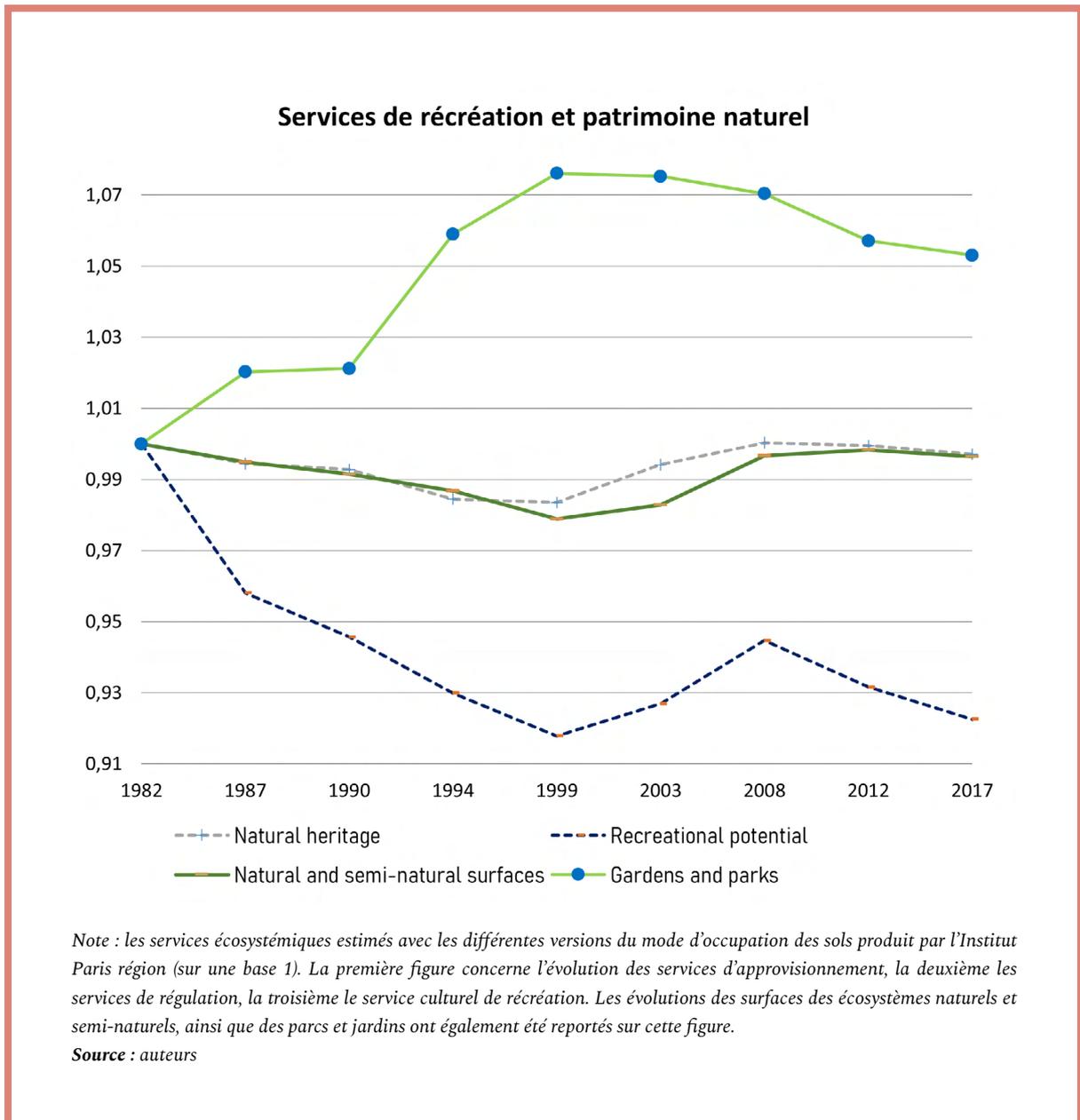
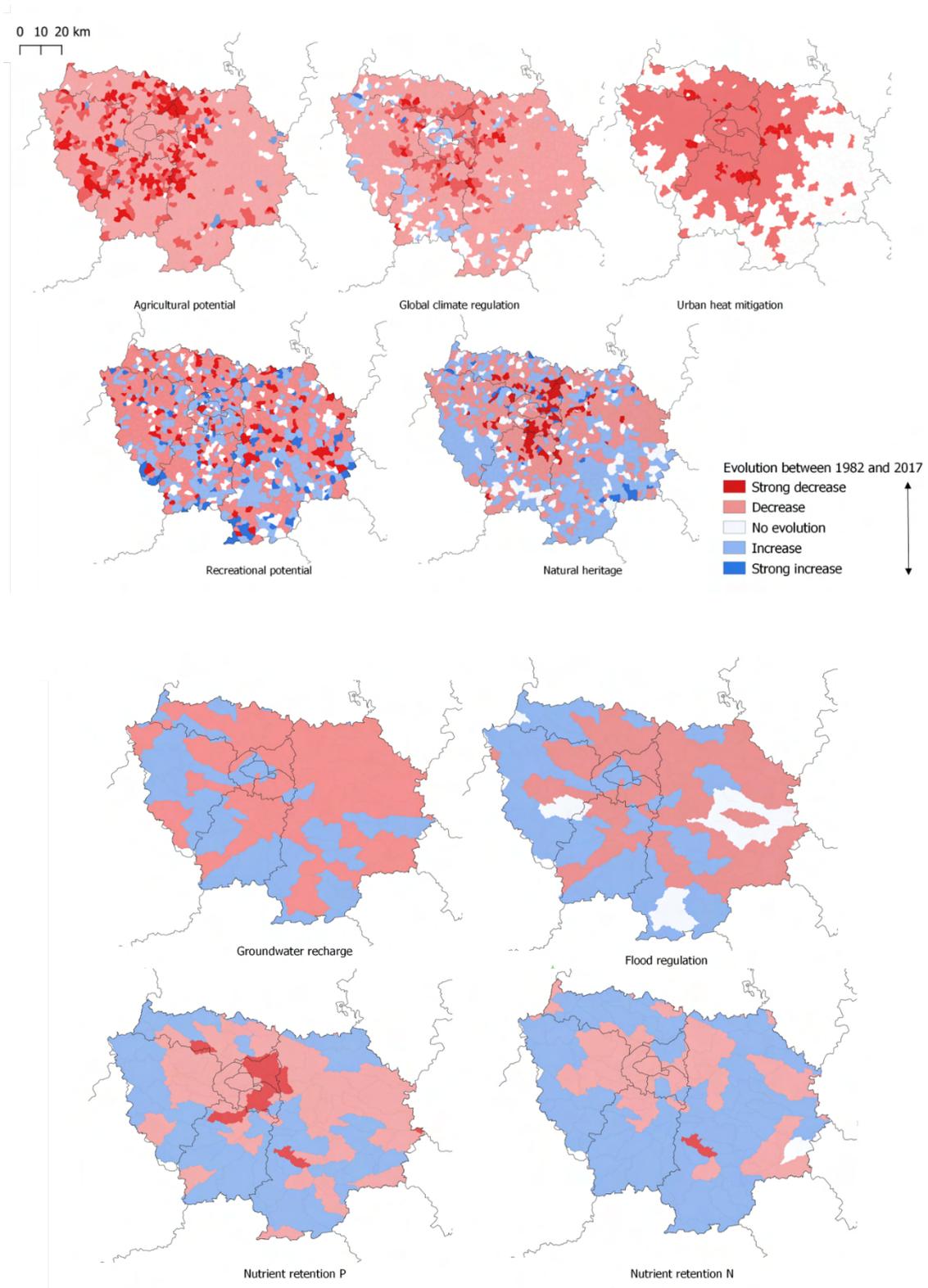


Figure 11 : répartition spatiale de la perte ou des gains de services écosystémiques entre 1982 et 2017



Note : les services sont agrégés au niveau communal en haut et au niveau des sous bassins versants en bas pour les SE liés à l'eau. Une baisse/hausse forte correspond à une baisse/hausse supérieure à 20 %, une baisse/hausse modérée est comprise entre 1 et 20 %, pas de baisse à une évolution de 0 %.

Source : auteurs

Partie 3.
Définition de
scénarios futurs
d'aménagement et
évaluation d'impact
sur la provision
de services
écosystémiques

La définition de scénarios permet d'évaluer l'impact de différentes décisions d'aménagement ou d'objectifs de politiques publiques sur la production future de services écosystémiques, *Vannier et al., 2019*.

Dans le contexte de l'aménagement, deux types de scénarios sont utilisables : des scénarios tendanciels versus des scénarios contrastés. Tous les scénarios ne visent pas nécessairement à être réalistes (ce qui les différencie de modèles prédictifs), et peuvent chercher à illustrer l'impact de décisions fortes concernant l'environnement. Les scénarios tendanciels sont basés sur un prolongement prospectif d'une dynamique (d'urbanisation par exemple), afin de prévoir l'évolution d'une occupation du sol selon les tendances passées. Les scénarios contrastés sont des changements d'occupations du sol inspirés soit de politiques publiques soit de besoins exprimés par les parties prenantes dans le but de démontrer l'impact auquel on pourrait s'attendre de différentes décisions d'aménagement. Ils sont généralement appliqués de manière « statique », c'est-à-dire que l'on simule des changements comme s'ils étaient appliqués du jour au lendemain.

Parmi les scénarios, des scénarios de changement climatique (tels que ceux développés par le GIEC) peuvent être appliqués aux variables influençant la production de SE (changement de niveaux de précipitations, de l'importance des îlots de chaleur etc.). Cependant, les effets du changement climatique combinés aux changements d'occupation du sol sont très incertains. Des études complémentaires devraient donc être menées pour l'évaluation robuste de ces effets. Une première étude a néanmoins été conduite dans le cadre d'IDFESE sur l'impact du changement climatique sur trois services : pollinisation, rétention des nutriments et recharges des nappes (*Faure, 2018*).

1. Scénarios contrastés d'aménagement basés sur des objectifs de politiques publiques et des demandes des acteurs

Les scénarios basés sur des politiques publiques se basent sur les objectifs annoncés dans les différents documents d'aménagement (SRADDET, SCoT, PLU, etc.). Par exemple, la carte de destination générale des territoires (CDGT) du SDRIF contient des « orientations réglementaires » opposables aux documents d'urbanisme de rang inférieur (SCoT, PLUi, PLU, ou documents d'urbanisme en tenant lieu). Elle identifie les nouveaux espaces urbanisables, les fronts urbains¹⁵, les espaces agricoles, boisés et naturels, devant être préservés, les continuités écologiques devant être maintenues ou créées, l'écoulement naturel des cours d'eau, la réouverture des rivières urbaines et leur soustraction aux réseaux d'assainissement (*figure 12*). Ce type de zonages, combinés aux objectifs chiffrés (exemple 70 000 logements par an annoncés dans le SDRIF) contenus dans les orientations du document d'urbanisme, permet de définir des scénarios de changement d'occupation du sol à prévoir dans un territoire. D'autres types de documents, comme le plan vert (2019) par exemple, peuvent définir un nombre d'hectares à renaturer et des critères de ciblage pour prioriser les investissements (500 hectares de nouveaux espaces verts dans les communes identifiées comme fortement carencées).

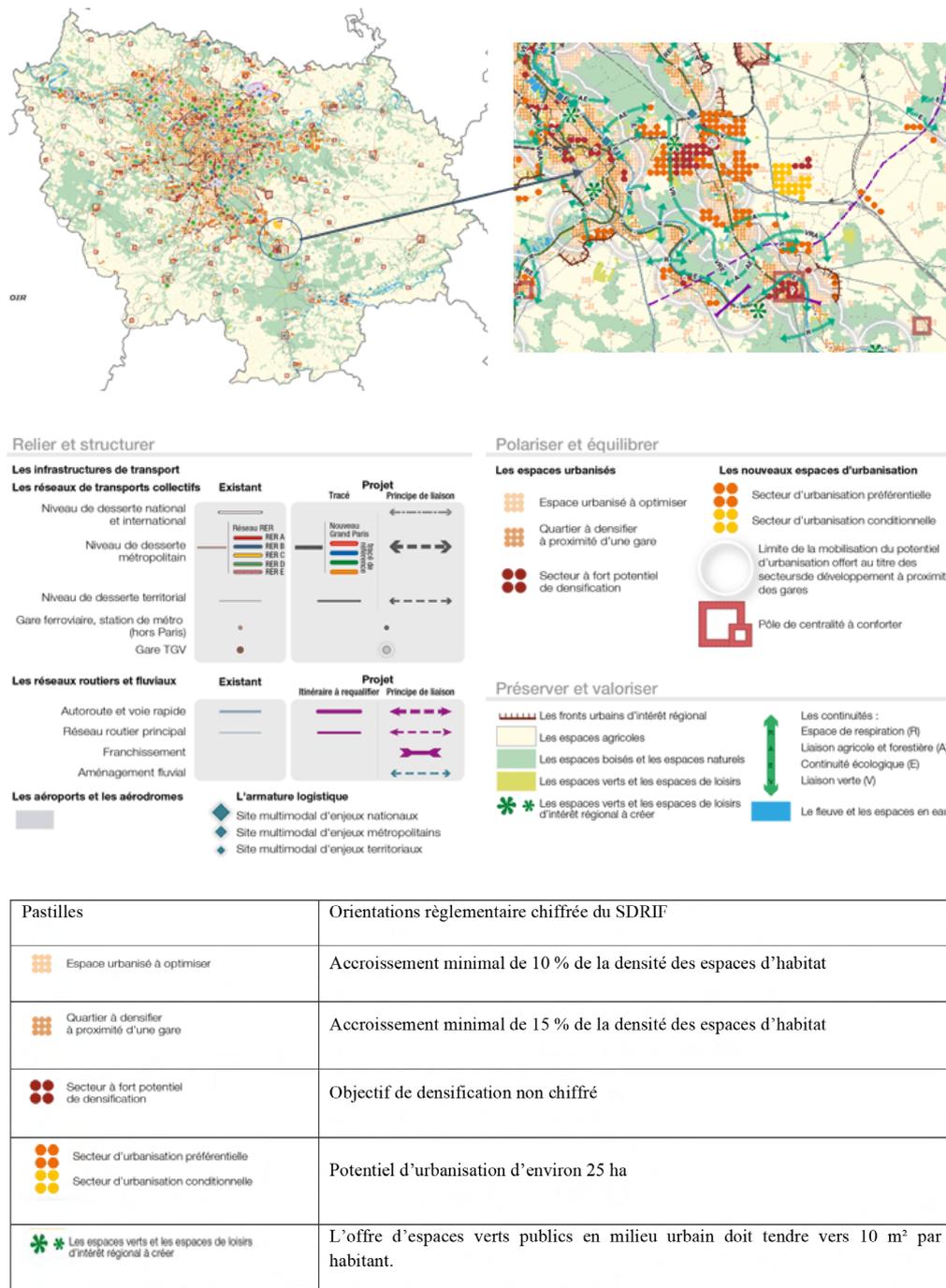
La définition de l'ensemble de ces scénarios nécessite des hypothèses quant à l'emplacement précis des changements d'occupation du sol. Les zonages étant volontairement flous dans les documents régionaux (contrairement à un PLU). Les hypothèses les plus réalistes sont donc à adopter selon (i) des tendances historiques, (ii) présentes ou (iii) des dires d'experts en urbanisme (agences d'urbanismes, directions régionales, etc.).

Les scénarios basés sur les besoins des différents acteurs sont de type « Story and Simulation », *Alcamo, 2008*. Cette approche permet de construire des scénarios contrastés permettant dans certains cas de rendre compte d'une vision radicalement différente du futur. Un scénario de

¹⁵. Lignes de contact entre les espaces ouverts et urbains, d'intérêt régional figurent sur la CDGT et sont intangibles. Aucune urbanisation n'est autorisée au-delà de leur tracé. Les documents d'urbanisme doivent en donner les limites précises.

ce type n'a donc pas forcément vocation à être réaliste, mais peut refléter une dynamique considérée comme idéale ou inquiétante. Dans cette optique les parties prenantes sont réunies (comme dans la *figure 3, section 3.1*), et définissent leur vision du futur, les actions concrètes qu'ils voudraient voir testées, les types d'occupation du sol que cela va impacter, l'horizon temporel auquel ils imaginent le scénario se réaliser.

Figure 12 : zoom sur la carte de destination générale des territoires (CDGT) et orientation chiffrée du SDRIF



Source : reconstitué à partir du fascicule n° 3 du SDRIF

2. Scénarios tendanciels d'aménagement basés sur des dynamiques urbaines historiques

Afin de modéliser les dynamiques d'urbanisation, nous proposons d'utiliser les projections démographiques de l'Insee et un modèle de changement d'usage du sol affectant les zones qui seront urbanisées en priorité en cas de croissance démographique. Deux méthodes ont été investiguées dans le cas de l'Île-de-France pour le modèle de changement d'usage du sol : un modèle d'automates cellulaires (SLEUTH)¹⁶ communément utilisé dans la sphère académique, et une approche empirique basée sur les systèmes d'information géographique (SIG) développée dans le cadre d'IDFESE, le simple land use change model (SLUM)¹⁷. Nous présentons ici l'approche SLUM et exposons en annexe une note relatant une méthode d'évaluation, la résolution nulle, justifiant le choix de cette méthode par rapport à SLEUTH (voir annexe 6).

À l'instar des travaux de Houet 2016, nous évaluons dans SLUM la contribution relative de quatre types de croissance à la croissance urbaine globale en se basant sur l'évolution historique des dynamiques urbaines. SLUM évalue, entre deux pas de temps, une probabilité d'urbanisation calculée pour chaque cellule en fonction de quatre règles de croissance, Clarke et Gaydos, 1998 :

1. une croissance spontanée : probabilité d'urbanisation aléatoire ;
2. une croissance diffuse : probabilité qu'une cellule nouvellement urbanisée devienne un centre urbain rayonnant ;
3. une croissance urbaine en « tache d'huile » : urbanisation à partir de centres urbains ;
4. une croissance urbaine motivée par un accès à un réseau routier : urbanisation le long de routes.

Ces quatre types de croissance urbaine sont modélisés par quatre paramètres : le paramètre de d'expansion (diffusion), qui évalue l'étalement urbain ; le paramètre de reproduction (breed), qui évalue la probabilité qu'un pixel nouvellement urbanisé commence son propre cycle de croissance ; le paramètre de répartition (spread) identifie la proportion de la croissance diffuse qui a lieu depuis une zone déjà urbanisée ; l'attraction de la route (road gravity) qui définit la distance à laquelle les routes attirent de nouvelles zones urbanisées.

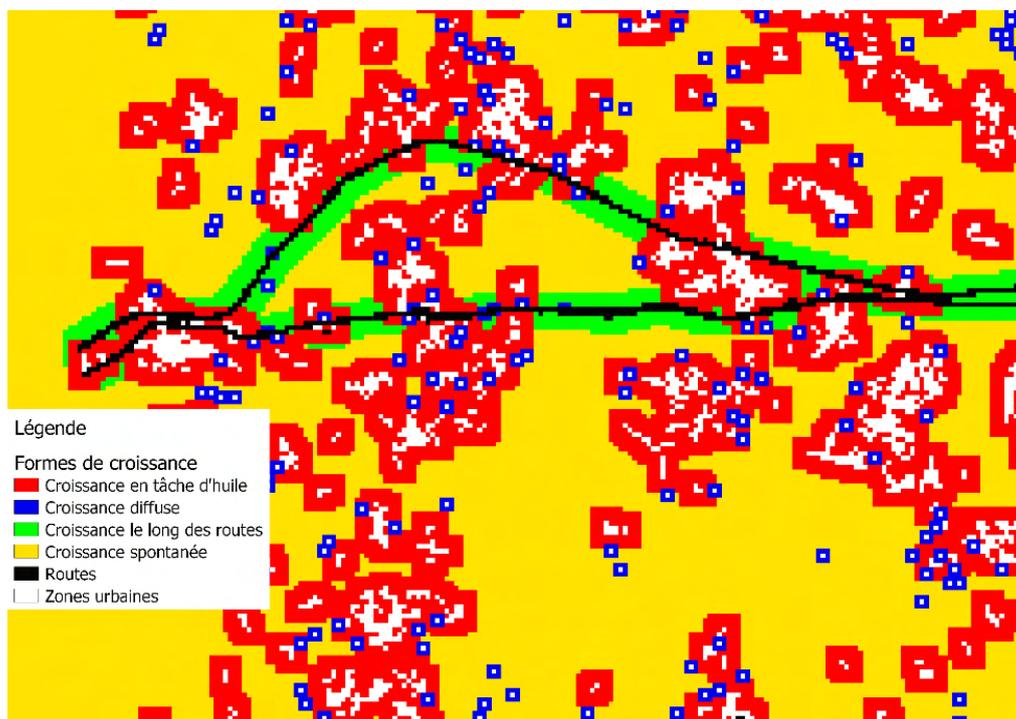
Les différentes formes de croissance sont illustrées dans la figure 13. Les nouvelles zones urbaines, apparues entre deux dates T0 et T1 correspondant à deux couches d'occupation du sol historiques (exemple MOS 1982 et MOS 2017), sont classifiées parmi les différentes formes de croissance. À partir de cela, nous estimons les quatre paramètres permettant de calibrer le modèle - soit les probabilités d'avoir les différents types d'extension urbaine (diffusion, breed, spread, road gravity) - en utilisant un logiciel SIG :

1. la croissance en tâche d'huile est déterminée en créant une zone tampon de 300 m (paramètre défini par l'utilisateur) autour des zones déjà urbanisées. Si le centroïde des zones nouvellement urbanisées tombe dans cette zone tampon, alors on considère que la nouvelle surface urbanisée résulte de ce processus ;
2. la croissance le long des routes est déterminée de la même manière que la croissance en tâche d'huile, mais en créant une zone tampon le long des routes ;
3. la croissance spontanée correspond à l'urbanisation dans des pixels isolés ;
4. la croissance diffuse correspond à la croissance autour des zones urbaines anciennement isolées (soit la probabilité d'émergence de nouvelles petites villes).

16. Les modèles d'automates cellulaires de type SLEUTH « sont des réseaux réguliers de cellules toutes identiques, possédant chacune et à chaque instant un état parmi un ensemble fini, et qui évoluent par application synchrone et uniforme d'une règle de mise à jour définie localement », Theyssier, 2005, p. 5. SLEUTH repose sur ce mécanisme pour modéliser l'extension urbaine à partir de données historiques d'occupation du sol.

17. Sera mis à la disposition des acteurs à une date ultérieure à la remise du rapport au CST.

Figure 13 : catégorisation des zones non urbaines en T0 qui deviennent urbaine en T1 pouvant appartenir aux quatre formes de croissance



Note : les zones blanches sont les zones déjà urbaines en T0. La détermination des probabilités des différentes formes de croissance sont déterminées selon où sont positionnés les pixels nouvellement urbanisés en T1.

Source : auteurs

Au-delà d'une évolution paramétrée par ces quatre facteurs, SLUM privilégie l'urbanisation des cellules ayant le plus de cellules urbaines adjacentes. La calibration de SLUM permet ensuite de réaliser des simulations à partir d'un objectif d'urbanisation défini par l'utilisateur, ou selon des évolutions de population. Sa « relative » simplicité tient à la volonté du projet IDEFESE d'être répliquable dans d'autres contextes et d'autres régions.

Encadré 3 – Modélisation de scénarios futurs et impacts sur les services écosystémiques en Île-de-France

L'ensemble des scénarios étudiés dans IDEFESE sont décrits en *annexe 7* avec le détail des scénarios, le nombre d'hectares convertis dans chaque scénario et les hypothèses de population additionnelle qui ont été considérés dans les scénarios, notamment d'expansion urbaine.

Scénarios définis par les acteurs

Nous avons définis, lors du premier groupe de travail de septembre 2018 réalisé avec les parties prenantes d'IDEFESE, différents scénarios que les acteurs voulaient voir testés. Après une présentation succincte de ce qu'était un scénario prospectif, nous avons demandé aux acteurs de se mettre en trois groupes de cinq (de préférence répartis et d'institutions différentes) accompagnés d'une personne de l'équipe IDEFESE. Chacun des groupes devait s'entendre autour d'un scénario de changement d'usage des sols, ayant une dimension spatiale et temporelle, qui devait être ensuite présentée à l'ensemble des participants. Tous les scénarios n'ont pas vocation à être réalistes, mais visent à représenter différentes visions du monde et l'impact que l'on peut en attendre en termes de SE. Trois grands types de scénarios ont été définis.

1. Scénarios liés aux politiques d'habitat : les acteurs souhaitaient voir, à un horizon 2030, l'impact des politiques de logement qu'elles soient mises en place dans une optique de densification de la ville ou d'étalement urbain et leur impact sur l'ensemble des SE étudiés. Ces scénarios ont été développés soit selon les orientations de politiques publiques [scénarios SDRIF], soit selon les dynamiques urbaines [Scénarios Insee], et soit enfin, selon des hypothèses de densification [scénarios densification].

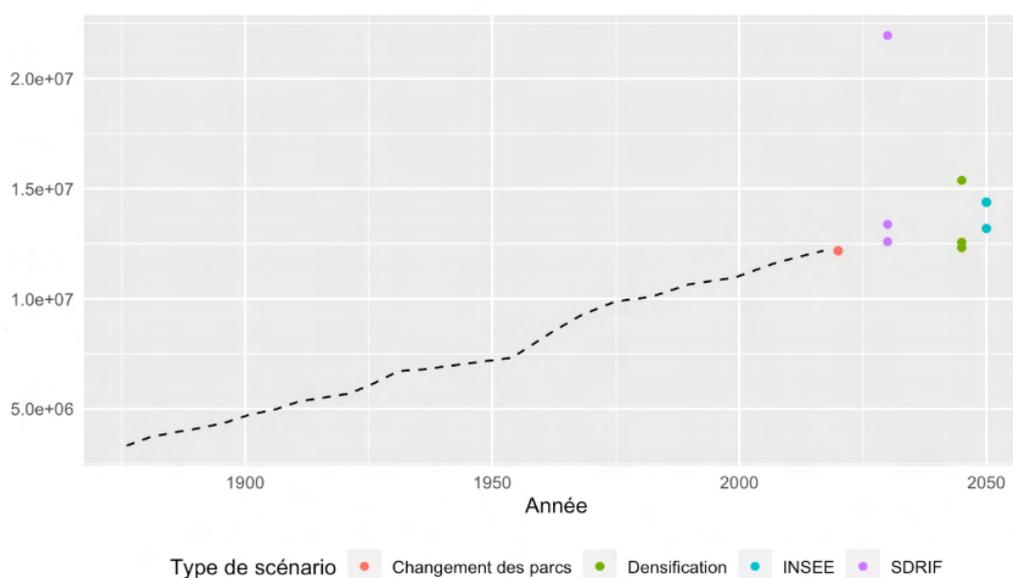
Dans les scénarios SDRIF, nous avons testé les objectifs du SDRIF en termes d'offre de logement en zone à urbaniser ou à densifier. Ceci implique que l'on suppose que de nouveaux résidents s'installeront en Île-de-France, mais que ce sont les logements prévus qui en déterminent le nombre atteint en 2030 (figure 14).

Nous avons ensuite testé des scénarios tendanciels basés sur des dynamiques urbaines. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur les scénarios de population avancés par l'Insee à l'horizon 2050 (figure 14) [scénarios Insee]. Dans une vision « population haute » où le taux de fécondité, l'espérance de vie et les migrations restent élevés, l'Insee estime que 14,4 millions de personnes résideront en Île-de-France en 2050 (contre 12,2 millions en 2017). Grâce aux données de densité de population selon le type d'habitation¹⁸, nous avons pu élaborer différents scénarios d'occupation du sol permettant d'accueillir ces nouveaux résidents. Par exemple, selon un scénario peu vraisemblable, si ces nouveaux habitants résident tous dans des habitations rurales isolées, cela se traduirait par une consommation d'espace de 3 305 hectares par an, alors que si tous ces logements sont construits en habitat collectif continu haut, il ne faudrait alors que 141 hectares par an (annexe 7).

Enfin, dans les scénarios [Densification], les parcs et jardins de Paris et de la petite couronne sont transformés en logements (exemples lotissement, collectifs) pour tester un scénario extrême de densification comme souhaité par les acteurs.

Figure 14 : évolution de la population en Île-de-France selon les scénarios

Population Île-de-France



Source : auteurs

18. Comme le référentiel de densité selon les formes urbaines développé par l'IAU et l'Insee en 1995.

2. Scénarios de renaturation de la ville : dans le deuxième groupe, les acteurs souhaitent voir l'impact d'un ensemble de politiques de renaturation (et non de végétalisation¹⁹) pour évaluer leur potentiel sur les SE, notamment en termes de récréation, régulation du climat local et régulation des inondations.

Dans un premier temps, nous avons testé les objectifs de renaturation prévu par le SDRIF (2 800 hectares), par le plan vert de la région Île-de-France (2019) (500 hectares). Dans ces scénarios, les terrains vagues (MOS 28), parkings en plein air (MOS 75) et carrières (MOS 79) sont transformés en bois et forêts ou en parcs et jardins pour le plan vert dans les communes identifiées comme fortement carencées dans ce plan. Nous avons effectué le même type de démarche pour les 2 800 hectares renaturés dans le SDRIF en ajoutant la possibilité de renaturer des industries et commerce (MOS 43-50 et 52), car les surfaces des autres postes MOS étaient insuffisantes. Ces scénarios sont les scénarios [SDRIF jardins, SDRIF bois, et plan vert jardins, plan vert bois].

Des scénarios de renaturation à plus grande échelle ont également été évoqués. Le territoire de la métropole du Grand Paris était particulièrement visé. Nous avons ajouté des renaturations à grande échelle comme la transformation de l'ensemble des espaces ouverts et terrains vacants en forêts [scénario renaturation forêt] en parcs et jardins [renaturation parcs et jardins], la transformation des voies de plus de 25 mètres d'emprise dans toute la région en jardins [piétonisation jardins], la transformation de l'ensemble des parcs et jardins existants en forêt [forêt].

3. Scénario de transformation massive agricole : enfin, le troisième groupe a convergé vers un scénario de « transformation agricole massive à un horizon 2050 » sur l'ensemble de la région. Les acteurs souhaitent voir dans ce scénario les effets en particulier sur les services de production agricole, de rétention des nutriments et de régulation du climat global (séquestration de carbone). Ils souhaitent notamment voir l'effet d'une transformation massive (entre 50 et 100 %) des exploitations agricoles franciliennes vers une agriculture biologique. N'ayant que peu accès aux données de pratiques agricoles nous avons tenté d'approcher ces scénarios à travers deux prismes :

- [Agriculture biologique] : les surfaces agricoles sont inchangées, mais nous appliquons à toutes les surfaces les paramètres de charge des prairies pour la rétention de nutriments. Les autres services sont inchangés.
- [Prairies] : toutes les surfaces agricoles sont transformées en prairies (catégorie d'espaces agricoles recevant le moins d'intrant en nutriments).

Résultats

Les scénarios se décomposent au final en trois catégories : scénarios liés au type d'habitat, de renaturation et scénarios agricoles (*figure 15 a), b), c) respectivement et annexe 7*). Certains scénarios montrent soit une hausse générale des SE, soit une baisse de l'ensemble des SE et d'autres présentent des arbitrages entre les SE. Les scénarios ne sont pas comparables entre eux, car ils ne représentent pas le même nombre d'hectares impactés ni les mêmes populations (certains scénarios sont à population constante comme les scénarios agricoles ou de renaturation, d'autres considèrent une augmentation de la population) - (*figure 14*). Les services étudiés sont présentés dans le *tableau 2*. Lorsque cela était faisable des indicateurs combinant offre et demande ont été utilisés.

¹⁹. Selon plusieurs acteurs, il est important de parler de renaturation, et non de végétalisation qui évoque un verdissement, une végétation ornementale (qui se contenterait de plantes en jardinières par exemple). Renaturer, en revanche, est entendu comme la reconstruction d'un écosystème le plus fonctionnel possible pour retrouver les fonctions du sol et de la végétation. Ainsi, derrière la notion de renaturation il y a la notion de remettre de la nature en pleine terre et sur le long terme, tandis que végétaliser peut être exclusivement ornemental et hors-sol.

Tableau 2 : services étudiés dans les scénarios prospectifs IDEFESE

Potentiel agricole	Potentiel en termes de surface agricole à la région
Régulation du climat global	Somme de la quantité de carbone stockée par la région rapportée à son empreinte carbone de 2007
Régulation de la qualité de l'eau (N)	Somme du potentiel de rétention d'azote dans la région à charge constante (basées sur les charges de 1982)
Régulation de la qualité de l'eau (P)	Somme du potentiel de rétention de phosphore dans la région à charge constante (basées sur les charges de 1982)
Régulation du climat local	Rafraîchissement par IRIS pondéré par la population de 2017
Régulation du climat local_New Pop	Rafraîchissement par IRIS pondéré par la population de l'année du scénario
Protection contre les crues	Somme de la quantité d'eau retenue sur la région
Approvisionnement en eau pour les usagers	Recharge des nappes phréatiques sur toute la région
Recréation	Nombre d'hectares d'espaces verts publics à moins de 300 mètres des habitations pondéré par la population
Recréation Jardin	Nombre d'hectares d'espaces verts publics à moins de 300 mètres des habitations ayant un jardin pondéré par la population
Recréation no Jardin	Nombre d'hectares d'espaces verts publics à moins de 300 mètres des habitations n'ayant pas de jardin pondéré par la population
Patrimoine Naturel	Potentiel d'habitats favorable à la biodiversité (ZNIEFFs)

Source : auteurs

Sur la *figure 15 a*) on peut observer que les trois scénarios de type SDRIF montrent globalement des tendances négatives (bien que peu importantes) pour les différents SE. Le scénario SDRIF en habitat collectif est le plus impactant hormis une hausse négligeable du service de régulation du climat local intégrant les nouvelles populations (régulation du climat local_New Pop) qui évolue lui à la hausse de 3 %. Ce service baisse cependant pour les populations déjà en place en 2017. Ces populations déjà en place, vivant dans un environnement dense et fortement urbanisé, ont une sensibilité d'autant plus forte à la perte d'un accès à des espaces de nature. Ils perdent donc des espaces utiles pour le rafraîchissement et pour toute autre production de SE notamment récréatifs. Les secteurs d'urbanisation préférentielle visent donc des localisations où les populations en place sont déjà fortement dépendantes du peu d'espaces de nature à disposition. Cependant, à nombre d'hectares artificialisés équivalent au scénario SDRIF lotissement, c'est celui qui permet d'accueillir le plus grand nombre de nouveaux habitants.

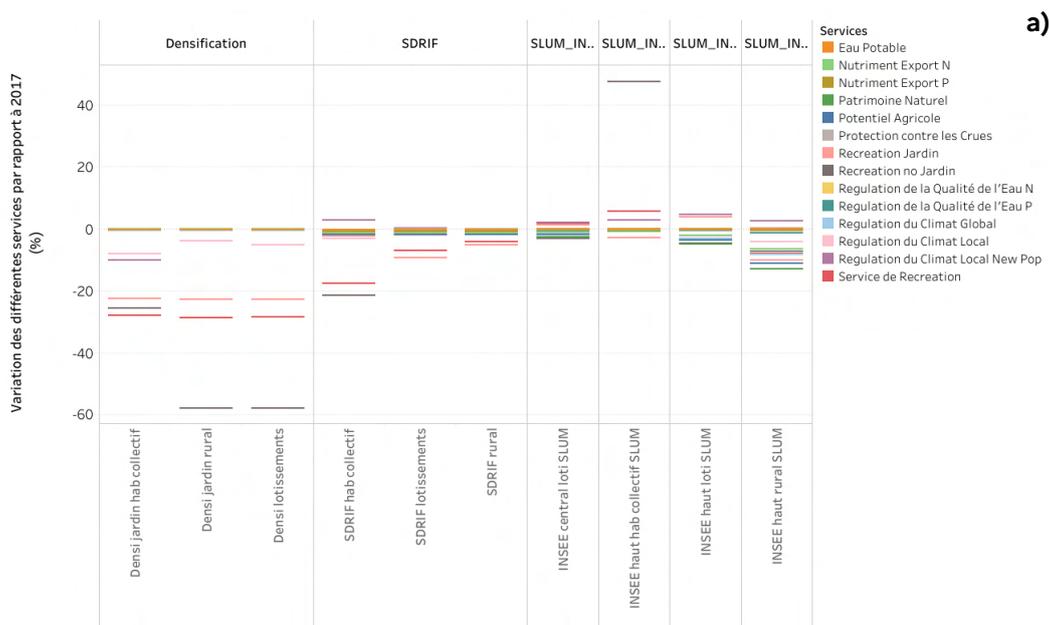
Les scénarios démographiques ont des évolutions contrastées. Ceux impactant le plus négativement sont les scénarios combinant la plus forte progression démographique (Insee haut) allant s'installer dans des habitats ruraux. Ce sont des scénarios de forte expansion urbaine, consommateurs d'espace et non souhaitables en termes de SE. Lorsque ces nouveaux arrivants sont logés plutôt dans des lotissements, les évolutions sont négatives pour la majorité des SE, mais relativement négligeables. Le reste des scénarios Insee montre des évolutions contrastées et négligeables sauf dans le cas du scénario Insee haut où les nouveaux résidents vont s'installer dans des habitats collectifs qui voient leur service de récréation augmenter (notamment pour les personnes n'ayant pas de jardin).

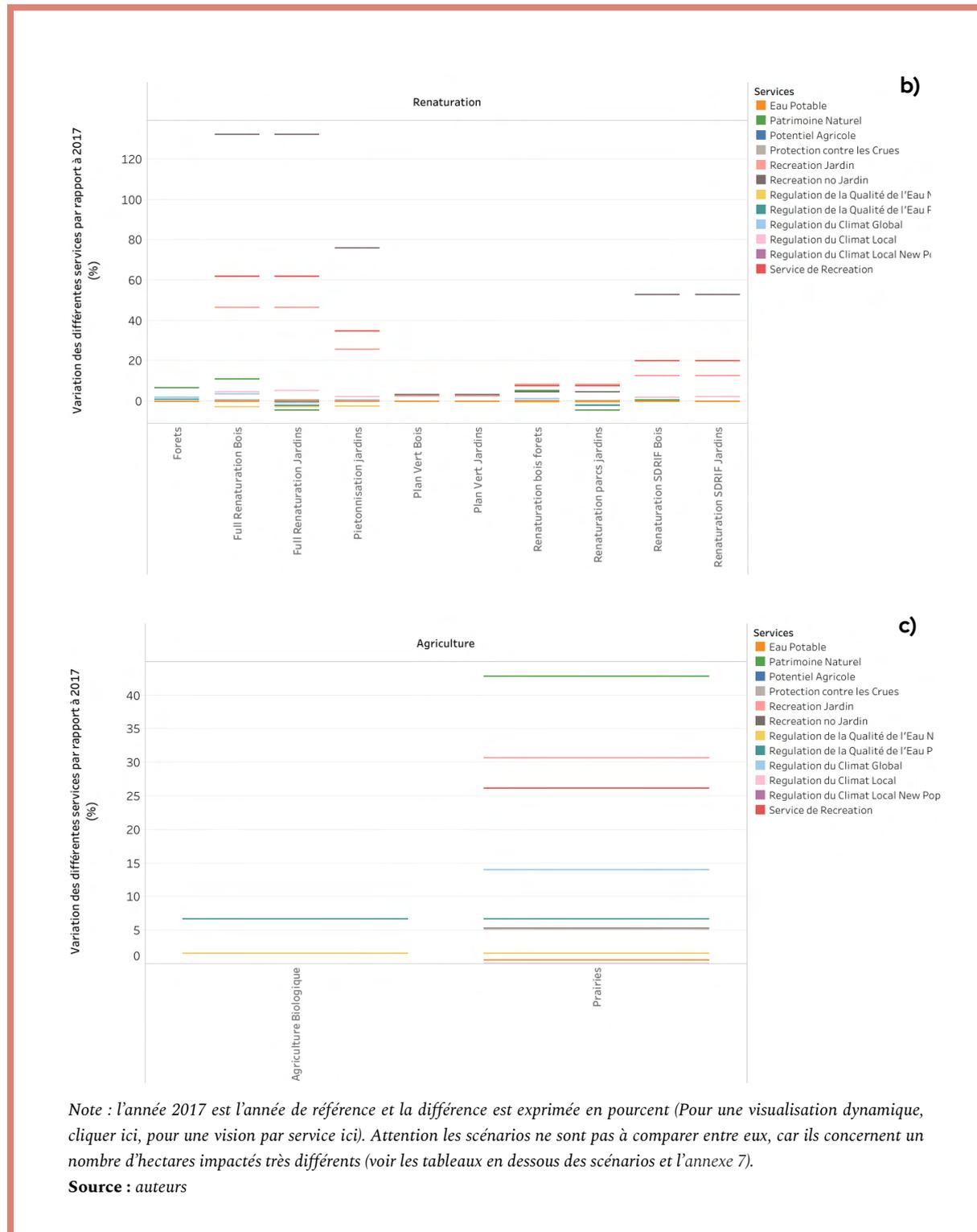
Enfin, les scénarios dits de « densification » impactent peu d'hectares relativement aux autres, mais impactent les parcs et jardins dans des zones urbanisées et ont par conséquent une forte influence sur les services notamment en termes de récréation et de rafraîchissement. Même si ces scénarios ne sont pas réalistes ils montrent l'importance de maintenir des espaces de nature en ville pour l'ensemble des SE.

Les scénarios de renaturation ou solutions fondées sur la nature pour la production de SE impactent tous globalement positivement les SE, et montrent les plus fortes variations de SE. Le seul service négativement impacté est le service de patrimoine naturel lorsque la renaturation est concentrée sur le développement de jardins plutôt que sur des habitats plus naturels comme des forêts. Les actions de renaturation (plantation d'arbres dans les rues, renaturation massive) ont des impacts bien plus significatifs sur les SE que n'importe quel autre choix d'aménagement en matière d'urbanisation dans la région à population constante et relativement au nombre d'hectares impactés. Malgré cela, les objectifs de renaturation ne sont à ce jour que trop peu ambitieux en Île-de-France (SDRIF et plan vert). En Île-de-France, 500 à 2 800 hectares de renaturation sont prévus quand le déficit en espace de nature mesuré par rapport à l'objectif de 10 m² par habitant est de plus de 4 000 hectares.

Enfin, comme dans le cas de l'analyse historique, les scénarios agricoles influencent fortement la production de SE, faisant de ces scénarios les seuls exclusivement positifs en termes de SE (figure 15 c). L'amélioration des pratiques influence à la hausse le service lié à la qualité de l'eau, les autres services restant constants. Sans surprise, le scénario [prairie] influence très significativement l'ensemble des SE. Ceci s'explique par la part très importante de terres agricoles sur le territoire, impliquant un scénario très fort en termes de changement d'usage du sol. Les services de patrimoine naturel (+ 40 %), de récréation (+ 26 %), de régulation du climat global (+ 14 %), de rétention de nutriments et de protection contre les crues (+ 6 %) se voient significativement augmentés. Ceci appelle, encore une fois, à l'encouragement de pratiques agricoles moins intensives, de terres agricoles et de prairies à haute valeur naturelle et de paysages en mosaïque, ou la promotion de zones d'intérêt écologique sur les terres agricoles.

Figure 15 : impacts des différents scénarios étudiés dans IDEFESE sur les services écosystémiques produits en Île-de-France



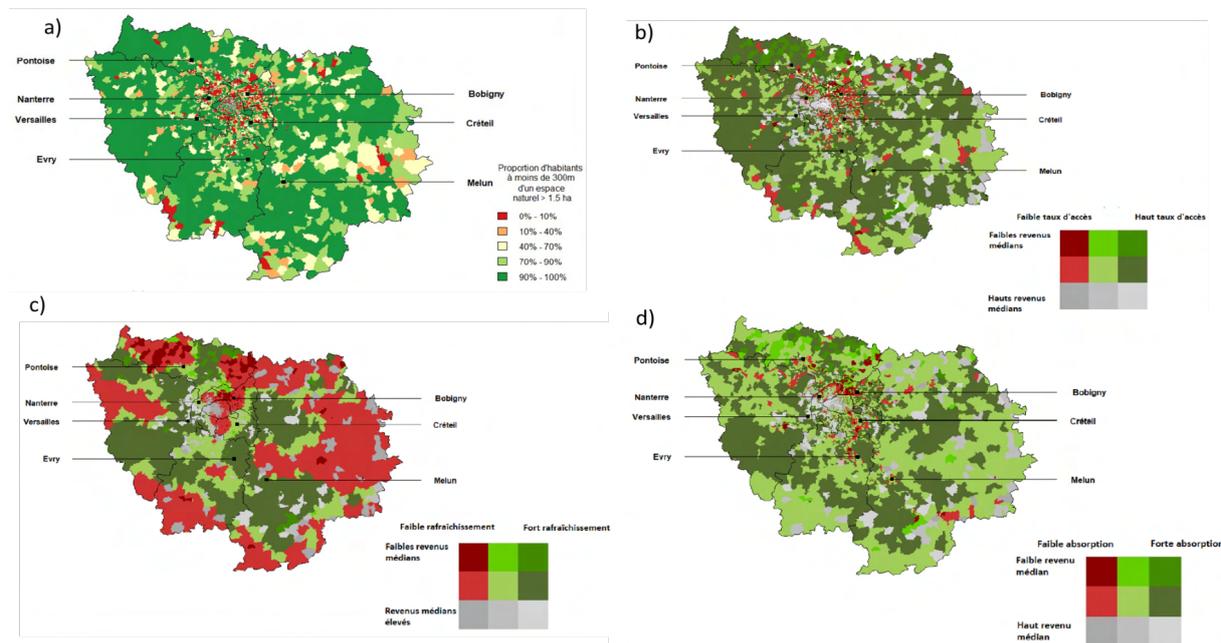


Partie 4.
Proposition
concernant la
prise en compte
des enjeux de
justice sociale dans
les politiques de
renaturation

Les bienfaits de la fréquentation d'espaces de nature en ville sur la santé, tant physique que mentale, sont de mieux en mieux reconnus, *OMS Urban green spaces and health, 2016*. Ces bienfaits semblent être de magnitude plus importante pour les populations défavorisées, comme en témoignent des études menées en Angleterre, *Mitchell et Popham, 2008*, au Royaume-Uni, *Lachowycz et Jones, 2014* ou dans l'ensemble de l'Europe, *Mitchell et al., 2015*. Cela s'explique notamment par le fait qu'un revenu plus élevé donne en général accès à davantage d'opportunités de loisirs ou de possibilités d'accès à la nature. L'accès à des espaces de nature en ville permet ainsi de partiellement compenser des inégalités de revenus en offrant la possibilité de pratiquer une activité physique extérieure, source de réduction du stress, *Hartig et al., 2014* et d'amélioration de la santé des populations concernées.

Pourtant, les politiques de renaturation actuelles ne prennent pas en compte les aspects socio-économiques et socio-démographiques des zones urbaines et péri-urbaines lorsqu'elles ciblent les espaces à renaturer. Par exemple, le schéma directeur de la région Île-de-France prévoit l'accès à 10 m² d'espaces de nature par habitant, en ciblant leur développement en priorité dans les municipalités comportant moins de 10 % d'espaces naturels, quelles que soient les caractéristiques socio-économiques de leurs habitants. La future création des forêts urbaines de la ville de Paris annoncée lors de la précédente mandature de la maire Anne Hidalgo rentre dans ce type de ciblage. De tels critères peuvent apparaître comme pertinent pour prioriser les actions de renaturation, mais dans un contexte de budget contraint, ils reviennent à prioriser les efforts sur les localisations ayant le moins d'espaces de nature et, dans le cas de l'Île-de-France, à la ville de Paris et la petite couronne (*figure 16 a*). Ce choix peut être discutable d'un point de vue de la justice sociale en Île-de-France, car bien que la ville de Paris soit assez dépourvue d'espaces de nature, ses habitants sont parmi les plus favorisés en termes de revenus moyens ou d'éducation comparativement au reste de l'Île-de-France, ce qui leur permet notamment de pouvoir « s'échapper » de Paris assez facilement et de bénéficier d'un accès à des espaces naturels plus éloignés, mais de bien meilleure « qualité » qu'en Île-de-France. Or, ce n'est pas le cas des populations les plus démunies des départements limitrophes qui sont contraints à rester dans leurs communes, y compris pendant les périodes de vacances scolaires. Prioriser la renaturation de villes et de quartiers où les habitants cumulent les inégalités dans de multiples dimensions peut donc s'avérer nécessaire, comme par exemple pour la Seine-Saint-Denis. En effet, elle cumule de faibles revenus et de faibles accès à la nature (*figure 16 b*), ainsi qu'un faible accès à différents SE (*figure 16 c et 16 d* pour la régulation du climat local et la protection contre les inondations).

Figure 16 : accès aux espaces verts en Île-de-France et croisement entre services écosystémiques et revenu médian



Note : a) proportion d'habitant à moins de 300 mètres d'un espace naturel d'au moins 1.5 hectare en 2017 – b) croisement entre revenu médian et accès à la nature – c) croisement entre le revenu médian et le service de régulation du climat local – d) croisement entre le revenu médian et le service de rétention des inondations (basées sur le MOS 2017, les données à l'IRIS de recensement 2015 et les modélisations de services présentées plus haut).

Source : auteurs

Forts de ce constat, nous proposons une méthode d'évaluation des impacts d'opérations de renaturation sur les inégalités de conditions de vie en partant du principe que l'accès à la nature constitue l'une des conditions fondamentales de l'épanouissement humain, Liotta et al., 2020. Bien que la méthode développée soit mise en œuvre sur des espaces hypothétiques au niveau des IRIS²⁰, elle peut parfaitement être appliquée pour évaluer un ensemble de projets réels sur un territoire. La méthode peut permettre de prioriser des programmes de renaturation de manière à améliorer l'accès de la population à des espaces de nature tout en assurant, chemin faisant, la réduction des inégalités sociales sur un territoire.

Pour réaliser notre analyse, nous avons, tout d'abord développé un indicateur de bien-être comportant différentes dimensions. Le choix de ces dimensions est inspiré du rapport, Stiglitz-Sen-Fitoussi 2009, qui définit le bien-être comme multidimensionnel. Ce rapport identifie huit composantes nécessaires au bien-être : les conditions de vie matérielles, la santé, l'éducation, les activités personnelles, la participation politique et la gouvernance, les relations sociales, l'insécurité physique et économique, et l'environnement.

20. « Îlots regroupés pour l'information statistique », échelle infra-communale, partitionnant le territoire des communes d'au moins 10 000 habitants et une forte proportion des communes de 5 000 à 10 000 habitants. La France compte environ 16 100 IRIS dont 650 dans les DOM.

INDICE D'INÉGALITÉS

Les inégalités de bien-être peuvent être calculées en utilisant l'indice suivant, Bourguignon, 1999 :

$$I = 1 - \frac{1}{N} \frac{\sum_N [\sum_K \frac{1}{K} x_{ik}^\beta]^{\alpha/\beta}}{[\sum_K \frac{1}{K} \bar{x}_k^\beta]^{\alpha/\beta}}$$

Avec x_{ik} le bien-être de l'IRIS i sur la dimension k (revenu, santé,...) et \bar{x}_k sa valeur moyenne sur la population N . Nous appliquons une pondération égale sur toutes les dimensions et les individus. Dans l'exemple ci-dessous, et pour faciliter l'illustration, nous considérons de manière arbitraire que les différentes dimensions du bien-être sont imparfaitement substituables ($\beta=1/2$) et que les décideurs en matière d'aménagement seraient averses aux inégalités, et attacheraient une plus grande importance aux variations du bien-être dans les IRIS les plus défavorisés ($\alpha=1/3$).

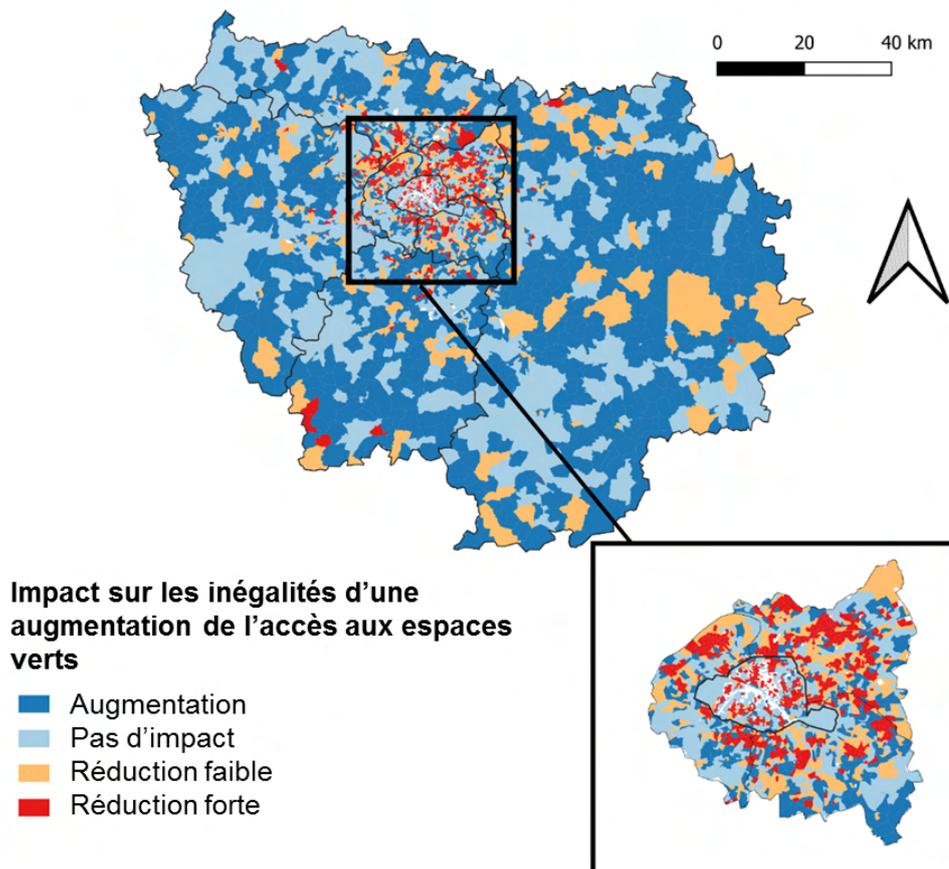
Les différentes composantes du bien-être dans l'étude appliquée à l'Île-de-France ont respectivement été approchées par les indicateurs suivants :

- le revenu disponible médian (données Insee, 2015) pour les conditions de vies ;
- l'espérance de vie à 65 ans (données ORS, 2013) pour la santé ;
- la proportion de personnes ayant suivi des études supérieures (données Insee, 2015) pour l'éducation ;
- le taux d'abstention aux élections municipales (données du ministère de l'Intérieur, 2014) pour la participation politique ;
- le taux de chômage (données Insee, 2015) pour les activités personnelles ;
- l'exposition aux pollutions et désaménités environnementales²¹ (Institut Paris région, 2016) pour l'environnement ;
- l'accès à un espace vert de plus de 1,5 hectare à moins de 300 mètres du domicile pour l'environnement.

Notre indicateur a été calculé au niveau de l'IRIS. Nous avons ensuite simulé un scénario d'amélioration de l'accès aux espaces verts dans chaque IRIS dans lequel chaque habitant aurait accès à un espace vert de plus de 1,5 hectare à moins de 300 mètres, soit environ 5 minutes à pied.

²¹. Cet indicateur, construit par l'Institut Paris région, prend en compte les pollutions de l'air, les pollutions sonores, les pollutions de l'eau, les pollutions du sol, et les pollutions liées à l'activité industrielle.

Figure 17 : impact sur les inégalités d'une augmentation de l'accès aux espaces de nature en ville



Source : auteurs

Différentes situations émergent de cette simulation (figure 17). Dans les zones où tous les habitants ont déjà accès à un espace vert de plus de 1,5 hectare à moins de 300 mètres de chez eux, une mesure visant à ajouter des espaces verts n'aura aucun impact sur notre indicateur, et donc sur les inégalités de bien-être (zones représentées en bleu clair sur la figure 17). On retrouve par exemple cette situation en Seine-et-Marne (forêt de Fontainebleau, etc.), dans le Val-d'Oise (parc naturel du Vexin, etc.) ou dans les Yvelines (vallée de Chevreuse, etc.).

Dans les zones où les habitants sont déjà favorisés selon de multiples dimensions du bien-être, le fait d'ajouter des espaces verts va contribuer à favoriser davantage des populations qui sont déjà bien dotés en revenus, éducation, santé, etc. (IRIS représentés en bleu foncé sur la figure 17). On retrouve par exemple cette situation dans certains IRIS au sud et à l'ouest de la petite couronne, ainsi qu'en Seine-et-Marne, dans les Yvelines et au sud de l'Essonne. La renaturation de tels territoires ne contribue pas à réduire les inégalités.

Nous identifions ensuite les IRIS pour lesquels une renaturation permettrait de réduire les inégalités de bien-être (représentés en orange et rouge sur la figure 17). Il s'agit d'IRIS où les habitants n'ont pas tous accès à des espaces de nature, mais également où les habitants sont défavorisés au regard d'autres dimensions du bien-être. Dans une optique de réduction des inégalités, les IRIS à cibler en priorité sont essentiellement situés en petite couronne, et plus particulièrement dans les départements du nord de la petite couronne (Seine-Saint-Denis). Dans une moindre mesure, nous identifions aussi certains IRIS en grande couronne.

Ces éclairages complètent les informations sur les impacts de la renaturation issues des évaluations de services écosystémiques. Ils permettent d'intégrer des préoccupations de justice environnementale dans les décisions d'aménagement. Pour plus d'information consulter la [note rapide destinée aux décideurs](#) ou l'[article académique correspondant](#).

Partie 5. Au-delà de l'approche réglementaire, vers de nouveaux outils fonciers de protection des services écosystémiques²² ?

22. À noter : nous avons choisi ici de nous concentrer sur les ORE, cependant la méthode développée en Île-de-France présentée en encadré 7 pourrait concerner plus largement d'autres instruments de protection des terres privées et de paiements pour services environnementaux.

1. Présentation d'un nouvel outil foncier : les obligations réelles environnementales (ORE)

L'obligation réelle environnementale (ORE) est l'une des mesures importantes bien qu'encore peu connue de la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (2016). Il s'agit d'un outil juridique nouveau, codifié à l'article 132-3 du Code de l'environnement, qui permet à un propriétaire foncier de mettre en place des mesures de protection souples et durables des composantes naturelles de son terrain.

En pratique, les ORE prennent la forme d'un contrat par lequel le propriétaire de l'immeuble fait naître à sa charge des obligations dont la finalité doit impérativement être « le maintien, la conservation, la gestion ou la restauration d'éléments de biodiversité ou de services écosystémiques ». Ces obligations peuvent être des obligations de faire (tailler des haies, maintenir une zone humide ...) ou de ne pas faire (ne pas construire, ne pas épandre de pesticides...) et sont consenties au bénéfice d'une collectivité territoriale, d'un établissement public ou d'une personne morale de droit privée agissant pour la protection de l'environnement (exemple l'association de protection de la nature). Le rôle de ce co-contractant n'est pas neutre puisque les engagements du contrat doivent être réciproques, ainsi son implication peut aller de simples actions de contrôle, à la réalisation effective de tout ou partie des mesures de gestion prévues au contrat. En dehors de ces restrictions l'ORE relève du régime du contrat (Code civil, article 1101), c'est donc un dispositif souple qui repose sur la concertation, l'échange de consentement et, *in fine*, la volonté du propriétaire de créer une norme de protection de la nature sur son terrain dont le cocontractant sera le garant.

L'originalité et la force des ORE réside enfin dans la nature des obligations qu'elles permettent de créer : celles-ci sont bien « réelles » et non pas « personnelles ». Elles sont donc attachées au droit de propriété du bien immobilier désigné et s'imposent ainsi à tous les propriétaires successifs du bien pour toute la durée du contrat (99 ans maximum). Pour assurer leur effectivité et opposabilité à tous, les contrats d'ORE doivent être signés en la forme authentique (par une administration ou devant un notaire) et publiés au service de la publicité foncière, sous peine de nullité.

2. Le précédent étatsunien : les *conservation easements*

Les ORE sont inspirées d'un dispositif en vigueur aux États-Unis, intitulé *conservation easements*, qui s'est beaucoup développé à partir des années 1980 pour constituer désormais une voie supplémentaire (sinon alternative) à la protection réglementaire des milieux naturels.

La national *conservation easement* database définit cet outil juridique de la façon suivante : « un *conservation easement* est un accord volontaire et légal qui limite de façon permanente les usages possibles d'une parcelle de terrain afin de protéger son intégrité écologique [*conservation values*]. Aussi connu sous le nom d'accord de conservation, les *conservation easements* sont un outil de protection d'une propriété pour les générations futures » (notre traduction). En pratique le principe est relativement proche de celui des ORE. Le contrat de *conservation easement* permet à un propriétaire privé de céder – à titre gratuit ou onéreux – une partie des droits d'usage qui composent son droit de propriété à un organisme qualifié, afin de protéger les éléments de patrimoine culturel ou naturel présents sur son terrain. À la différence de la France, cette limitation peut être consentie à perpétuité, et dans bien des cas il s'agit là d'une condition nécessaire pour pouvoir bénéficier des diverses déductions fiscales prévues par les législations régionales ou fédérales.

Apparue à la fin des années 30, la pratique de ce type de contrat s'est considérablement démocratisée à partir des années 1980 à la suite de l'adoption de mesures fiscales incitatives et d'un travail d'uniformisation légale de ce dispositif à l'échelle fédérale, *Cheever & McLaughlin, 2015 ; Kay, 2015*. Le montant de ces dépenses fiscales repose sur la « valeur » du *conservation easement*, qui est calculée au cas par cas par des experts qualifiés en estimant la valeur vénale [*fair value*] du bien immobilier avant et après la contractualisation. La différence entre les deux

prix donne la valeur du *conservation easement*. Si le contrat est convenu à titre gratuit et qu'il remplit les conditions explicitées à la [section 170\(h\) du Code fédéral des impôts](#) un propriétaire privé pourra déduire la valeur du *conservation easement* de son impôt sur le revenu au titre de sa contribution à une œuvre contribuant à l'intérêt général. En outre la diminution de la valeur vénale de son terrain se répercute sur les taxes foncières et les impôts sur les successions auxquels il est assujéti. En plus de ces dispositions fédérales, 14 États américains ont mis en place des incitations fiscales pour l'adoption de *conservation easements*. À ces incitations économiques au don de *conservation easement* à des organismes qualifiés, s'ajoutent également des programmes plus ciblés d'achat de *conservation easement* par des collectivités locales ou des *land trust*. La combinaison de ces deux moyens a très largement contribué au succès des *conservation easement* outre atlantique. Le dernier recensement réalisé par la *land trust alliance* rapporte que cet instrument juridique a d'ores et déjà permis de protéger durablement 22,6 millions d'hectares d'espaces naturels, soit approximativement 2,4 % du territoire national étatsunien²³.

3. Perspectives pour le déploiement des ORE dans la protection de services écosystémiques

Jusqu'à présent l'efficacité des *conservation easement* en termes de protection de l'environnement n'a pas fait l'objet d'études systématiques en dépit des appels, par le monde des sciences de la conservation sur le sujet, *Ferraro & Pattanayak, 2006 ; Sutherland et al., 2004*. Quelques études ont néanmoins permis de mettre en évidence leur efficacité dans des contextes locaux en s'appuyant sur des analyse spatiales de densité bâti et d'infrastructures routières, *Pocewicz et al., 2011* ou sur des méthodes de cartographie de services écosystémiques, *Benez-Secanho & Dwivedi, 2020 ; Butsic et al., 2017 ; Villamagna et al., 2015*. Dans cette dernière catégorie, deux études utilisent le modèle InVEST et aboutissent à la conclusion que les parcelles protégées par des *conservation easements* fournissent *ceteris paribus* plus de services écosystémiques que les parcelles environnantes qui ne bénéficient d'aucune protection, *Benez-Secanho & Dwivedi, 2020 ; Butsic et al., 2017*. *Benez-Secanho & Dwivedi 2020* poussent l'analyse plus avant en comparant leur efficacité relative par rapport à trois types d'aires protégées – locales, étatiques et fédérales – et montrent que, en matière de provision de services écosystémiques, les parcelles grevées d'un *conservation easement* sont plus efficaces que les réserves locales, mais moins que les réserves étatiques et fédérales, sachant que les motifs qui ont poussé à créer des réserves étatiques ou fédérales sont souvent la qualité écologique exceptionnelle des écosystèmes visés et la nécessité qui existe à les protéger de toute activité humaine. En comparaison les *conservation easement* sont adoptés sur des terrains privés où les habitats naturels ont été en partie modelés par des usages anthropiques.

Ces résultats nous intéressent à deux titres. D'une part, parce qu'ils indiquent qu'un dispositif contractuel comme les ORE peut contribuer à protéger l'intégrité écologique des espaces naturels ou semi-naturels, en complément d'autres instruments d'action publique (notamment sur les terres privées) ; et d'autre part, parce qu'ils s'appuient sur des méthodes de cartographie des services écosystémiques pour le démontrer. Nous avons donc testé dans le cadre d'IDEFESE le potentiel de ces contrats pour la protection des services écosystémiques s'ils étaient ciblés à partir de modélisations de services écosystémiques (*voir encadré 4*).

23. Voir le [national land trust census](#).

Encadré 4 – Potentiel des obligations réelles environnementales dans la protection des services écosystémiques en Île-de-France *(Claron et al., in prep)*

Dans le cadre du projet IDEFESE nous avons souhaité explorer le potentiel de production de SE et la mobilisation des outils fonciers comme les ORE pour la préservation des SE. Ici les modélisations de SE ne sont pas utilisées *ex-post* pour évaluer l'efficacité des outils fonciers (sachant que les ORE sont apparues récemment comme dispositif de protection environnementale), mais *ex-ante* pour identifier les parcelles où ils pourraient être appliqués en priorité. Notre hypothèse est donc que la cartographie des SE peut constituer un support d'information utile pour aiguiller *ex-ante* les choix de localisation des servitudes de conservation. La cartographie des SE pourrait ainsi réduire les risques de mauvaise allocation des fonds qui ont été soulignés aux États-Unis, où l'adoption de servitudes de conservation est soutenue par des dépenses fiscales conséquentes, Parker, 2004; Parker & Thurman, 2019 ; Vercaemmen, 2018.

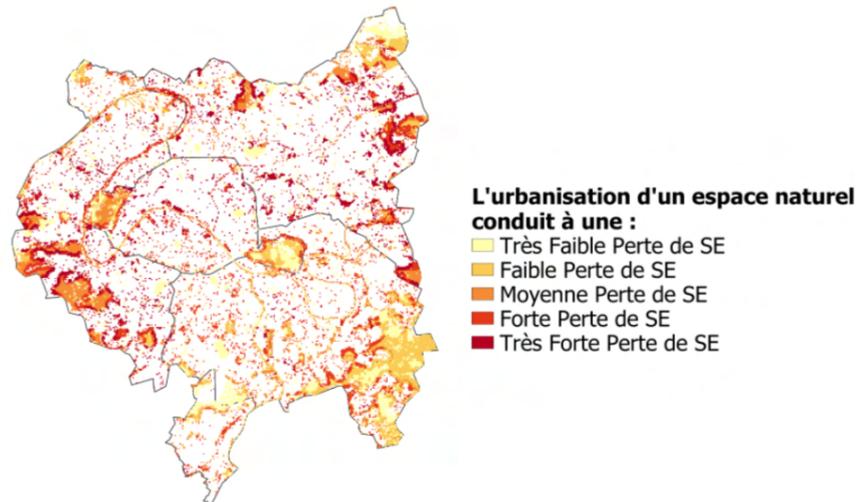
Périmètre de l'étude

On se concentre dans cette démonstration sur la Métropole du Grand Paris, particulièrement sujette à l'artificialisation. Nous nous focalisons sur la préservation de trois SE considérés comme particulièrement importants par les acteurs d'IDEFESE dans les milieux urbains et semi-urbains : les services récréatifs, la protection contre les crues et la régulation du climat local à travers le rafraîchissement par la végétation. Les services sont modélisés selon les méthodes présentées dans les fiches SE (voir section 3.4.). Ceci nous conduit à nous intéresser à 23980 parcelles produisant des SE (soit les parcs, jardins publics et privés, forêts et milieux semi-naturels, terrains enherbés, etc.), représentant 29,5 % de la superficie de la métropole du Grand Paris. Nous appellerons par la suite ces parcelles les « parcelles cibles ».

Calcul de la contribution de chaque parcelle à la production de SE

Dans une première étape, nous simulons une à une l'urbanisation de chaque pixel de parcelle cible, soit 23 980 simulations, transformée en habitat collectifs (poste 33 du MOS). Nous utilisons ensuite les modèles de SE pour mesurer la perte que chaque parcelle urbanisée implique pour les trois services concernés. Les variations de chaque SE sont ensuite normalisées de manière à agréger les informations sous la forme d'un indice synthétique. Cet indice est un indicateur d'impact relatif de l'urbanisation sur la fourniture du bouquet de trois SE. Pour une meilleure lisibilité des résultats on divise les parcelles en cinq catégories (« très forte perte de SE », « forte perte de SE », « moyenne perte de SE », « faible perte de SE », « très faible perte de SE »). Cela donne une carte permettant d'identifier les parcelles dont l'urbanisation entraînerait la plus grande perte de services, et illustre leur caractère irremplaçable (figure 18).

Figure 18 : impact relatif de l'urbanisation d'espaces de nature en ville sur un bouquet de services écosystémiques



Note : impact relatif de l'artificialisation des parcelles d'espaces naturels et semi-naturels sur la production de trois services écosystémiques (la récréation, la régulation du climat local et la protection contre les crues) pour orienter les choix en matière de déploiement de nouveaux outils conventionnels. L'indice est mesuré en calculant l'impact de l'imperméabilisation de parcelles (non imperméabilisées) sur leur niveau de production d'un bouquet de services écosystémiques. Chaque classe comporte un nombre égal de mailles.

Source : auteurs

Identification des parcelles à protéger

La couche de données relative au zonage réglementaire (PLU et PLUi)²⁴ est ensuite croisée avec nos résultats. Cela nous permet de disposer de trois informations pour chaque « parcelle cible » : son poste MOS, le niveau de perte de SE en cas d'urbanisation, son zonage PLU. Ces éléments nous permettent de déterminer quelles parcelles nécessiteraient d'être protégées par un outil foncier de type contractuel. En effet, on peut considérer que certaines parcelles sont déjà protégées de l'imperméabilisation :

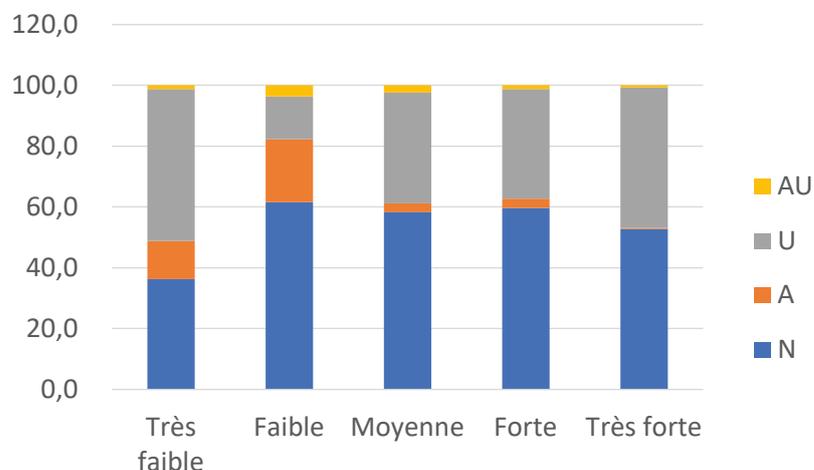
- les parcelles non imperméabilisables par nature : parcelles dont l'occupation des sols ne permet pas d'imaginer une imperméabilisation comme les eaux fermées (11), cours d'eau (12), baignades (20), cimetières (26) ;
- les parcelles non imperméabilisables par destination : parcelles dont le statut réglementaire (zonage PLU) ne permet pas d'imaginer une imperméabilisation. Catégories « urbain vert » (parcs et squares urbains) et « plan de sauvegarde et de mise en valeur (PSMV) par exemple ».

Pour la suite, nous nous concentrons donc sur les parcelles non imperméabilisées, mais imperméabilisables. La *figure 19* indique la distribution de ces parcelles selon leur zonage PLU et la perte de SE engendrée par leur urbanisation.

²⁴. Couche géographique issue de la base de données [zonage_PLU_de_l'APUR](#), et présentant 11 catégories de zonage PLU. À l'échelle des communes le PLU permet de définir quatre catégories de zone : A : zone agricole, N : zone naturelle et forestière, U : zone urbaine, AU : zone à urbaniser.

Figure 19 : catégorisation des parcelles selon leur zonage PLU et la perte de SE engendrée par leur urbanisation

En %



Source : auteurs

Estimations exploratoires des coûts de mise en place des ORE

Le coût de transaction unitaire de déploiement d'une ORE se décompose comme suit, *Boyd et al., 2000*²⁵ :

- coût de contractualisation : coût nécessaire à la négociation à quoi s'ajoutent les frais notariaux ;
- coût de mise en œuvre des obligations : coût nécessaire à la réalisation des obligations prévues aux contrats (hors transferts financiers). A minima ce sera du contrôle, mais ça peut aller jusqu'à la réalisation de prestation ;
- coût d'opportunité : coût supporté par le propriétaire pour renoncer aux usages alternatifs de son terrain. Dans le cadre de cette étude : coût lié à la renonciation à la constructibilité du terrain.

Sur la base des entretiens réalisés dans le cadre d'IDEFESE et de données issues de l'observatoire du foncier régional d'Île-de-France²⁶, nous proposons l'estimation suivante (tableau 3). Ces chiffres sont à visée exploratoire, à utiliser avec précaution et gagneraient à être affinés avec des données plus précises.

Tableau 3 : coûts estimés pour la mise en place d'une ORE

Type de coût	Base de calcul	Coût en euros
Contractualisation	Par acte	1 000
Mise en œuvre	Par hectare par an	700
Opportunité	Par hectare	10 millions

Source : auteurs

Le coût d'opportunité peut paraître élevé, mais correspond à la différence moyenne de valeur des terrains constructibles et non constructibles. En réalité l'ORE n'entraîne pas une

25. Ces hypothèses sont simplificatrices, car les coûts de mise en œuvre devraient aussi inclure les coûts liés aux risques de litiges ou contentieux qui peuvent survenir dans ce type de contrats de longue durée.

26. *Note de conjoncture n°16. Les marchés fonciers franciliens (ORF, 2019).*

perte de constructibilité définitive, mais temporaire (même si c'est a priori pour une longue durée). Ce coût pourrait donc être réévalué en fonction de la durée du contrat appliqué.

Nous estimons ensuite le coût de protection d'un terrain de 1 hectare sur la base de trois nouvelles hypothèses de durée, de taux d'actualisation et de forme de compensation. Nous supposons d'abord, une durée de contrat de 50 ans, avec un taux d'actualisation de 2,5 %²⁷. Nous supposons ensuite, que l'indemnité compensatoire, liée au coût d'opportunité supporté par le propriétaire, est versée sous la forme d'un montant forfaitaire annuel pendant toute la durée du contrat. Le coût actualisé de protection des parcelles selon leur catégorie de zonage PLU est alors le suivant :

Tableau 3.a : répartition des coûts de la mise en place d'une ORE par zonage PLU

En euros

Type de coûts	Contractualisation	Mise en œuvre	Opportunité	Total
Zone PLU	Par acte	ha/an	ha	actualisé
N	1 000	700	-	20 829,23
U	1 000	700	-	20 829,23
A	1 000	700	-	20 829,23
AU	1 000	700	10 000 000	5 693 291,56

Source : auteurs

Appliqués à l'ensemble des parcelles à protéger ces coûts actualisés conduisent aux montants suivants :

Tableau 3.b : coûts estimés par zonage PLU et par contribution des cellules à la provision de services écosystémiques

En euros

Zone PLU	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
N	24 203 563	49 302 783	51 198 242	50 156 781	47 011 567
U	33 326 765	11 247 783	32 118 669	30 410 673	41 116 896
A	8 352 520	16 621 724	2 603 653	2 561 995	291 609
AU	233 424 954	791 367 527	563 635 865	273 277 995	187 878 622
Zone PLU	Très faible	Faible	Moyenne	Forte	Très forte
U et AU	266 751 719	802 615 310	595 754 534	303 688 668	228 995 518
A et N	32 556 083	65 924 506	53 801 896	52 718 776	47 303 177
Total	299 307 802	868 539 817	649 556 430	356 407 444	276 298 694

Source : auteurs

Discussion des résultats :

Nous distinguons trois sous-totaux qui permettent d'éclairer la décision publique en matière de protection des SE. Le premier [U + AU] représente, pour chaque catégorie de parcelle,

27. Taux d'actualisation sans risque issu du rapport Quinet (2013).

le coût de protection de parcelles qui ne bénéficient pas de la protection réglementaire apportée par le PLU. Ce coût est important, car il comporte l'indemnisation des coûts d'opportunité supportés par les propriétaires. Le deuxième [A + N] correspond au coût de transaction d'ORE sur l'ensemble des terrains non constructibles fournissant le bouquet de trois SE retenus. Ces coûts sont moins importants, mais ils sont probablement surévalués. En effet un certain nombre de forêts et de terres agricoles de la Métropole du Grand Paris sont la propriété de collectivités locales ou d'organisations privées de protection de la nature. Ils bénéficient par conséquent d'une protection juridique robuste face à l'imperméabilisation. Par ailleurs, on peut considérer qu'il n'est pas utile de protéger des terrains qui bénéficient déjà d'une protection réglementaire. Cependant, les PLU peuvent être révisés et ces terrains pourraient devenir constructibles à l'occasion d'un changement de mandature. D'ailleurs, l'essentiel de l'artificialisation en Île-de-France se fait au détriment des terres agricoles. Dans ce cas la protection contractuelle apportée par l'ORE peut apporter une sécurité supplémentaire pour protéger ces espaces naturels, agricoles et forestiers. D'autres pistes, peut-être moins coûteuses, peuvent également être envisagées pour renforcer la protection des zones agricoles (A) et naturelles (N) des PLU. L'une d'entre elles pourrait concerner le renforcement des pouvoirs des CDPENAF (CIPENAF en Île-de-France)²⁸. Systématiquement consultées lorsqu'une révision de PLU entraîne une réduction des espaces agricoles, naturels ou forestiers les CDPENAF ne rendent à ce propos que des « avis simples ». Par conséquent les communes avisées ne sont pas tenues de respecter les réserves ou objections éventuelles de ces commissions, ce qui ne serait pas le cas si elles rendaient des « avis conformes ».

Soulignons également que la France applique le principe de non-indemnisation des servitudes d'urbanisme (Code de l'urbanisme, art. L105-1). Dans le cas général, modifier la catégorie de zonage PLU de AU vers A ou N n'ouvre pas droit à l'indemnisation du propriétaire. Il s'agit là d'une méthode de protection peu coûteuse du point de vue de l'action publique dans la mesure où elle fait supporter intégralement le coût d'opportunité au propriétaire, ce qui pose un problème d'acceptabilité. Sur la base de cette éventualité l'ORE peut constituer un outil de négociation permettant de trouver des compromis pour que le propriétaire puisse aménager son terrain en compatibilité avec les SE qu'il fournit. Plutôt que de changer l'affectation de son terrain, les pouvoirs publics locaux peuvent par exemple proposer au propriétaire un contrat qui autorise la construction d'édifices uniquement dans la mesure où ceux-ci n'imperméabilisent pas le terrain²⁹.

Enfin, il faut souligner que ni la protection réglementaire du PLU ni les ORE ne résistent à des instruments juridiques de droits publics tels que les déclarations d'utilité publique (DUP). Or, les services de l'État et les collectivités publiques demeurent les principaux aménageurs de l'Île-de-France, tout particulièrement dans le périmètre du Grand Paris. Les outils de cartographie des services écosystémiques peuvent alors fournir une information économique utile pour orienter l'usage de ces procédures administratives.

²⁸. Commissions départementales (interdépartementale en Île-de-France) de préservation des espaces agricoles, naturels et forestiers.

²⁹. À cet effet la loi Alur (2014) a introduit la reconnaissance de nouveaux modes d'habitats et en particulier des « résidences démontables » qui sont des habitats sans fondations (Code de l'urbanisme, article R*111-46-1).

Partie 6. Conclusion et besoins de connaissance

Ce rapport met en avant les différentes étapes nécessaires à l'établissement d'une politique publique visant à la prise en compte des services écosystémiques dans les politiques d'aménagement mise en œuvre sur un territoire urbain et péri-urbain. Celles-ci sont au nombre de cinq selon nous :

- 1) construction des modèles de production des services écosystémiques à partir d'outils standardisés et peu coûteux à déployer, tant pour ce qui concerne la collecte de données que pour la construction des fonctions de production ;
- 2) description historique de l'évolution des services écosystémiques pour comprendre les dynamiques passées et essayer d'en tirer des interprétations et stimuler des dynamiques d'apprentissages collectifs sur le sujet ;
- 3) réalisation de scénarios prospectifs permettant de tester différentes stratégies d'aménagement en matière de construction de zones d'habitations, de zones commerciales et d'infrastructures de transports, mais aussi en matière d'investissement dans la préservation ou la production d'habitats pourvoyeurs de SE ;
- 4) mobilisation de ces outils de diagnostics historiques et prospectifs pour tester les effets de politiques publiques recherchant une plus grande justice environnementale en matière d'aménagement et de renaturation de certains espaces urbains, en mettant l'accent sur les aspects distributifs de ces politiques ;
- 5) mobilisation de ces outils pour optimiser l'usage des budgets publics en matière de protection de la biodiversité ordinaire et des SE qu'elle produit, grâce à des analyses croisant les coûts associés au déploiement de certains outils de protection environnementale et des indicateurs renvoyant à l'efficacité de ces outils en matière de protection ou de production de SE.

Les méthodes et les résultats présentés dans ce rapport nous semblent fournir une illustration claire de la manière dont ces cinq étapes peuvent être mises en œuvre sur un territoire urbain ou péri-urbain, en nous appuyant sur l'exemple de l'Île-de-France. D'autres exemples de cartographie de SE co-construits avec les acteurs locaux de l'aménagement ont été produits sur le territoire français dans le contexte urbain comme dans *Vannier et al., 2017, 2018* à Grenoble, ou *Cabral et al., 2016* et *Levrel 2017* sur la communauté urbaine de Bordeaux.

Des difficultés importantes sont cependant à mentionner. Certains services écosystémiques sont particulièrement délicats à renseigner, et nous ont amené à ne pas les présenter dans ce rapport. Par exemple le service de pollinisation, ou le service de régulation de la qualité de l'air ont besoin d'études complémentaires, et de données biophysiques beaucoup plus fines que ce dont nous avons à disposition. Certaines données qui devraient être disponibles, sont par ailleurs, longues et complexes à obtenir, notamment lorsqu'elles renvoient à des pratiques agricoles. Or, une part importante des scénarios peut être rattachée à l'évolution des pratiques agricoles en territoire péri-urbain (objectif de multifonctionnalité des exploitations agricoles, adoption de pratiques adaptées aux circuits courts, conversion vers des pratiques comme le bio ou l'agroforesterie). Tout cela explique pourquoi le niveau de description des SE et des pratiques qui en orientent la production sont parfois assez grossiers. Il faut donc avant tout considérer cet exercice d'évaluation de l'offre de SE comme un moyen de fournir des informations qui vont permettre d'élargir la nature des débats autour de l'aménagement urbain.

Une autre limite à mentionner concerne la description de la demande dans les territoires urbains et péri-urbains. Celle-ci apparaît comme relativement hétérogène, tant pour ce qui concerne la population que les services auxquels elle renvoie. Dès lors, pouvoir qualifier correctement cette demande nécessiterait de réaliser des enquêtes de terrains relativement coûteuses, sinon les préférences relatives à différentes catégories de personne (qualifiées à partir de leur lieu d'habitation, de leur âge, de leur catégorie socio-professionnelle, etc.) pour différentes catégories de SE (récréatifs, atténuation, des risque d'inondation, îlots de fraîcheurs, etc.) ne pourront être correctement décrites. Il nous semble que cette proposition n'est pas réaliste pour pouvoir établir des diagnostics relativement rapides, et à un coût raisonnable, de

la demande en services écosystémiques sur un territoire donné. C'est pourquoi, nous avons proposé d'appuyer notre évaluation sur des indicateurs qui reflètent de manière relativement indirecte la demande pour les SE. Si deux études précises devaient être menées en matière de demande pour des services écosystémiques, c'est probablement sur les services récréatifs et sur le service de régulation du climat local à travers le rafraîchissement offert par la végétation (permettant un confort thermique) qu'il faudra porter l'effort. Il s'agit en effet de services pour lesquels l'hétérogénéité des préférences des populations riveraines est susceptible d'être extrêmement forte selon le groupe d'individu, la localisation, les catégories socio-économiques.

Références

- Alcamo. J. (2008) *Environmental futures: the practice of environmental scenario analysis. Developments in integrated environmental assessment - Volume 2*. Elsevier, Amsterdam.
- Andrade. H., Alcoforado, M. J., & Oliveira. S. (2011). *Perception of temperature and wind by users of public outdoor spaces: relationships with weather parameters and personal characteristics*. *International journal of biometeorology*, 55(5).
- APUR. (2020). *Atténuer les îlots de chaleur urbains - Cahier n° 5 : méthodes et outils de conception des projets*. www.apur.org/fr/nos-travaux/attenuer-ilots-chaleur-urbains-cahier-5-methodes-outils-conception-projets.
- Allen. R.G, Pereira. L.S., Raes. D., Smith. M., (1998). *Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO irrigation and drainage, paper 56*. *Irrigation and drainage*, 1-15.
- Barra. M., Clergeau. P., 2020. « Zéro Artificialisation Nette » : des questions écologiques se posent. *Diagonal* 1-8.
- Baptist. F., Degre. A., Grizard. S., Maebe. L., Pipart. N., Renglet. J., Sohier. C., Dufrene. M., Dendoncker. N. (2016). *Élaboration d'une méthodologie d'évaluation des incidences sur l'environnement de l'aménagement foncier s'appuyant sur la notion des services écosystémiques*. Rapport général. Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des ressources naturelles et de l'environnement, 187 pp.
- Béchet. B. (coord.), Le Bissonnais. Y. (coord.), Ruas. A. (coord.), et al., 2017. *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action*. IFSTTAR et Inra (France), 650 p. (rapport), 127 p. (synthèse).
- Benez-Secanho. F. J., & Dwivedi. P. (2020). *Analyzing the provision of ecosystem services by conservation easements and other protected and non-protected areas in the upper Chattahoochee watershed*. *Science of the total environment*, 717, 137218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137218>.
- Boyd. J., Caballero. K., & Simpson. R. D. (2000). *The law and economics of habitat conservation: lessons from an analysis of easement acquisitions*. *Stanford environmental law journal*, 19, 209.
- Brunet. L., Tuomisaari. J., Lavorel. S., Crouzat. E., Bierry. A., Peltola. T., & Arpin. I., (2018). *Actionable knowledge for land use planning: making ecosystem services operational*. *Land use policy*, 72, 27-34.
- Bubeck. P., de Moel. H., Bouwer. L.M., Aerts. J.C.H.C. (2011). *How reliable are projections of future flood damage?* *Nat. hazards earth syst. Sci.*, 11, pp. 3293-3306.
- Butsic. V., Kuemmerle. T., Pallud. L., Helmstedt. K. J., Macchi. L., Potts. M. D., (2020). *Aligning biodiversity conservation and agricultural production in heterogeneous landscapes*. *Ecological applications* 30(3): 02057.
- Butsic. V., Shapero. M., Moanga. D., & Larson. S. (2017). *Using InVEST to assess ecosystem services on conserved properties in Sonoma county, CA*. *California agriculture*, 71 (2), 81-89.
- Ca. V. T., Asaeda. T., Abu. E.M. (1998). *Reductions in air conditioning energy caused by a nearby park, energy and buildings*, Vol. 29, pp. 83-92. Cao. X.
- Cabral. P., Feger. C., Levrel. H., Chambolle. M., & Basque. D. (2016). *Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: a first step toward integrative planning in Bordeaux, France*. *Ecosystem services*, 22, 318-327.
- Cheever. F., & McLaughlin. N. A. (2015). *An introduction to conservation easements in the United States: a simple concept and a complicated mosaic of law*. *Journal of law, property and society*, 1(107), 107-186.

- Clarke. K.C., and Gaydos. L., 1998. *Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore*. Int. J. geo. inf. sci. 12, 699-714.
- Claron. C., Mikou. M., Tardieu. L., Levrel. H. (in prep.). *Considering the potential of private land contracts for ecosystem services conservation*.
- Cortinovis. C., Geneletti. D., 2018. *Ecosystem services in urban plans: what is there, and what is still needed for better decisions*. Land use policy 70: 298-312.
- Costanza. R., (2008). *Ecosystem services: multiple classification systems are needed*. Biological conservation, 141, 350-352.
- Cruickshank. M., M. R. W. Tomlinson, and S. Trew (2000). *Application of CORINE Land Cover mapping to estimate carbon stored in the vegetation of Ireland*. Journal of environmental management 58 (4), 269-287.
- Dadvand. P., & Nieuwenhuijsen. M., (2019). Green space and health. In M. Nieuwenhuijsen & H. Khreis (Eds.), *integrating human health into urban and transport planning: a framework* (pp. 409-423). Cham: springer international publishing.
- Dallimer. M., Irvine. K.N., Skinner. A.M.J., Davies. Z.G., Rouquette. J.R., Maltby. L.L., Warren. P.H., Armsworth. P.R., Gaston. K.J., (2012). *Biodiversity and the feel-good factor: understanding associations between self-reported human well-being and species richness*. Bioscience 62, 47-55.
- De Freitas. C. R., & Grigorieva. E. A., (2015). *A comprehensive catalogue and classification of human thermal climate indices*. International journal of biometeorology, 59(1), 109-120.
- De Groot. R. S., Alkemade. R., Braat. L., Hein. L., & Willemen. L., (2010). *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making*. Ecological complexity, 7, 260-272.
- De Munck. C., Lemonsu. A., Masson. V., Le Bras. J., & Bonhomme. M., (2018). *Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting Paris city to climate change*. Urban Climate, 23, 260-286.
- Eliasson. I., 1996. *Urban nocturnal temperatures, street geometry and land use*. Atmospheric environment 30 (3), 379-392.
- Eumorfopoulou. E., Kontoleon. K., 2009. *Experimental approach to the contribution of plant-covered walls to the thermal behaviour of building envelopes*. Energy build. 44, 1024-1038.
- Euliss. N. H., Smith. L. M., Liu. S., Feng. M., Mushet. D. M., Auch. R. F., & Loveland. T. R., 2010. *The need for simultaneous evaluation of ecosystem services and land use change*. Environmental science & technology, 44(20), 7761-7763. Doi: 10.1021/es102761c.
- Ferraro. P. J., & Pattanayak. S. K., (2006). *Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments*. PLOS biology, 4(4), e105. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040105>.
- Grêt-Regamey. A., Altwegg. J., Sirén. E. A., van Strien. M. J., Weibel. B., 2017. *Integrating ecosystem services into spatial planning – A spatial decision support tool*. Landscape and urban planning, 165, 206-219.
- Guetté. A, Carruthers-Jones. J., Godet. L., Robin. M., (2018). « *Naturalité* » concepts et méthodes appliqués à la conservation de la nature. Cybergeog: european journal of geography 856.
- Hamel. P., Tardieu. L., Viguié. V., Lemonsu. A., De Munck. C., Nootemboom. C., Lonsdorf. E., Douglass. J., Sharp. R.S. (in prep). *Rapid assessment of urban heat reduction service: case study in the Paris region, France*.
- Hamel. P., Tardieu. L., Lemonsu. A., De Munck. C., Viguié. V. (2020). *Co-développement du module rafraîchissement offert par la végétation de l'outil InVEST*. Rapport remis à l'Ademe.

- Hansen. R., Frantzeskaki. N., McPhearson. T., Rall. E., Kabisch. N., Kaczorowska. A., Pauleit. S., 2015. *The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities*. *Ecosystem services*, 12, 228-246.
- Hijmans. Robert J., Susan. E., Cameron. Juan L., Parra. Peter G., Jones and Andy Jarvis (2005). *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. *International journal of climatology* 25 (15), pp. 1965-1978.
- Hodge. I., Hauck. J., Bonn. A., (2015). *The alignment of agricultural and nature conservation policies in the european Union*. *Conservation biology*, 29, 996-1005. Doi: 10.1111/cobi.12531.
- Houet. T., Ageudjad. R., Doukari. O., Battaia. G., & Clarke. K., (2016). *Description and validation of a « non path-dependent » model for projecting contrasting urban growth futures*. *Cybergeo: european journal of geography*.
- Institut d'aménagement et d'urbanisme (IAU, 2018) - Portail OpenData.
- IPBES, 2018. *The IPBES assessment report on land degradation and restoration*. Secretariat of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services, Bonn, Germany.
- IPBES, Diaz. S., Settele. J., Brondizio. E., Ngo. H., Guèze. M., Agard. J., Arneth. A., Balvanera. P., Brauman. K., Butchart. S., 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*.
- IPCC, 2019. *Climate change and land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems - Summary for policy makers*.
- Jáuregui. E., 1990. *Influence of a large urban park on temperature and convective precipitation in a tropical city*. *Energy and buildings*, 15(3-4), 457-463.
- Kay, K. (2015). *Breaking the bundle of rights: conservation easements and the legal geographies of individuating nature: environment and planning A: economy and space*. <https://doi.org/10.1177/0308518X15609318>.
- Keeler. B.L., Hamel. P., McPhearson. T., Hamann. M.H., Donahue. M.L., Meza Prado. K.A., Arkema. K.K., Bratman. G.N., Brauman. K.A., Finlay C. J.C., Guerry. A.D., Hobbie. S.E., Johnson. J.A., MacDonald. G.K., McDonald. R.I., Neverisky. N., Wood. S.A., 2019. *Social-ecological and technological factors moderate the value of urban nature*. *Nature sustainability* 2, 29-38.
- Lachowycz. K., & Jones. A. P. (2011). *Greenspace and obesity: a systematic review of the evidence*. *Obesity reviews*, 12(5), e183-e189.
- Lemonsu. A., Amossé. A., Chouillou. D., Gaudio. N., Haouès-Jouve. S., Hidalgo. J., Tudoux. B. (2020). *Comparison of microclimate measurements and perceptions as part of a global evaluation of environmental quality at neighbourhood scale*. *International journal of biometeorology*, 64(2), 265-276.
- Levrel, H., Cabral, P., Feger, C., Chambolle, M., & Basque, D. (2017). *How to overcome the implementation gap in ecosystem services? A user-friendly and inclusive tool for improved urban management*. *Land use policy*, 68, 574-584.
- Liotta, C., Kervinio, Y., Levrel, H., & Tardieu, L. (2020). *Planning for environmental justice - reducing well-being inequalities through urban greening*. *Environmental science & policy*, 112, 47-60.
- Liu H, Hamel P, Tardieu L, Remme, R.P, Hai Ren (in prep). *A geospatial model of urban recreational greenspace supply and demand: case study of Paris*.

- Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., (2011). *Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France*. Biogeosciences discuss 7, 8409-8443.
- McDonald, R. I., Kroeger, T., Boucher, T., Wang, L., & Salem, R. (2016). *Planting healthy air: a global analysis of the role of urban trees in addressing particulate matter pollution and extreme heat*. Arlington, VA.
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., Frantzeskaki, N., 2015. *Resilience of and through urban ecosystem services*. Ecosystem services 12, 152-156.
- Mitchell, R., & Popham, F. (2008). *Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study*. The lancet, 372 (9650), 1655-1660.
- Mitchell, R. J., Richardson, E. A., Shortt, N. K., & Pearce, J. R. (2015). *Neighborhood environments and socioeconomic inequalities in mental well-being*. American journal of preventive medicine, 49 (1), 80-84.
- Natural resources conservation service (NRCS) - United States department of agriculture (USDA) (2007). National engineering handbook chapter 7 hydrologic soil groups. Natural resources conservation council.
- Némery J, Garnier, J (2003). *Dynamique du phosphore dans le bassin de la Seine et son estuaire*. Technique science et méthode, 4 : 33-45, 2007.
- Oke, T.R., (1987). *Boundary layer climates*. 2nd ed. Routledge, 435 pp.
- Onishi. A., Chen. J., Imura. H., 2010. *Quantifying the cool island intensity of urban parks using Aster and Ikonos data*. Landscape and urban planning 96, 224-231.
- Organisation mondiale de la santé (OMS). Office régional pour l'Europe (2016). *Urban green spaces and health*.
- Parker, D. P. (2004). *Land trusts and the choice to conserve land with full ownership or conservation easements*. Natural resources journal, 44(2), 483-518.
- Parker. D. P., & Thurman. W. N. (2019). *Private land conservation and public policy: land trusts, land owners, and conservation easements*. Annual review of resource economics, 11(1), 337-354. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100518-094121>.
- Pe'er. G., Zingrebe. Y., Moreira. F., Sirami, C., Schindler. S., Müller. R., Bontzorlos. V., Clough. D., Bezák. P., Bonn. A., Hansjürgens. B., Lomba. A., Möckel. S., Passoni. G., Schleyer. C., Schmidt. J., Lakner. S., 2019. *A greener path for the EU common agricultural policy*, science, 365, 449-451.
- Pendleton. L., Mongruel. R., Beaumont. N., Hooper. T., & Charles. M. 2015. *A triage approach to improve the relevance of marine ecosystem services assessments*. Marine ecology progress series, 530, 183-193.
- Pocewicz. A., Kiesecker. J. M., Jones. G. P., Copeland. H. E., Daline. J., & Meador. B. A. (2011). *Effectiveness of conservation easements for reducing development and maintaining biodiversity in sagebrush ecosystems*. Biological conservation, 144 (1), 567-574. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.012>.
- Posner. S., Getz. C., Ricketts. T. 2016. *Evaluating the impact of ecosystem service assessments on decision-makers*. Environmental science & policy, 64, 30-37.
- Potchter. O., Cohen. P., Bitan. A., 2006. *Climatic behavior of various urban parks during hot and humid summer in the mediterranean city of Tel Aviv, Israel*. International journal of limatology, 26, 1695-1711.
- Pouyat. R. V., Yesilonis. I. D., & Nowak. D. J. (2006). *Carbon storage by urban Soils in the United States*. Journal of environmental quality, 35(4), 1566-1575.

- Primmer. E., Furman. E., 2012. *Operationalising ecosystem service approaches for governance: do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems?* *Ecosystem services*, 1 (1), 85-92.
- Rall. E. L., Kabisch. N., & Hansen. R. (2015). *A comparative exploration of uptake and potential application of ecosystem services in urban planning*. *Ecosystem services*, 16, 230-42.
- Robert. C (2016). *Comprendre les changements d'utilisation des terres en France pour mieux estimer leurs impacts sur les émissions de gaz à effet de serre : de l'observation à la modélisation*. Thèse de doctorat, Sorbonne Paris cité.
- Shashua-Bar. L., Hoffman. M.E., 2000. *Vegetation as a climatic component in the design of an urban street: an empirical model for predicting the cooling effect of urban green areas with trees*. *Energy and buildings* 31, 221-235.
- Sharp. R., Douglass. J., Wolny. S., Arkema. K., Bernhardt. J., Bierbower. W., Chaumont. N., Denu. D., Fisher. D., Glowinski. K., Griffin. R., Guannel. G., Guerry. A., Johnson. J., Hamel. P., Kennedy. C., Kim. C.K., Lacayo. M., Lonsdorf. E., Mandle. L., Rogers. L., Silver. J., Toft. J., Verutes. G., Vogl. A. L., Wood. S, and Wyatt. K. 2020, InVEST 3.8.7. User's guide. *The Natural capital project, Stanford University, University of Minnesota, The nature conservancy, and world wildlife fund*.
- Spronken-Smith. R. A., Oke. T. R., 1998. *The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates*. *International journal of remote sensing* 19 (11), 2085-2104.
- Stiglitz. J. E., Sen. A. K., & Fitoussi. J. P. (2009). *Rapport de la commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*.
- Stürck. J., Poortinga. A., Verburg. P. H., 2014. *Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe*. *Ecol. Ind.* 38, 198-211.
- Sutherland. W. J., Pullin. A. S., Dolman. P. M., & Knight. T. M. (2004). *The need for evidence-based conservation*. *Trends in ecology & evolution*, 19(6), 305-308.
- Ta M. T, Tardieu. L., Levrel. H. (submitted). *Characterising the demand side of urban greening to inform urban planning*. Working paper: Ta et al., wpcired 2020-78.
- Tardieu. L., Coste. L., Levrel. H., Viguié. C. (2019). *Décisions d'aménagements en Île-de-France: comment les services rendus par la nature peuvent-ils devenir un levier d'action face aux défis de demain ?* Rapport pour le CGDD, ministère de la Transition écologique (MTE).
- Tardieu. L., Hamel. P., Viguié. V., Coste. L., Levrel. H. (in prep.). *Moving beyond soil sealing evaluation in urban planning with ecosystem services quantification*.
- Tardieu. L., Roussel. S., Thompson. J.D., Labarraque. D., Salles. J.M. (2015). *Combining direct and indirect ecosystem service loss into environmental impact assessment for infrastructure construction*. *Journal of environmental management* 152, 145-157.
- Tetushi. T., Kaku. M., Iwasaki. A., Gesch. D. B., Oimoen. M. J., Zhang. Z., Danielson. J. J., Krieger. T., Curtis. B., Haase. J. (2011). *ASTER global digital elevation model version 2-summary of validation results*, Technical report, NASA. 2011.
- Tournebize. J. (2018). IRSTEA. comm. pers.
- Vannier. C., Bierry. A., Longaretti. P.-Y., Nettié. B., Cordonnier. T., Chauvin. C., Bertrand. N., Quérier. F., Lasseur. R., Lavorel. S. (2019). *Co-constructing future land-use scenarios for the Grenoble region, France*. *Landscape and urban planning* 190: 103614.
- Vannier. C., Crouzat. E., Byczek. C., Lasseur. R., Lafond. V., Cordonnier. T., Longaretti. P. Y., Lavorel. S. (2017). *Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble*. *Environnement urbain/urban environment*, 11.

- Vercammen. J., (2018). *A welfare analysis of conservation easement tax credits*. Journal of the association of environmental and resource economists, 6(1), 43-71. <https://doi.org/10.1086/700721>.
- Villamagna. A., Scott. L., & Gillespie. J. (2015). *Collateral benefits from public and private conservation lands: a comparison of ecosystem service capacities*. Environmental conservation, 42(3), 204-215. <https://doi.org/10.1017/S0376892914000393>.
- Wilkinson. C., Saarne. T., Peterson. G.D., Colding. J., 2013. *Strategic spatial planning and the ecosystem services concept – an historical exploration*. Ecology and society 18.
- Woodruff. S. C., & BenDor. T. K. (2016). *Ecosystem services in urban planning: comparative paradigms and guidelines for high quality plans*. Landscape and urban planning, 152, 90-100.
- Young. R.F. 2013. *Mainstreaming urban ecosystem services: a national survey of municipal foresters*. Urban ecosystems, 16 (4), 703-722.
- Zardo. L., Geneletti. D., Pérez-Soba. M., Van Eupen. M., 2017. *Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning*. Ecosystem services 26, 225-235.
- Zhang. X., Liu. X., Zhang. M., Dahlgren. R. A., Eitzel. M. (2009). *A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution*. Journal of environment quality, 39 (1): 76, 2010.

Annexes

Annexe 1 – Acteurs et institutions ayant été impliqués dans IDEFSE pour le cas de l'Île-de-France

Type d'institution	Nom de l'institution	Rôle/service (nombre de personnes)
Administration		
- services de l'État	Ministère de la Transition écologique (MTE)	CGDD (3) DGALN (2) PUCA (1)
- services déconcentrés de l'État	Direction régionale et interdépartementale de l'équipement et de l'aménagement (DRIEA)	Service de la planification, de l'aménagement et du foncier (2) Bureau des documents d'urbanisme (1) Service de la connaissance, des études et de la prospective (1)
	Direction régionale et interdépartementale de l'alimentation de l'agriculture et de la forêt (DRIAAF)	Commission interdépartementale de la préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers (1) Service régional de la forêt et du bois, de la biomasse et des territoires (2)
	Direction départementale des territoires (DDT)	Service planification aménagement et connaissance des territoires (2) Service urbanisme et réglementation (1) Chef de service (2)
- autorités locales	Région Métropole Communes	Pôle cohésion territoriale direction de l'environnement (4) Conseiller métropole du « Grand Paris » (2) Conseiller à la ville de Paris (1) Conseiller municipal (hors Paris) (2) Direction d'urbanisme (1) Service aménagement et foncier (1) Chef de projet PLU (1)
- assemblées régionales	Conseil économique, social et environnemental régional d'Île-de-France (CESER)	Committee on spatial planning and employment (2)

Type d'institution	Nom de l'institution	Rôle/service (nombre de personnes)
Agences		
	Institut Paris région	Pôle environnement (3) Pôle urbanisme et transport (2)
	Parc naturel régional	Direction (1)
	Office national des forêts	Chargé de mission (1)
	Ademe	Chargé de mission (1)
	Agence régionale de la biodiversité	Chargé de mission (2)
	Agence nationale de la biodiversité	Chargé de mission (1)
	Agence française du développement	Chargé de mission (1)
	Observatoire national sur les effets du réchauffement climatique	Chargé de mission (1)
Groupes		
	Chambres d'agriculture	Chargé de mission (1)
	GIP Ecofor	Direction (1)
Aménageurs		
	Établissement public d'aménagement	Direction (1)
	Bureau d'étude	Chargé de mission (1)
Associations		
	France nature environnement	Fédérations départementales (8)
	Terres de liens	Chargé de mission (2)
	European river network	Chargé de mission (1)
	Parti politique	Élu EELV à Paris (1)
	ATD Quart monde	Direction (1)
	Fédération nationale pour l'Agriculture biologique	Chargé de mission (1)
	Société nationale de protection de la nature	Chargé de mission (1)
Think tank et établissements scientifiques		
	AgroParisTech	Écologie (1)
	Météo-France	Climatologie urbaine (2)
	IDDR	Sciences politiques (1)

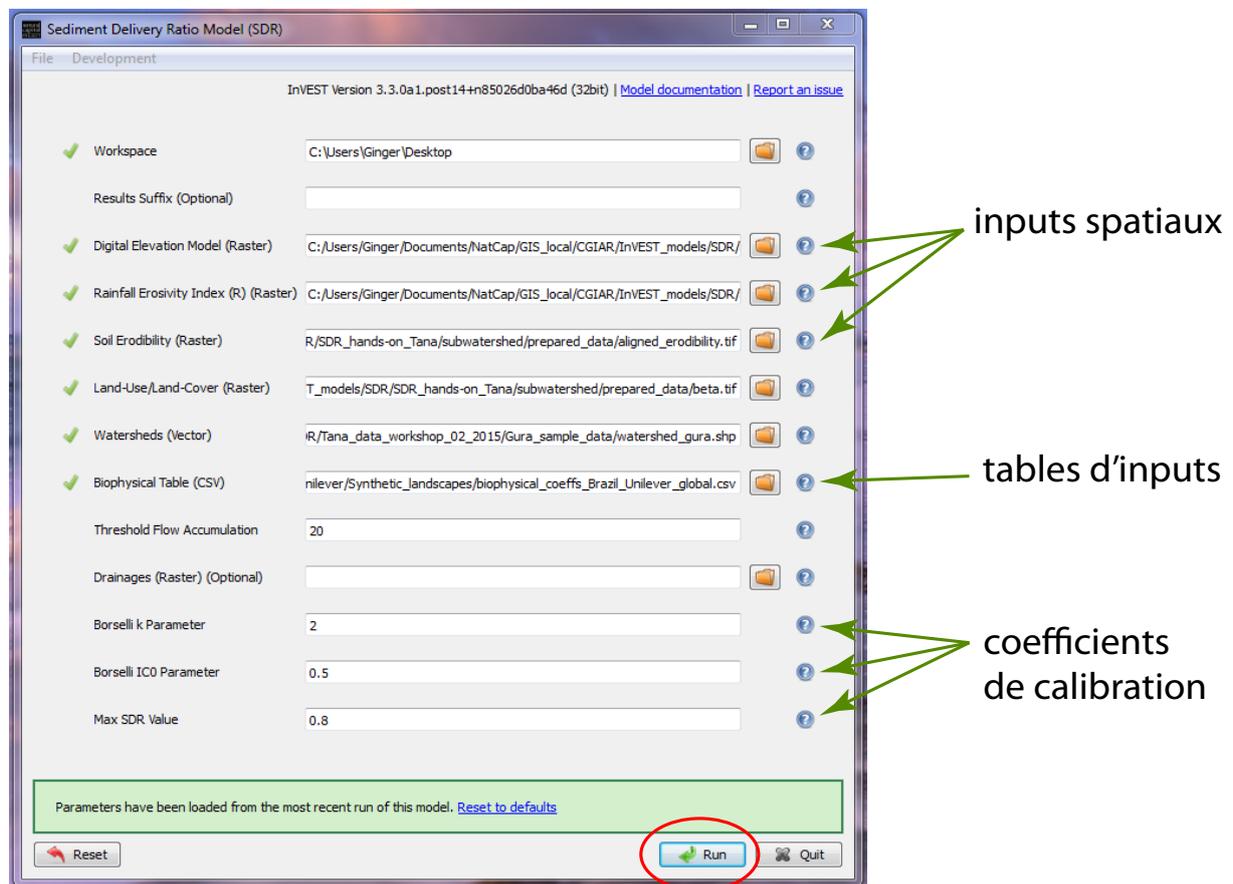
Source : auteurs

Outre les acteurs directement impliqués dans IDEFESE, nous avons également eu l'occasion de présenter IDEFESE en session plénière du congrès de l'association des maires de France en octobre 2019 devant plus de 5 000 maires et aux congrès suivants : congrès annuel du *Natural capital project* à Stanford, groupe de travail nature urbaine du labex futurs urbains, future days de l'Université Gustave Eiffel, *ecosystem services partneship*, WWF France, groupe d'intérêt Shell/Léonard pour des trajectoires de transition à l'horizon 2050.

Annexe 2 – Tables d'inputs pour faire tourner les modèles et scripts de services

L'ensemble des tables nécessaires pour faire tourner les modèles InVEST sont fournies dans des dossiers classés par services avec le rapport (fichier : InVEST_inputs_SE). Ils contiennent des tables CSV requises dans le logiciel InVEST ainsi que l'ensemble des données nécessaires (inputs spatiaux en raster ou shapefiles, et coefficients de calibration en .txt) (figure 2.1). Le fichier contient également les rasters d'occupation du sol basés sur les shapefiles du MOS en 81 postes (accessibles sur demande auprès de l'Institut Paris région et disponible en accès libre en 11 postes). Les données pour l'agrégation communales sur d'autres régions que l'Île-de-France sont disponibles dans la BD GEOFLA® voir page 29, les données pour l'agrégation au sous bassin-versant sont disponibles sur la plateforme data.eaufrance.fr. Un script python est également fourni pour l'application des services en Île-de-France sur le MOS en 81 postes, dont les services modélisés en dehors du logiciel InVEST.

Figure 2.1 : visualisation de la plateforme InVEST pour la quantification de services écosystémiques



Source : auteurs à partir d'une capture d'écran du logiciel InVEST

Annexe 3 – Synthèse des indicateurs/modèles proposés et avis des acteurs lors de l'expérience du projet IDEFESE

Service	Offre	Demande	Remarques du groupe de travail sur les indicateurs de demande	Évaluation économique possible des avantages
Production agricole	Évolutions de la proportion de surfaces agricoles -SIG	Indicateur de couverture du besoin alimentaire en Île-de-France	Différencier les cultures à destination alimentaire et non alimentaires diversité de la demande (exemple biologique, conventionnel)	Pas d'évaluation économique
Recharge des nappes	InVEST – Modèle SWY, nombre de m ³ infiltré grâce à lavégétation	Couverture en eau pour différents groupes d'usagers (exemple ménages, industrie, agriculture)	Ou indicateur en besoin des cultures irriguées et non irriguées	Pas d'évaluation économique ou coût de remplacement
Régulation du microclimat	Urban InVEST – calibré sur le Town Energy Balance (météo France) - rafraîchissement par la végétation	UTHI, accès à un espace de fraîcheur - présence école/ Ehpad, réduction dépense énergie	Information sur la densité de population (proxy de vulnérabilité) Loc sup avec stress thermique et rafraîchissement	Coût de remplacement (coût du kWh/degré rafraîchi)
Régulation du climat global	InVEST-CS tonnes de carbone stockés et séquestrés dans les écosystèmes	Bilan carbone de la région	Valident l'indicateur proposé	Pas d'évaluation économique
Régulation de la qualité de l'eau	InVEST NDR quantité de nutriments (N et P) retenus par les écosystèmes	Données d'entrée de pollution des masses d'eau ; et indicateur de bon état des masses d'eau (DCE)	Valident l'indicateur proposé	Coûts de remplacement (coût épuration/kg)
Régulation des inondations	Urban InVEST, nombre de m ³ infiltré lors d'un épisode de fortes pluies	Somme cumulée du ruissèlement potentiel – Livrable Efese	Réduction de coûts de gestion des eaux pluviales – Livrable Efese dispo, s'appuyer dessus ?	Coût de remplacement Réduction de coûts de gestion des eaux pluviales
Service de récréation	proportion d'espaces vert accessible à moins de 300 m par habitant - SIG	Expérience de choix et intégration dans Urban InVEST	Ajouter un aspect de connexion à la nature	Pas d'évaluation économique
Biodiversité patrimoniale	Probabilité qu'un espace soit classé en Znieff - SIG	Pas d'indicateur	Estimer la demande de la part des naturalistes à partir de leurs destinations d'observations	Pas d'évaluation économique

Source : auteurs

Annexe 4 – Focus sur les usages récréatifs des franciliens : analyse des usages et modélisation dans le nouvel outil Urban InVEST

4.1. Une expérience de choix pour modéliser les préférences des franciliens pour différents attributs de nature et leur consentement à se déplacer³⁰, (Ta et al., 2020)

Cette étude s'intéresse spécifiquement aux usages récréatifs des franciliens. Elle a visé à caractériser les attributs de nature qu'ils recherchent et leur propension à se déplacer pour ces attributs de nature. Pour cela, nous nous appuyons sur une méthode dite « d'expérience de choix discrets » nous permettant de dégager de grands profils d'utilisateurs chez les franciliens cherchant des espaces de nature divers selon leurs caractéristiques socio-économiques et leur lieu de résidence.

L'expérience de choix que nous avons menée a été réalisée via une enquête réalisée auprès de 320 personnes au printemps 2019. Le questionnaire se divisait en trois parties. La première visait à déterminer le profil socio-économique du répondant : lieu de résidence, genre, catégorie socio-professionnelle, et composition du ménage. Venait ensuite, l'expérience de choix au cours de laquelle chaque répondant devait choisir entre deux options d'installation d'espaces de nature hypothétiques décrit par ses principaux attributs et un *statu quo* décrivant une situation où les individus gardent le même accès aux espaces de nature.

Six attributs ont été sélectionnés pour décrire un espace de nature en ville : le type de couvert forestier, la forme, la présence d'une étendue d'eau ou non, la taille, le temps de trajet depuis le domicile et le type de transport utilisé. Nous avons limité le nombre d'attributs afin que le nombre de choix à exposer soit cognitivement réalisable par les enquêtés tout en fournissant assez d'information pour une analyse statistique. Chaque attribut se décomposait en différents niveaux. Le couvert forestier se déclinait en trois niveaux : pelouse, parc arboré ou forêt. La forme en deux : linéaire ou non. La présence d'eau et la taille en deux niveaux ; un critère de 1.5 hectare différenciant les grands/longs espaces de nature et les petits/courts. Le type de transport se déclinait en trois niveaux : à pied, en vélo ou trottinette, en voiture ou en transports en commun. Le temps de trajet était soit de 5, 10, 20 ou 30 minutes. La *figure 4.1* présente un exemple de carte de choix.

³⁰. Le document de travail associé à cette étude est disponible ici : https://idefese.files.wordpress.com/2020/09/ta_et_al_wpcired_2020-78.pdf, la note de 4 pages destinée aux décideurs ici : https://idefese.files.wordpress.com/2020/01/notes_recreationv4.pdf.

Figure 4.1 : exemple de carte de choix présentée aux franciliens lors de l'expérience de choix

Attributs de l'espace de nature	Alternative 1	Alternative 2	Status quo
Type de couvert forestier			Je ne choisis aucun des deux espaces de nature
Forme de l'espace de nature			
Présence d'eau			
Taille / Longueur	Grand* / Long*	Petit** / Court**	
Type de transport	Vélo / Trottinette	A pied	
Temps de trajet	5 min	30 min	
Choix			

Source : Ta et al., 2020

Les questionnaires ont été réalisés dans 17 villes représentatives d'Île-de-France selon trois critères : le niveau de vie³¹, la densité de population, et le ratio de surface urbanisée de la ville sur la surface non-urbanisée. L'échantillon des 320 répondants était représentatif de la population francilienne en termes d'âge et de sexe. En revanche les employés et cadres étaient sous-représentés alors que les professions intermédiaires étaient surreprésentées. Nous avons donc redressé l'échantillon sur les catégories socio-professionnelles pour qu'elles correspondent aux données de la région.

Deux modèles économétriques ont été utilisés pour déterminer les consentements à accepter une durée de trajet plus longue : le logit mixte et le logit à classe latente. Le logit mixte nous a permis de vérifier que chaque attribut était pris en compte dans le choix entre deux espaces de nature en ville fictifs. Tous les attributs influencent les préférences des répondants concernant les espaces de nature, excepté la forme. En effet, disposer d'un espace linéaire ou non n'influence pas le choix de se rendre dans un espace de nature en ville.

Pour chaque attribut significatif, nous avons estimé un consentement, moyen et individuel, à accepter une durée de trajet plus longue pour chaque attribut significatif que contiendrait l'espace de nature hypothétique, le consentement à accepter (CAA). Le tableau 4.1 synthétise les résultats. En moyenne les individus sont prêts à rallonger leur trajet d'une vingtaine de minutes pour se rendre dans un espace au couvert forestier dense. Cette durée est abaissée à 11 minutes pour un espace ayant une étendue d'eau. En revanche, les individus ne présentent pas un goût particulier pour les grands espaces de nature par rapport aux petits (CAA moyen de 1 minute). Devoir se déplacer à vélo, en transport en communs ou en voiture, plutôt qu'à pied est nettement pénalisant (avec un CAA de -9 minutes et de -15 minutes respectivement).

31. Le niveau de vie est défini par l'Insee comme le revenu disponible par ménage divisé par le nombre d'unité de consommation.

Tableau 4.1 : estimation du consentement moyen à accepter un trajet plus long par attribut

	Parc arboré (en minutes)	Forêt (en minutes)	Eau (en minutes)	Taille (en minutes)	Vélo (en minutes)	Transports publics ou voiture (en minutes)
CAA moyen	21	21	11	1	- 9	- 15

Source : auteurs

Derrière ces valeurs moyennes, des disparités entre groupes d'individus existent. En effet, la distribution des consentements individuels montre qu'il n'existe pas de consensus autour d'une valeur moyenne, mais qu'il existe une hétérogénéité dans les préférences des individus. Le logit à classe latente nous a permis de déterminer trois grands profils d'utilisateurs chez les franciliens et d'estimer leur consentement à accepter un trajet plus long pour chacun des attributs (tableau 4.2). Le taux d'urbanisation dans la commune dans lesquelles les individus vivent et le nombre de personnes présentes dans le ménage influencent majoritairement la probabilité qu'un individu appartienne à une classe plutôt qu'à une autre.

Tableau 4.2 : estimation du consentement moyen à accepter un trajet plus long par attribut et par classe

Attributs des espaces de nature	CAA moyen - Classe 1 (en minutes)	CAA moyen - Classe 2 (en minutes)
Parc arboré	22	6
Forêt	23	6
Eau	10	2
Taille	4	0
Vélo	- 5	- 7
Transports publics ou voitures	- 9	- 4

Source : auteurs

Plus le ratio d'urbanisation et plus le nombre d'adultes par ménage augmentent, plus les individus, ont une probabilité forte d'appartenir à la classe 2. L'âge, le genre, le nombre de diplômes et le fait d'avoir des enfants, n'influent pas sur la probabilité d'appartenir à une classe ou à une autre. Quand on regarde dans les classes, 26 % de la classe 2 sont parisiens contre 14 % de la classe 1, 35 et 36 % de la petite couronne ; 39 % et 50 % de la grande couronne.

Les individus de la classe 2, vivant dans des environnements plus denses et à plus de personnes dans le ménage sont moins disposés à consacrer du temps à se rendre dans un espace de nature en ville en général. Ils ont une préférence pour les espaces contenant des arbres, une légère attirance pour les parcs contenant de l'eau. Comme les individus de la classe 1, ils privilégient le fait de se rendre à pieds sur les espaces de nature (11 minutes) par rapport à s'y rendre à vélo, en voiture ou en transport en commun. La taille ne leur importe pas a priori.

Les individus de la classe 1, vivant dans des localisations relativement moins denses et moins urbanisées ont aussi une préférence forte pour se rendre à pieds dans les parcs urbains (14 minutes). Globalement, ils sont disposés à passer plus de temps pour se rendre dans des espaces de nature, en particulier dans des forêts ou des espaces arborés. Ils valorisent aussi les espaces contenant de l'eau. Contrairement aux individus de la classe 2, la taille compte pour eux, et ils sont prêts à passer 4 minutes de plus pour se rendre dans un espace de nature grand plutôt que dans un espace petit.

Le résultat d'une classe 2 (urbanisée) moins disposée à se déplacer loin, pour se rendre dans un espace de nature, est confirmé par les comportements déclarés par les individus et les distances

qu'ils effectuent en réalité jusqu'aux espaces de nature qu'ils prétendent avoir visité le plus. Les individus de la classe 2 déclarent effectuer 3 kilomètres en moyenne pour se rendre dans un espace de nature en ville, tandis que ceux de la classe 1 sont prêts à effectuer 5,5 kilomètres. Lorsque l'on regarde les distances les plus fréquemment effectuée, la classe 1 effectue en moyenne 2,22 kilomètres (~ 37 minutes à pieds), et la classe 2, 1,02 kilomètres (~17 minutes à pieds).

4.2. Modélisation du service de récréation avec le nouveau Urban InVEST calibré sur les objectifs du SDRIF et les données de l'enquête de récréation réalisée en Île-de-France (Liu et al. in prep)

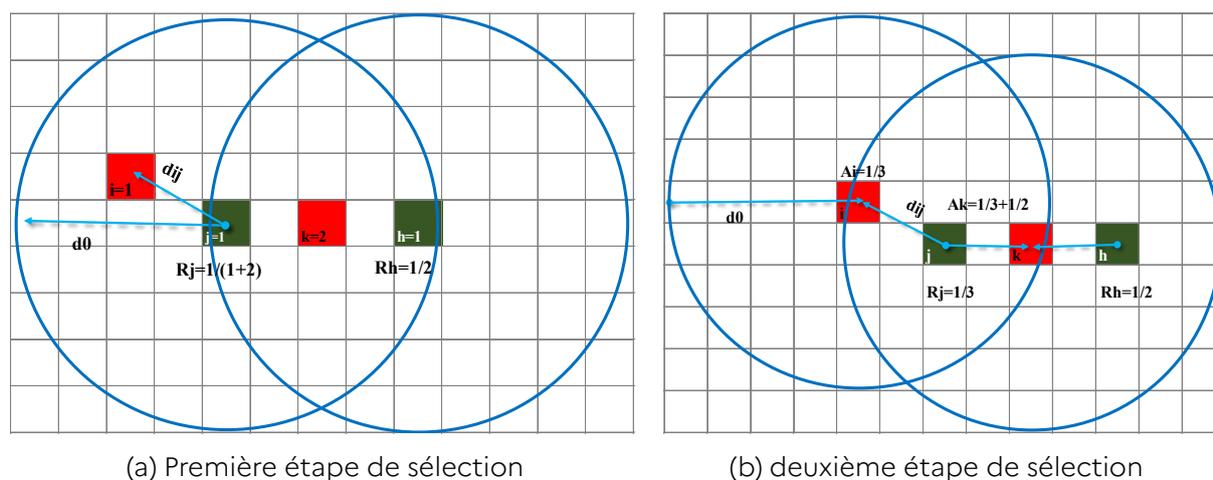
4.2.1. Fonctionnement du modèle

Le modèle Urban InVEST de récréation a été basé sur la méthode 2SFCA, Luo 2004. Cette approche repose sur des données rasterisées pour la population et les espaces verts urbains. Le modèle comporte deux étapes (figure 4.2). Dans la première étape, pour chaque pixel d'espace vert j (pixel vert dans la figure 4.2 a), l'algorithme calcule le rapport espace vert - population (R_j) en divisant la zone d'espace vert du pixel j (S_j) par la population (p_k) dans le rayon de recherche. Comme la fréquentation de l'espace vert diminue avec la distance aux habitations, une fonction de décroissance $f(d_{kj})$ (distance decay) est appliquée aux valeurs de la population (équation 1).

$$R_j = \frac{S_j}{\sum_{k \in [d_{kj} \leq d_0]} p_k \times f(d_{kj})} \quad (1)$$

Où R_j est le rapport entre la surface d'espace vert - population du pixel j ; S_j est la surface de l'espace vert au pixel j (m^2); p_k est la population au pixel k ; d_{kj} est la distance euclidienne entre le pixel k et j ; d_0 est le rayon de recherche; $f(d_{kj})$ est la fonction de décroissance décrivant le déclin du service en fonction de la distance (distance decay). Cinq formes différentes de fonctions de décroissance peuvent être utilisées dans la plateforme du modèle : Dichotomie, fonction puissance, fonction gaussienne, fonction de densité de noyau et fonction de Poisson.

Figure 4.2 : illustration de la méthode 2SFCA



Note : les pixels en vert représentent des espaces de nature, les pixels en rouge des pixels de résidence. Les cercles rouges représentent des radii de recherche.

Source : Liu et al., soumis

Dans la deuxième étape, pour chaque pixel de la zone d'étude, l'algorithme additionne les valeurs R_j des pixels d'espaces verts dans le rayon de recherche (figure 4.2 b). Ainsi, l'UGS fourni au pixel i (Sup_i) est calculé comme (équation 2) :

$$Sup_i = \sum_{j \in \{d_{ij} \leq d_0\}} R_j * f(d_{ij}) \quad (2)$$

Où i est n'importe quel pixel de la zone d'étude ; Sup_i est l'espace vert par habitant fourni au pixel i (m^2/hab) ; R_j est le rapport espace vert - population d'un pixel j ; d_{ij} est la distance euclidienne entre le pixel i et j ; d_0 est le rayon de recherche.

Le modèle permet de différencier les types d'espaces verts selon leurs qualités. Il peut aussi prendre en compte les différents rayons de recherche pour des sous-groupes de population, ce qui modifie l'offre du service. g représente les facteurs dans lesquels la population est sous-divisée (par exemple, l'âge, $n = 1, 2, 3... n$). Ensuite, l'espace vert fournissant le service à gn groupe de personnes au pixel i peut être calculé comme suit :

$$R_j = \frac{S_j}{\sum_{k \in [d_{kj} \leq d_{0,g1}]} p_{k,g1} * f(d_{kj}) + \sum_{k \in [d_{kj} \leq d_{0,g2}]} p_{k,g2} * f(d_{kj}) + \dots + \sum_{k \in [d_{kj} \leq d_{0,gn}]} p_{k,gn} * f(d_{kj})}$$

$$= \frac{S_j}{\sum_1^n \sum_{k \in [d_{kj} \leq d_{0,gn}]} p_{k,gn} * f(d_{kj})} \quad (3)$$

$$Sup_{gn,i} = \sum_{j \in \{d_{ij} \leq d_{0,gn}\}} R_j \times f(d_{ij}) \quad (4)$$

Où $Sup_{gn,i}$ est l'espace vert fourni au groupe gn au pixel i ; $p_{(k,gn)}$ est la population du groupe gn au pixel k ; $d_{0,gn}$ est le rayon de recherche pour le groupe gn ; $f(d_{kj})$ et $f(d_{ij})$ sont les fonctions de décroissance associées à chaque groupe.

Nous définissons la demande comme la quantité d'espaces verts par habitant à proximité, décrite par deux paramètres : la distance (d_0 , en m) et la quantité (Dem_{cap} , en m^2/hab). Les paramètres peuvent être calibrés sur les préférences estimées à partir d'une enquête en matière de type d'espaces verts et de propension à se déplacer (d_0 et D_{cap} peuvent être différenciés selon les préférences des sous-groupes de population). Les utilisateurs peuvent également définir la demande en appliquant une norme politique - par exemple, l'objectif de $10 m^2/habitant$ du SDRIF (2013) et du plan vert (2019) et la distance de 300 m définie dans IDEFESE.

Le budget offre-demande par tête est défini sur chaque pixel i , en calculant la différence entre l'offre et la demande en espaces vert. Si ce budget est négatif cela indique que l'on se situe en dessous des standards fixés par les politiques publiques en termes de provision d'espaces verts pour la récréation si l'on a choisi cet indicateur comme référentiel, ou sous approvisionné selon les préférences des individus si le modèle est calibré sur une enquête de récréation.

$$Balance_{cap,i} = Sup_i - Dem_{cap} \quad (5)$$

Pour déterminer la balance totale pour chaque pixel i ($Balance_i$), $Balance_{cap,i}$ est multiplié par la population au pixel i (pi), indiquant un budget négatif ou positif d'espace de récréation au pixel.

$$Balance_i = Balance_{cap,i} \times pi \quad (6)$$

L'équilibre offre-demande au niveau administratif ($Balance_{adm}$) est la somme de l'équilibre offre-demande au niveau du pixel ($Balance_i$) dans une unité administrative (exemple IRIS ou commune) - (équation 7). Le $Balance_{adm}$ indique la quantité d'espaces de nature en ville (m^2) sous ou sur-alimentée dans une unité administrative. Comme l'excédent d'espaces de nature en ville dans un pixel ne peut pas compenser un déficit dans d'autres pixels en raison de

l'inaccessibilité, Def_{adm} est calculé comme la somme des seules valeurs déficitaires qui indiquent une pénurie réelle (équation 8).

$$Balance_{adm} = \sum Balance_i \quad (7)$$

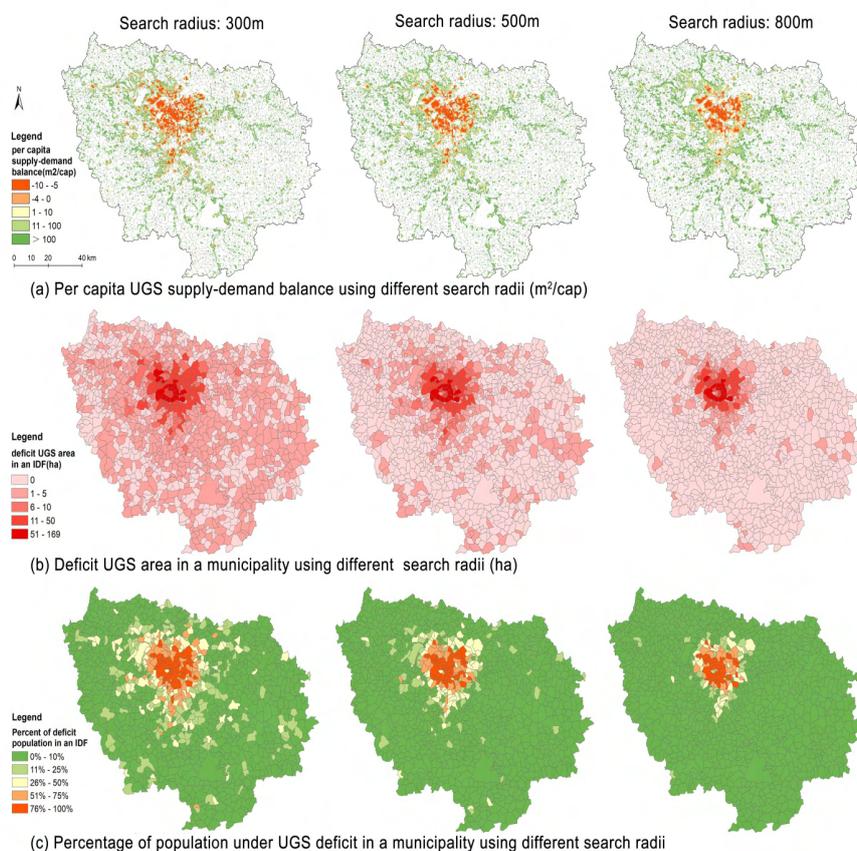
$$Def_{adm} = \sum |Balance_i| \text{ if } Balance_i < 0 \quad (8)$$

Sommer le budget par tête $Balance_{cap,i}$ lorsque les valeurs des pixels sont négatives sur l'unité administrative donne le nombre de personnes sous dotées en espaces de nature en ville.

4.2.2. Application à l'Île-de-France

Le modèle a été testé à la fois dans sa forme non calibrée sur la demande réelle (basé sur les objectifs de politique publique), puis avec une calibration sur les données de l'enquête réalisée en Île-de-France. Dans la forme non calibrée nous avons retenu l'objectif du SDRIF (2013) confirmé par le plan vert 2019 d'atteindre 10 m² d'espace de nature par habitant. Nous avons testé cet objectif à différentes distances possibles (dans des radii) variant de 300 mètres autour de chaque habitation, 500 mètres et 800 mètres. Nous avons calculé le budget par tête d'espace de nature en ville selon ces différents radii de recherche ($Balance_{cap,i}$) (figure 4.3 a), le déficit par commune ($Balance_{adm}$) (figure 4.3 b) et le pourcentage de la population par commune en déficit d'accès aux espaces verts (figure 4.3 c).

Figure 4.3 : sorties du modèle INVEST



Note : modèle INVEST de récréation calibré sur les objectifs de politiques publiques d'offrir 10 m²/habitant d'espace de nature en ville et à différent radii de distances.

Source : Liu et al., soumis

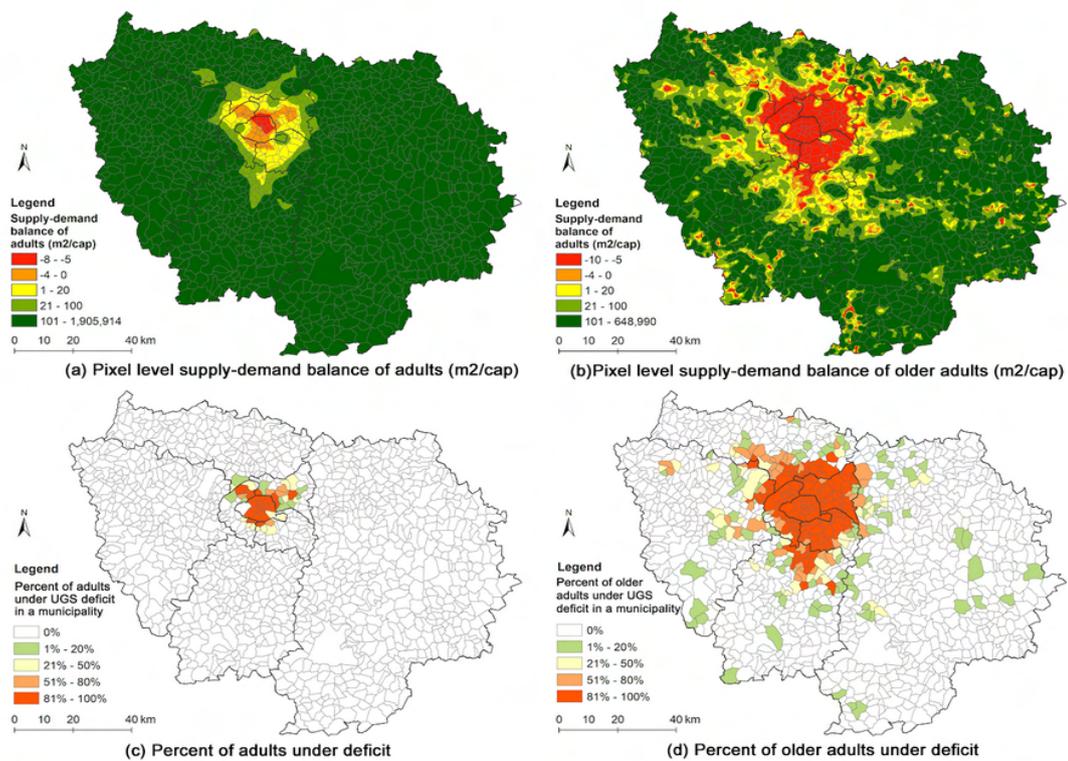
La plupart des zones déficitaires sont situées dans le centre-ville où la densité de population est élevée. La majorité des personnes vivant en marge de la ville de Paris sont également déficitaires bien que les zones résidentielles situées à proximité de grands parcs tels que le parc de Bagatelle, le bois de Vincennes, le parc des Buttes-Chaumont et le long de la Seine aient un excédent en espaces de nature récréatif. Comme attendu les budgets déficitaires diminuent avec l'augmentation des seuils de distance de 300 mètres à 800 mètres. De nombreuses municipalités ont un déficit faible ou nul : 505 et 1 084 municipalités sur 1 300 n'ont pas de déficit en utilisant respectivement 300 mètres et 800 mètres comme rayons de recherche. Cependant, au niveau régional, avec le rayon de 300 mètres validé par les acteurs, le déficit total est de 4 396 hectares et la population en déficit représente 55 % de la population totale. En utilisant un rayon de 800 mètres, le déficit de surface de nature en ville total est de 2 810 hectares et la population ayant un déficit représente 42 % de la population totale.

La calibration des distances a ensuite été testée à partir des préférences révélées des enquêtés lors de l'étude de l'expérience de choix, notamment sur les distances réellement parcourues entre le parc le plus visité. Les distances ont été calculées à l'aide de Google maps en utilisant la distance entre le centroïde de la municipalité du répondant et le centre de son parc le plus visité. Elles ont été vérifiées par les distances déclarées par les individus dans l'enquête.

Contrairement à l'étude d'expérience de choix, la variable de l'âge jouait un rôle important dans les préférences révélées. Pour obtenir les rayons de recherche des différents parcs selon les groupes d'âge, un modèle de comptage de Poisson a été appliqué au nombre de visites effectuées dans l'année précédant l'enquête. Nous avons intégré dans le modèle la variable socio-économique de l'âge (adulte : 18-60 ans, adulte plus âgé : plus de 60 ans) codée en variable dummy et la distance, *Roussel et al., 2016*. Il nous permet de dériver le nombre de visites espéré dans une année et le paramètre de décroissance de la distance pour chaque groupe (distance decay). Les résultats ont montré que le fait d'avoir plus de 60 ans augmente la probabilité de visites par rapport au fait d'être plus jeune, mais diminue le consentement à effectuer de plus grandes distances, ce qui implique un rayon de recherche inférieur pour les personnes âgées à celui des adultes. Le rayon de recherche pour les adultes (d_0 , adulte) a été estimé à 2 860 mètres, et le rayon de recherche pour les adultes plus âgés (d_0 , aîné) à 1 060 mètres. Nous avons utilisé la fonction de régression de Poisson comme fonction de décroissance dans le modèle. Les résultats de sorties du modèle pour les deux groupes d'âge sont présentés dans la *figure 4.4*.

On observe une différence frappante de budget entre l'offre et la demande entre les adultes et les personnes âgées. Le nombre total d'adultes âgés ayant un déficit en espace de nature est de 1 610 208 et le nombre d'adultes ayant un déficit est de 2 523 292. Les adultes ayant moins de 10 m²/habitant sont concentrés dans quelques municipalités du centre-ville, tandis que le déficit est plus répandu chez les adultes plus âgés. Tant pour les adultes que pour les personnes âgées, un pourcentage plus élevé de personnes déficitaires est observé à Paris et dans ses environs immédiats.

Figure 4.4 : résultats de sorties du modèle InVEST de récréation



Source : Liu et al., *soumis*

Références

- Liu. H., Hamel. P., Tardieu. L., Remme. R. P., Hai Ren (in prep). *A geospatial model of urban recreational greenspace supply and demand: case study of Paris*.
- Luo. W. 2004. *Using a GIS-based floating catchment method to assess areas with shortage of physicians*. *Health & Place* 10: 1-11.
- Roussel. S., Salles. J., Tardieu. L. (2016). *Recreation demand analysis of sensitive natural areas from an on-site survey*. *Revue d'économie régionale & urbaine*, mars (2), 355-384. doi: 10.3917/rru.162.0355.

Annexe 5 – Focus sur le service de rafraîchissement et calibration sur l'Île-de-France (*Hamel et al. in prep*)

Un modèle de rafraîchissement offert par la végétation a été développé dans le cadre du projet IDEFESE afin d'évaluer ce service rendu par la nature à l'échelle de la région Île-de-France. Le modèle devait répondre à des critères précis de répliquabilité (dans d'autres aires urbaines françaises) et de flexibilité (afin de s'adapter à des décisions diverses concernant les futurs changements d'occupation des sols et environnementaux). Il a été décidé de co-développer le modèle, qui prend place dans la collection de modèles « InVEST », avec l'équipe du *Natural capital project* tout en s'appuyant sur les données météo France et son modèle de climat urbain TEB/SURFEX. Nos objectifs étaient de :

- i) tester la version préliminaire du modèle InVEST ;
- ii) proposer et implémenter des améliorations en fonction des résultats en Île-de-France ;
- iii) et de développer une méthode de calibration répliquable dans d'autres villes.

Le prototype InVEST a été appliqué à l'ensemble de la région Île-de-France pour la période de canicule d'août 2003. On dispose pour cette période de simulations numériques de climat urbain réalisées par *Munck et al., 2018* dans le cadre du projet de recherche Muscade avec le modèle TEB/SURFEX sur une grille régulière de 1 kilomètre de résolution horizontale (appelé « modèle Muscade » ci-après). Plusieurs simulations sont disponibles : un scénario de base (ou actuel) correspondant à l'occupation des sols réelle, et un scénario de changement d'occupation des sols pour végétaliser l'aire urbaine décrit par *Munck et al., 2018*. La performance du modèle InVEST est évaluée sur sa capacité à représenter ces deux scénarios. Les simulations actuelles sont aussi comparées aux données observées de températures de surface issues des images satellitaires MODIS à 1 kilomètre de résolution.

Les résultats préliminaires ont révélé, suite à la première calibration sur la période d'étude de la canicule d'août 2003, une faible corrélation entre InVEST et les données de températures atmosphériques et d'îlot de chaleur urbain diurne simulées par TEB/SURFEX. Une analyse des tendances spatio-temporelles et une comparaison avec les températures de surface observées par satellite ont permis d'améliorer le modèle InVEST et son interprétation : d'une part, en considérant les températures nocturnes atmosphériques, et les températures diurnes de surface, puisque celles-ci sont plus fortement liées à l'occupation du sol que les températures diurnes atmosphériques, d'autre part en interprétant les variations de température (dues à des changements d'occupation du sol), plutôt que les températures absolues. Les analyses ont permis de développer un modèle de rafraîchissement jugé satisfaisant pour la région Île-de-France et de développer une méthode de calibration répliquable dans d'autres villes, répondant ainsi aux objectifs du projet IDEFESE. Nous concluons le rapport en identifiant les limites du modèle InVEST et pistes d'amélioration en vue de son application à d'autres villes de France et dans le monde. L'ensemble du contenu sur la description du modèle de rafraîchissement et sa calibration est disponible ici :

https://idefese.files.wordpress.com/2020/07/rapport_ademe2_idefese_uhi.pdf

Références

Hamel. P., Tardieu. L., Viguié. V., Lemonsu. A., De Munck. C., Nootemboom. C., Lonsdorf. E., Douglass. J., Sharp. R.S. (in prep). *Rapid assessment of urban heat reduction service: case study in the Paris region, France.*

De Munck. C., Lemonsu. A., Masson. V., Le Bras. J., & Bonhomme. M. (2018). *Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting Paris city to climate change.* *Urban climate*, 23, 260-286.

Annexe 6 – Étude comparative des méthodologies de scénarios d'aménagement (*Mikou et al. in prep*)

Afin de modéliser les dynamiques historiques d'urbanisation en Île-de-France, deux méthodes ont été investiguées : un modèle d'automates cellulaires (SLEUTH), et une approche empirique SIG (SLUM, présentée en section 4.2.2.). Cette annexe présente une méthode d'évaluation, la résolution nulle, qui justifie l'adoption de SLUM approche plutôt SLEUTH.

6.1. Présentation du modèle SLEUTH et de la calibration en « force brute »

SLEUTH est un modèle d'automate cellulaire simulant l'expansion urbaine future à partir de l'expansion urbaine passée. Les modèles d'automates cellulaires « sont des réseaux réguliers de cellules toutes identiques, possédant chacune et à chaque instant un état parmi un ensemble fini, et qui évoluent par application synchrone et uniforme d'une règle de mise à jour définie localement »³² SLEUTH repose sur ce mécanisme pour modéliser l'extension urbaine à partir de données historiques d'occupation du sol.

À chaque pas de temps, une probabilité d'urbanisation est calculée pour chaque cellule en fonction de quatre règles, *Clarke et Gaydos, 1998* :

1. **la croissance spontanée** : probabilité d'urbanisation aléatoire ;
2. **la croissance diffuse** : probabilité qu'une cellule nouvellement urbanisée devienne un centre urbain rayonnant ;
3. **la croissance urbaine en « tache d'huile »** : urbanisation à partir de centres urbains ;
4. **la croissance urbaine motivée par un accès à un réseau routier** : urbanisation le long de routes.

Ces quatre types de croissance urbaine sont modélisées par cinq paramètres : le paramètre de d'expansion (diffusion), qui évalue l'étalement urbain ; le paramètre de reproduction (breed), qui évalue la probabilité qu'un pixel nouvellement urbanisé commence son propre cycle de croissance ; le paramètre de répartition (spread) identifie la proportion de la croissance diffuse qui a lieu depuis une zone déjà urbanisée ; la résistance à la pente (slope) qui détermine le niveau au-delà duquel la pente est trop forte pour qu'il y ait urbanisation ; l'attraction de la route (road gravity) qui définit la distance à laquelle les routes attirent de nouvelles zones urbanisées. La calibration du modèle consiste à définir les cinq paramètres qui permettent de modéliser au mieux les données historiques.

La calibration en force brute, comme son nom l'indique consiste à tester un grand nombre de jeu de paramètres, afin de choisir celui qui permet de mieux modéliser les données passées. Ainsi, cette méthode consiste donc à réduire progressivement les valeurs possibles prises par chaque paramètre en utilisant une méthode de Monte-Carlo. Après trois étapes de calibration, les paramètres qui s'ajustent au mieux aux données historiques sont retenus. Cet ajustement est évalué par l'indicateur OSM (optimal SLEUTH metric) qui est le produit des indicateurs du *tableau 6.1*.

³². *Theyssier, G. (2005). Automates cellulaires : un modèle de complexités (thèse de doctorat), p. 5.*

Table 6.1 : indicateurs permettant de calculer l'optimal SLEUTH metric

Indicateur SLEUTH	Indicateur statistique	Variable expliquée	Variable explicative
Compare	Ratio de la surface (extent) urbanisée modélisée et celle observée pour la dernière date donnée	N.A	N.A
Population	R ²	nombre de pixels urbanisés modélisés	nombre de pixels urbanisés observés
Edges	R ²	nombre de pixels urbanisés modélisés aux abords de zones déjà urbanisées	nombre de pixels urbanisés observés aux abords de zones déjà urbanisées
Clusters	R ²	nombre de clusters urbanisés modélisés	nombre de clusters urbanisés observés
Slope	R ²	pente moyenne des pixels urbanisés modélisés	pente moyenne des pixels urbanisés observés
X-mean	R ²	coordonnée x des pixels urbanisés modélisés	coordonnée x des pixels urbanisés observés
Y-mean	R ²	coordonnée y des pixels urbanisés modélisés	coordonnée y des pixels urbanisés modélisés

Source : auteurs

La calibration en force brute et la manipulation du modèle nécessite un temps de calcul important et peut s'avérer complexe, notamment s'il est utilisé par un public non initié. Nous avons donc exploré une méthode empirique, plus rapide et plus facile d'utilisation. Nous comparerons ensuite le pouvoir prédictif de chaque méthode avant de conclure sur la méthode la plus adaptée au projet.

6.2. Évaluation des modèles SLEUTH et de la méthode géographique SLUM

6.2.1. Évaluer la valeur prédictive des modèles SLEUTH et SLUM

Évaluer la valeur prédictive d'un modèle constitue une étape distincte de la calibration, *Pontius et al., 2003*. La calibration, cherche à reproduire des données historiques en modélisant à la fois le signal (la tendance générale) et le bruit (événements spécifiques au jeu de donnée). Un modèle reproduisant exactement les données historiques ne sera pas nécessairement efficace dans un exercice de prédiction. La validation consiste à « démontrer qu'un modèle, dans son domaine d'application, présente une précision cohérente avec l'utilisation qui en est envisagée », *Rykiel, 1996*.

Pontius, 2004 propose une méthode d'évaluation de la valeur prédictive d'un modèle de changement d'usage des sols fondée sur la comparaison avec un modèle « nul ». Généralement, le modèle prédictif est calibré entre deux temps, t0 et t1, et l'évaluation se fait sur les prédictions en t2. Le modèle « nul » prend les données de t1 comme prédiction en t2.

La méthode consiste à identifier la résolution à laquelle le modèle prédit de manière plus précise les changements d'usage du sol que le modèle « nul ». La précision est évaluée par un « agreement score » et correspond au pourcentage de pixels ayant été correctement modélisés (persistance

identifiée comme telle ou changement d'usage du sol correctement identifié). Une faible précision peut venir de deux sources d'erreur : la localisation des pixels ayant changé d'usage du sol et la quantité de ces pixels. L'agreement score a donc deux composantes : spatiale et quantitative.

À de fines résolutions, le « modèle nul » est plus précis sur la localisation des changements d'usage du sol que le modèle prédictif qui choisit aléatoirement parmi un grand nombre de pixels possibles. En revanche, la précision quantitative du modèle prédictif est plus forte que le « modèle nul ». En réduisant la résolution, la précision spatiale du modèle prédictif atteint 100 % alors que la précision quantitative du « modèle nul » reste limitée. L'agreement score du modèle prédictif doit donc croiser celui du « nul modèle » à mesure que la résolution diminue. Les deux modèles sont alors également performants pour prédire les changements d'occupation du sol. Cette résolution est la résolution nulle. Afin de comparer la valeur prédictive des calibrations présentées dans la *partie 2*, nous identifions leur résolution nulle respective.

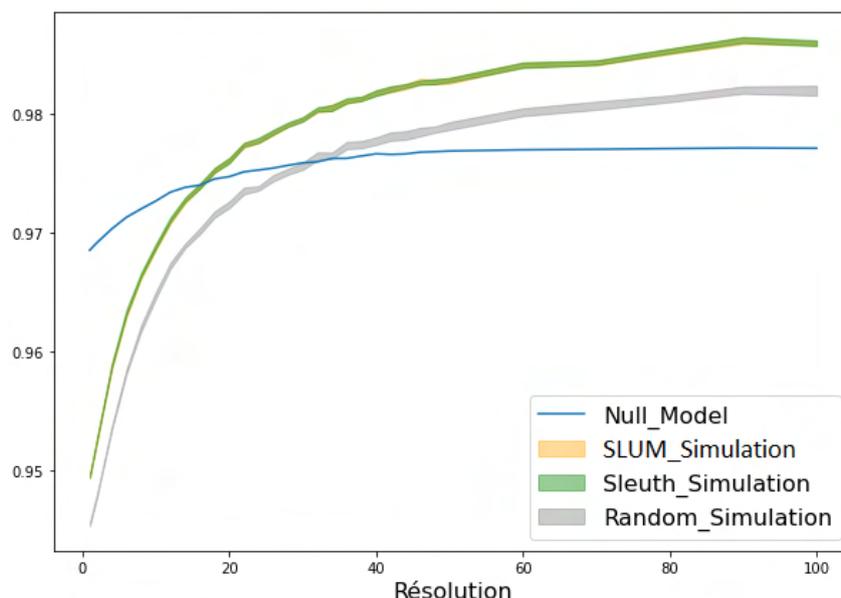
6.2.2. Comparaison des résultats prédictifs de SLEUTH et SLUM

Dans notre étude, nous avons calibré nos deux modèles sur la période 1982-1994 et avons réalisé dix simulations pour chaque modèle sur la période 1994-2017. Les dix simulations permettent de mieux contrôler la dimension aléatoire présente dans chacun des modèles. Un modèle « Random » qui représente un scénario d'urbanisation aléatoire a aussi été mobilisé afin de mesurer la pertinence des deux modèles.

La *figure 6.1* montre la variation de l'« agreement score » en fonction de la résolution du scénario étudiée. Les sorties de chaque modèle (les dix simulations) sont résumées sous la forme d'un graphique qui représente les valeurs minimales et maximales des dix simulations. Les résultats des modèles SLEUTH et SLUM paraissent très proches sur la figure avec le modèle SLEUTH qui a une plus petite « résolution nulle » si l'on considère la médiane des scénarios. Par rapport à cette métrique, il apparaît que le modèle SLEUTH a un « meilleur » pouvoir prédictif dans l'exemple étudié. On remarquera que le modèle « Random » a une résolution nulle bien supérieure aux deux autres modèles confirmant la pertinence de ces deux modèles.

Figure 6.1 : évolution de l'agreement score en fonction de la résolution du raster

Agreement score



Note : les courbes de SLEUTH et SLUM sont confondues et ont donc un résultat très proche, mais performant par rapport à la simulation « random ».

Source : auteurs

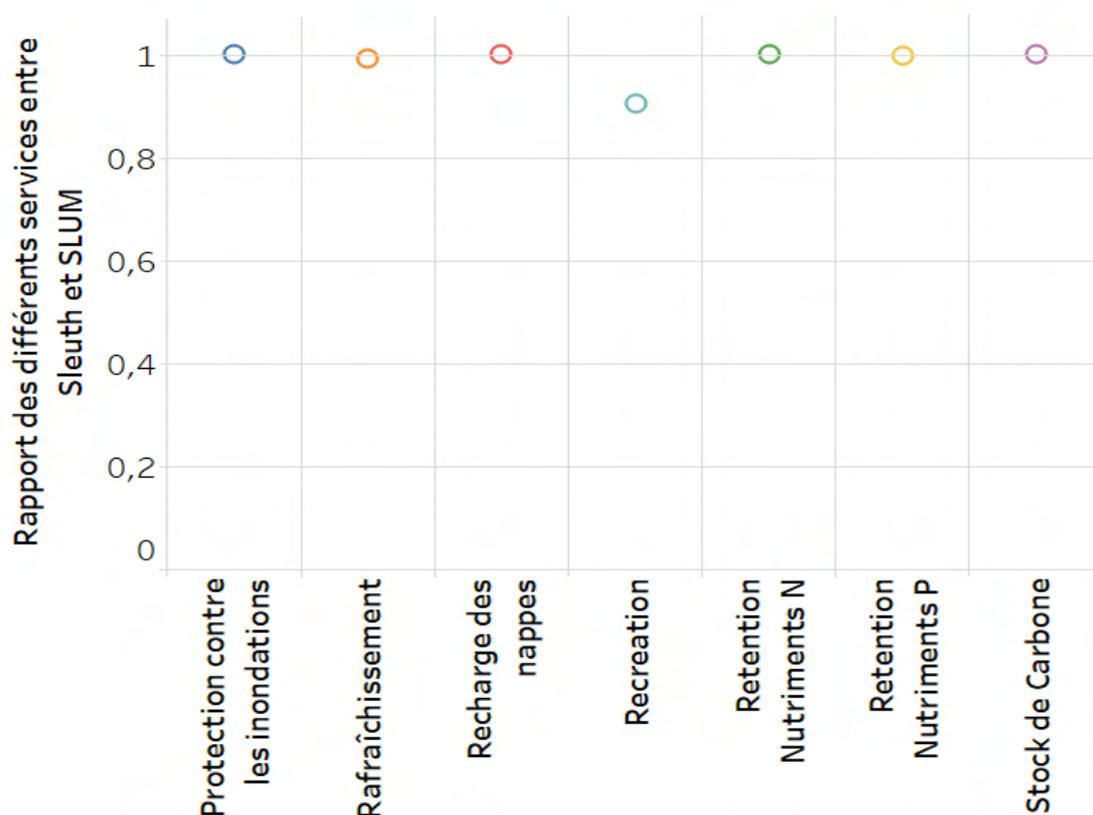
6.2.3. Comparaison des résultats de SLEUTH et SLUM par rapport à leurs impacts sur les services écosystémiques

Nous comparons ici l'évolution des services écosystémiques à partir de scénarios construits par les deux méthodes. Des scénarios futurs d'urbanisation sont simulés à l'aide des deux modèles et il s'agit ensuite de comparer les résultats obtenus en termes de fourniture de services écosystémiques. On remarquera que cette approche n'est pas normative, mais permet de mesurer si le type de modèle utilisé pour décrire l'évolution de l'urbanisation future a un impact sur l'évaluation de l'impact de l'expansion urbaine sur l'offre de services écosystémiques.

Pour ce faire, nous simulons un scénario d'expansion urbaine basé sur les projections de population du scénario haut de l'Insee à horizon 2050. Pour ce scénario, il s'agit d'urbaniser près de 110 000 hectares de surfaces non artificialisées représentant un peu moins de 10 % de la taille de l'Île-de-France. Cette expansion urbaine se fait à travers la construction de logements ruraux.

Les résultats sont synthétisés dans la *figure 6.2*. Pour l'ensemble des services étudiés à l'exception du service de récréation, il apparaît que la variation de services entre les deux modèles est très minime (< 1 %). Cela tient au fait que pour ces services, la localisation des nouveaux espaces urbains est moins déterminante que le type de changement du sol considéré. Au contraire, pour le service de récréation, le remplacement d'un jardin par un habitat rural peut avoir un effet important sur les populations environnantes pour l'accès aux espaces verts. Pour ce service, la variation est de l'ordre de 10 % correspondant à l'ordre de grandeur des changements d'usage du sol effectués lors de ces simulations.

Figure 6.2 : comparaison entre la fourniture de services et entre les modèles d'expansion urbaine SLEUTH et SLUM



Source : auteurs

6.3. Conclusion

Cette annexe présente deux scénarios d'expansion urbaine : un modèle d'automates cellulaires SLEUTH développé depuis plus d'une vingtaine d'années et un modèle empirique développé dans le cadre du projet IDEFESE (SLUM). La comparaison des deux modèles semble indiquer que le modèle SLEUTH a une meilleure capacité de représentation des évolutions passées d'urbanisation si l'on se base sur l'indicateur de « résolution nulle », mais amène tout de même à des résultats comparables par rapport à SLUM. Par rapport à l'offre de services écosystémiques, les deux modèles amènent à des résultats comparables (à l'exception du service de récréation plus sensible aux effets de proximité que les autres services).

Au-delà de ces deux critères, d'autres éléments rentrent en compte dans notre choix comme le temps de calibration ou la facilité d'utilisation de ces modèles. Si le temps de calibration du modèle SLEUTH (~ 3 jours sur un serveur avec une forte capacité de calcul) peut s'avérer important par rapport au modèle SLUM (~ quelques minutes sur un ordinateur), ce temps de calcul reste néanmoins négligeable rapporté à la durée d'un projet. Cependant, l'utilisation du modèle SLEUTH suppose de meilleures compétences en programmation et en manipulation de systèmes d'informations géographiques. Ainsi, on voit que les deux modèles présentent des avantages et des inconvénients et il incombera donc à l'équipe en charge du projet de choisir un modèle plutôt qu'un autre.

Références

- Clarke. K.C., and Gaydos. L., 1998. *Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore*. Int. J. Geo. Inf. Sci. 12, 699-714.
- Houet. T., Aguejidad. R., Doukari. O., Battaia. G., & Clarke. K. (2016). *Description and validation of a "non path-dependent" model for projecting contrasting urban growth futures*. Cybergeo: european journal of geography.
- Mikou. M. (2020). Mémoire de stage EEET réalisé sous la direction de Viguié. V., Levrel. H., Tardieu. L.
- Pontius Jr. R. G., Huffaker. D., & Denman. K. (2004). *Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models*. Ecological modelling, 179 (4), 445-461.
- Rykiel Jr. E. J. (1996). *Testing ecological models: the meaning of validation*. Ecological modelling, 90 (3), 229-244.

Annexe 7 – Scénarios étudiés dans IDEFESE

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Agricoles	Agriculture biologique	Les surfaces agricoles sont inchangées, mais pour la rétention de nutriments, on applique à toutes les surfaces les paramètres de charge des prairies. Les autres services sont naturellement inchangés.	-	-	-	-
	Prairies	Toutes les surfaces agricoles sont transformées en prairies (catégorie d'espaces agricoles recevant le moins d'intrant en nutriments).	-	-	602 212	50
Densification	Scénario de densification lotissement	Parcs et jardins des zones morphologiques 1 & 2 (du découpage morphologique d'IDF) deviennent des lotissements.	-	-	6 676	0.56
	Scénario de densification habitat rural	Parcs et jardins des zones morphologiques 1 & 2 (du découpage morphologique d'IDF) deviennent des habitats ruraux.	-	-	6 676	0.56
	Scénario de densification habitat collectif	Parcs et jardins des zones morphologiques 1 & 2 (du découpage morphologique d'IDF) deviennent des habitats collectifs.	-	-	6 676	0.56

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Renaturation	Renaturation : parcs et jardins	Transformer les espaces ouverts à végétation arbustive ou herbacée, les surfaces engazonnées avec ou sans arbustes et terrains vacants en parcs et jardins.	–	–	38 813	3.23
	Renaturation : forêts	Transformer les espaces ouverts à végétation arbustive ou herbacée, les surfaces engazonnées avec ou sans arbustes et terrains vacants en bois et forêts.	–	–	38 813	3.23
	Parcs et jardins vers forêt	Parcs et jardins d'IDF deviennent de la forêt.	–	–	27 074	2.25
	Full renaturation bois	Scénario fort de renaturation combinant végétalisation SDRIF, plan vert, renaturation jardins et renaturation espaces vacants en bois et forêts.	–	–	61 836	5.15
	Full renaturation jardins	Scénario fort de renaturation combinant renaturation SDRIF, plan vert, piétonisation jardins et végétalisation espaces vacants en jardins.	–	–	61 836	5.15
	Piétonisation jardins	On transforme les emprises de transport ferré et les voies de plus de 25 mètres d'emprise dans toute la région en jardins publics.	–	–	20 303	1.69
	Piétonisation jardins	On transforme les emprises de transport ferré et les voies de plus de 25 mètres d'emprise dans toute la région en jardins publics.	–	–	20 303	1.69

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Renaturation	Renaturation plan vert jardins	Renaturation de 500 hectares définis par le plan vert en parcs et jardins. Scénario du plan vert (2019), Renaturation de 500 hectares. Une première sélection des communes considérées par le plan vert comme très carencés est faite, puis nous identifions les pixels considérés comme en déficit dans le modèle de récréation Urban inVEST. Une analyse statistique focale de 300 mètres de rayon utilisant ArcGIS a été appliquée à cette sélection, afin d'incorporer tous les pixels affectés dans les étapes de sélection suivantes. Les terrains vagues (MOS 28), parkings en plein air (MOS 75) et carrières (MOS 79) sont ensuite transformés en parcs urbains.	-	-	500	0.04
	Renaturation plan vert bois	Renaturation de 500 hectares définis par le plan vert en parcs et jardins. Scénario du plan vert (2019), renaturation de 500 hectares. Une première sélection des communes considérées par le plan vert comme très carencés est faite, puis nous identifions les pixels considérés comme en déficit dans le modèle de récréation Urban inVEST. Une analyse statistique focale de 300 mètres de rayon utilisant ArcGIS a été appliquée à cette sélection, afin d'incorporer tous les pixels affectés dans les étapes de sélection suivantes. Les terrains vagues (MOS 28), parkings en plein air (MOS 75) et carrières (MOS 79) sont ensuite transformés en bois et forêts.	-	-	500	0.04

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Renaturation	Renaturation SDRIF jardins	Renaturation de 2 800 hectares définis par le SDRIF en parcs et jardins. Scénario de renaturation planifiée dans le SDRIF de 2 800 hectares sur la région. La sélection est réalisée comme pour le scénario plan vert. Sont végétalisés les terrains vagues (MOS 28), parkings en plein air (MOS 75), carrières (MOS 79), et industrie et commerce (MOS 43-50 et 52). Les types industrie et entreprises ont été appliqués dans ce scénario pour inclure des zones plus fortement déficitaires du centre de Paris. Nous avons testé une renaturation intégralement en parcs urbains.	–	–	2 800	0.23
	Renaturation SDRIF bois	Renaturation de 2 800 hectares définis par le SDRIF en bois et forêts. Scénario de renaturation planifiée dans le SDRIF de 2 800 hectares sur la région. La sélection est réalisée comme pour le scénario plan vert. Sont végétalisés les terrains vagues (MOS 28), parkings en plein air (MOS 75), carrières (MOS 79), et industrie et commerce (MOS 43-50 et 52). Les types industrie et entreprises ont été appliqués dans ce scénario pour inclure des zones plus fortement déficitaires du centre de Paris. Nous avons testé une renaturation intégralement en bois et forêt.	–	–	2 800	0.23

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Scénarios démographiques Insee	Insee haut - habitat rural isolé	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des habitats ruraux en construction isolée. Expansion urbaine avec SLEUTH.	2 208 000	20	108 235	9,1
	Insee haut - habitat collectif continu haut	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans de l'habitat collectif haut. Expansion urbaine avec SLEUTH.	2 208 000	479	4 612	0,38
	Insee haut - lotissements	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLEUTH.	2 208 000	59	37 634	3,13
	Insee central - lotissements	Projections de population Insee - scénario central - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLEUTH.	1 012 000	59	17 249	1,44
	SLUM Insee haut - habitat rural isolé	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des habitats ruraux en construction isolée. Expansion urbaine avec SLUM.	2 208 000	20	108 235	9,1
	SLUM Insee haut - habitat collectif continu haut	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans de l'habitat collectif haut. Expansion urbaine avec SLUM.	2 208 000	479	4 612	0,38
	SLUM Insee haut - lotissements	Projections de population Insee - scénario haut - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLUM.	2 208 000	59	37 634	3,13

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Scénarios démographiques Insee	SLUM Insee central - lotissements	Projections de population Insee - scénario central - avec tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLUM.	1 012 000	59	17 249	1.44
	SLUM Insee haut - habitat rural isolé - mini	Projections de population Insee - scénario haut - tous les nouveaux arrivants logés dans des habitats ruraux en construction isolée. Expansion urbaine avec SLUM + exclusion des zones dans le Grand Paris contribuant le plus aux SE de récréation, rafraîchissement et protection contre les inondations.	2 208 000	20	108 235	9.1
	SLUM Insee haut - habitat collectif continu haut - mini	Projections de population Insee - scénario haut - tous les nouveaux arrivants logés dans de l'habitat collectif haut. Expansion urbaine avec SLUM + exclusion des zones dans le Grand Paris contribuant le plus aux SE de récréation, rafraîchissement et protection contre les inondations.	2 208 000	479	4 612	0.38
	SLUM Insee haut - lotissements - mini	Projections de population Insee - scénario haut - tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLUM + exclusion des zones dans le Grand Paris contribuant le plus aux SE de récréation, rafraîchissement et protection contre les inondations.	2 208 000	59	37 634	3.13

	Nom	Description	Pop. Additionnelle	Densité par hectare (moy IDF)	Hectares Impactés (Nouvelle Urbanisation ou LUC)	% de la surface de l'Île-de-France
Scénarios démographiques Insee	SLUM Insee central - lotissements - mini	Projections de population Insee - scénario central - tous les nouveaux arrivants logés dans des lotissements (poste 30 du mos81p). Expansion urbaine avec SLUM + exclusion des zones dans le Grand Paris contribuant le plus aux SE de récréation, rafraîchissement et protection contre les inondations.	1 012 000	59	17 249	1.44
SDRIF	SDRIF lotissements	Urbanisation des zones du SDRIF marquées comme « secteurs d'urbanisation préférentielle » et « secteurs d'urbanisation conditionnelle » avec des constructions de type lotissements.	1 198 745	59	20 432	1.7
	SDRIF habitat rural	Urbanisation des zones du SDRIF marquées comme « secteurs d'urbanisation préférentielle » et « secteurs d'urbanisation conditionnelle » avec des constructions de type habitat rural.	416 813	20	20 432	1.7
	SDRIF habitat collectif	Urbanisation des zones du SDRIF marquées comme « secteurs d'urbanisation préférentielle » et « secteurs d'urbanisation conditionnelle » avec des constructions de type habitat collectif.	9 782 229	479	20 432	1.7

Source : auteurs

Sigles et acronymes

Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
CGDD	Commissariat général au développement durable
CDGT	carte de destination générale des territoires
CDPENAF/CIPENAF	commissions départementales (interdépartementale en Île-de-France) de préservation des espaces agricoles, naturels et forestiers
CNRM	Centre national de recherches météorologiques (CNRS/météo France)
DDT	direction départementale des territoires
DREAL	direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
DRIEA	direction régionale et interdépartementale de l'équipement et de l'aménagement
DRIEE	direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie
Efese	évaluation française des écosystèmes et de leurs services écosystémiques
GIEC	groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IDEFSE	Île-de-France évaluation des services écosystémiques
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
InVEST	integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs
IPBES	intergovernmental panel on Biodiversity and ecosystem services
IRIS	îlots regroupés pour l'information statistique
MODIS	moderate resolution imaging spectroradiometer
MOS	mode d'occupation du sol
MUSCADE	modélisation urbaine et stratégie d'adaptation au changement climatique pour anticiper la demande et la production énergétique
NOTRe	loi portant nouvelle organisation territoriale de la République
OMS	organisation mondiale de la santé
ORE	obligations réelles environnementales
PAC	politique agricole commune
PLU/PLUi	plan local d'urbanisme/plan local d'urbanisme intercommunal
PUCA	plan urbanisme construction architecture
SCoT	schéma de cohérence territoriale
SDRIF	schéma directeur régional de l'Île-de-France
SE	services écosystémiques
SIG	systèmes d'information géographique
SLUM	simple land use mode
SNB	stratégie nationale pour la biodiversité
SNBC	stratégie nationale bas carbone
SRADDET	schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires
TEB	<i>town energy Balance</i>
ZAN	zéro artificialisation nette

Auteurs

Auteurs coordinateurs : Léa Tardieu (AgroParisTech, Cired et INRAE, TETIS), Harold Levrel (AgroParisTech, Cired).

Auteurs contributeurs : Léa Tardieu (AgroParisTech, Cired et INRAE, TETIS), Harold Levrel (AgroParisTech, Cired), Vincent Viguié (ENPC, Cired), Perrine Hamel (*Natural capital project* et Université de technologie de Nanyang), Aude Lemonsu (CNRS, CNRM), Cécile De Munck (Météo France, CNRM), Yann Kervinio (ENPC, Cired), Lana Coste, Charles Claron, Emmanuel Faure, Émile Geoffroy, Charlotte Liotta, Mehdi Mikou et Mai-thi Ta qui ont effectué leurs stages au Cired sur le projet IDEFESE.

Pour citer ce rapport :

Tardieu. L., Viguié. V., Hamel. P., Lemonsu. A., De Munck. C., Kervinio. Y., Coste. L., Claron. C., Faure. E., Geoffroy. E., Liotta. C., Mikou. M., Ta. M-T., Levrel. H. (2020). Prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain - Méthodologie et retour d'expérience du projet IDEFESE mené en Île-de-France. Rapport Efese, La documentation française, France.

Remerciements

Nous remercions chaleureusement l'ensemble des acteurs qui ont accepté les entretiens et/ou de participer aux réunions de travail d'IDEFESE (voir la liste en annexe 1). Nous remercions Nathalie Frascaria (AgroParisTech, UMR ESE) pour ses conseils et pour sa participation aux réunions IDEFESE. Nous tenons à adresser des remerciements particuliers à Marc Barra, Erwan Cordeau, Nicolas Laruelle, Ali-cherif Assad et Maxime Zucca, de l'Institut Paris région et de l'agence régionale de la biodiversité pour leur disponibilité, leurs conseils et la mise à disposition de données d'une grande qualité. Nous remercions les étudiants de l'école nationale des ponts et chaussées (ENPC) Claire Benedetti, Claire Lefebvre, Victor Leon, Lucie Thiolliere, Baptiste Wozniak qui nous ont aidé à réaliser les enquêtes sur les préférences des franciliens concernant les attributs des espaces de nature de ville. Nous remercions l'équipe du *Natural capital project* (Université de Stanford et Université du Minnesota) et plus spécifiquement Roy Remme pour sa contribution à l'application du modèle InvEST de récréation en Île-de-France, Anne Guerry, Erik Londsorf, Nootemboom et Steve Polasky pour leurs conseils sur les travaux menés dans IDEFESE. Nos remerciements vont aussi à Hongxiao Liu de la Chinese Academy of Science pour ses contributions essentielles au nouveau module de récréation de l'outil InVEST et son application au cas de l'Île-de-France. Nous remercions les membres du Cired pour leurs retours pertinents sur le projet lors de sa présentation au séminaire hebdomadaire du laboratoire. Nos remerciements vont aussi à Gwenola Stephan pour nous avoir permis de présenter IDEFESE au congrès annuel de l'association des Maires de France, et au groupe de travail nature urbaine du labex futurs urbains pour nous avoir donné l'occasion de présenter nos travaux lors de leur séminaire. Nous remercions Céline Philips (Ademe), Marc Jaouen (Puca) et Antonin Vergez (CGDD) pour leurs conseils et leur suivi tout au long de ce projet. Enfin, nous remercions l'Ademe, le CGDD, le Puca et AgroParisTech d'avoir financé cette étude.

Conditions générales d'utilisation :

Le « concédant » concède au « réutilisateur » un droit non exclusif et gratuit de libre « réutilisation » de « l'information » objet de la présente licence, à des fins commerciales ou non, dans le monde entier et pour une durée illimitée, dans les conditions exprimées ci-dessous.

Le « réutilisateur » est libre de réutiliser « l'information », de la reproduire, la copier, de l'adapter, la modifier, l'extraire et la transformer, pour créer des « informations dérivées », des produits ou des services, de la communiquer, la diffuser, la redistribuer, la publier et la transmettre et de l'exploiter à titre commercial, par exemple en la combinant avec d'autres informations, ou en l'incluant dans son propre produit ou application, sous réserve de mentionner le nom du « concédant » et la date de dernière mise à jour de « l'information » réutilisée.

Réalisation de ce livre numérique :

© Direction de l'information légale et administrative, Paris 2021.

Dépôt légal : Juillet 2021

ISBN : 9782111575493 (version PDF)

ISBN : 9782111575509 (version ePub)

Directeur de la publication : Thomas Lesueur

Coordinatrice éditoriale : Claude Baudu-Baret

Maquette et réalisation : Dila

Résumé

Cette évaluation de la prise en compte des services écosystémiques dans les décisions d'aménagement urbain s'inscrit dans le cadre global de l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese).

Elle vise à proposer à l'ensemble des acteurs de l'aménagement urbain une démarche d'évaluation sur laquelle s'appuyer pour intégrer les services écosystémiques associés aux milieux urbains dans les politiques d'aménagement. La démarche repose sur une analyse approfondie des documents d'aménagement, des entretiens semi-directifs avec les acteurs de l'aménagement francilien, et sur une analyse des méthodes, outils et données pouvant être mobilisés pour l'évaluation des services écosystémiques urbains et l'élaboration de scénarios prospectifs d'aménagement. L'application de cette démarche permet en particulier de décrire l'évolution spatiale et temporelle d'une sélection de services écosystémiques, et de comprendre, via une analyse de scénarios prospectifs d'aménagement urbain, les effets des choix d'aménagement sur ces services écosystémiques.

Le rapport propose également des approches cartographiques permettant de cibler des outils contractuels de protection des écosystèmes sur les terrains privés, ainsi que de prendre en compte des critères socio-économiques dans les politiques de renaturation en ville.

Ce cas d'étude basé sur le contexte de la région Île-de-France, ainsi que la démarche d'évaluation proposée, ont vocation à inspirer et accompagner l'élaboration de futurs projets d'aménagement urbain.

Présentation de l'Efese

L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese) est une plateforme science-politique-société pilotée par le ministère de la Transition écologique qui vise à caractériser les multiples valeurs de la biodiversité et à faciliter leur prise en compte dans les décisions publiques et privées en France. L'Efese s'appuie sur un cadre conceptuel partagé et une gouvernance nationale qui associe experts, décideurs et parties prenantes. Une première phase a été achevée à la fin de l'année 2018 avec la publication des évaluations des six grandes catégories d'écosystèmes français. Le programme entre dans une deuxième phase dont le caractère opérationnel et stratégique sera renforcé, afin de développer les éclairages et les outils d'évaluation nécessaires pour accompagner la transition écologique de la société française.



Pour accéder aux rapports et en savoir plus
www.ecologique-solidaire.gouv.fr/Efese

Pour rejoindre la communauté de l'Efese
plateforme-Efese.developpement-durable.gouv.fr/
(inscription libre)

Service de l'économie verte et solidaire

92055 La Défense Cedex

Courriel : diffusion.cgdd@developpement-durable.gouv.fr