
Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble

Clémence Vannier, Émilie Crouzat, Coline Byczek, Rémy Lasseur,
Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Pierre-Yves Longaretti and Sandra
Lavorel



Electronic version

URL: <http://journals.openedition.org/eue/1629>

ISSN: 1916-4645

Publisher

Institut national de Recherche scientifique Urbanisation Culture et Société

Brought to you by INRA Institut National de la Recherche Agronomique



Electronic reference

Clémence Vannier, Émilie Crouzat, Coline Byczek, Rémy Lasseur, Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Pierre-Yves Longaretti and Sandra Lavorel, « Cartographier les services écosystémiques :
quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble », *Environnement Urbain / Urban Environment* [Online], Volume 11 | 2017, Online since 03 September 2017,
connection on 13 June 2018. URL : <http://journals.openedition.org/eue/1629>

This text was automatically generated on 13 June 2018.

© Institut National de Recherche Scientifique Centre Urbanisation Culture et Société

Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble

Clémence Vannier, Émilie Crouzat, Coline Byczek, Rémy Lasseur, Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Pierre-Yves Longaretti and Sandra Lavorel

Ces travaux ont été menés dans le cadre du réseau des Zones Ateliers, de la plateforme LTSER - Zone Atelier Alpes. Ces travaux contribuent au projet ESNET (Ecosystem Services NETWORK futures for the Grenoble region) financé par l'ONEMA (Office national de l'Eau et des Milieux Aquatiques) et au projet Européen EU FP7 OPERAs FP7-ENV-2012-two-stage-308393.

Introduction

Services écosystémiques : Bénéfices que tire la société des écosystèmes ; ils reflètent les interactions entre les dynamiques écologiques, l'utilisation des terres et les priorités données par les acteurs locaux et les décideurs politiques dans leur gestion du territoire (MEA 2005b).

- 1 Née en 2000 « l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire » (Millenium Ecosystem Assessment) présente l'état, les tendances et les fonctions des Services Écosystémiques (SE) à travers le monde. En 2011, les objectifs d'Aichi mettent en place un plan stratégique d'actions pour préserver la biodiversité et les SE à l'horizon 2020. Suite à ces reconnaissances politiques et consensus scientifiques au niveau mondial, le concept de SE

s'est largement diffusé et suscite un intérêt croissant à des échelles décisionnelles plus fines. Au niveau européen, l'application opérationnelle des SE est recherchée tant dans le cadre de la mise en œuvre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000) que pour la stratégie de la biodiversité pour 2020. Au niveau national, le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) met en place l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE). Elle s'intéresse aux méthodes d'évaluation écologique et socio-économique des SE et à leur intégration dans les processus de décision. Ainsi, la notion de SE tend à être de plus en plus mobilisée dans les processus de prise de décision, notamment d'aménagement du territoire avec la nouvelle loi Biodiversité votée début 2016, l'objectif étant d'améliorer la prise en compte du capital naturel dans les choix de développement. Cependant, les méthodes pour la prise en compte des SE dans la gestion environnementale ne sont pas fixées et résultent en partie des expertises scientifiques mises à disposition des gestionnaires ou des institutions (comme c'est le cas pour l'EFESE). Dans ce contexte, l'opérationnalisation des recherches portant sur les SE, consistant à développer des liens fonctionnels entre les acteurs et gestionnaires des territoires et l'expertise scientifique pour mieux prendre en compte les SE dans la gestion et la planification, apparaît nécessaire (Klein, Celio, et Grêt-Regamey, 2015 ; Bierry *et al.*, 2015 ; de Groot *et al.*, 2010).

- 2 À l'échelle d'un territoire, la prise en compte des services dans la planification et la gestion nécessite l'utilisation de données spatialement explicites et suppose au préalable un exercice de modélisation et de cartographie des SE. La plupart de ces modèles se basent sur ou utilisent comme proxy des cartes d'Occupation ou d'Utilisation des Sols (OS/US) (Verhagen *et al.*, 2016 ; Lautenbach *et al.*, 2015 ; Egoh *et al.*, 2012 ; Martínez-Harms et Balvanera, 2012 ; Seppelt *et al.*, 2011). Différentes bases de données publiques mettent à disposition librement des données d'OS/US, du fait de l'intérêt qu'elles suscitent dans de nombreux domaines. Nombre de cartes d'OS/US disponibles sont produites à large échelle (par exemple Corine Land Cover à l'échelle de l'Union européenne ou GlobCover à échelle mondiale) ce qui restreint leur résolution spatiale. Bien que fréquente, l'utilisation à l'échelle locale des informations produites à large échelle génère une forte incertitude pour la cartographie des SE. Par ailleurs, il existe un ensemble de bases de données d'OS/US à échelle fine, produites pour répondre à des demandes ciblées sur un seul type de milieu (Urban Atlas pour l'étude des densités urbaines, Registre Parcellaire Graphique basé sur les déclarations de la PAC). Cependant, la spécificité typologique de ces cartes d'OS/US rend impossible leur utilisation directe pour la cartographie des SE. En effet, ces données détaillent particulièrement un type d'OS/US (le milieu urbain pour l'Urban Atlas, le milieu agricole pour le Registre Parcellaire Graphique) et les types d'objets géographiques représentés ne sont pas forcément en adéquation les uns avec les autres (pas la même échelle d'analyse ni le même grain de finesse des éléments). De plus, les territoires renseignés par ces bases de données ne sont pas forcément continus ni exhaustifs (l'Urban Atlas n'est développé que dans un rayon restreint autour des grandes agglomérations européennes et la typologie n'est détaillée que pour le milieu urbain, le Registre Parcellaire Graphique ne renseigne que les îlots parcellaires soumis aux déclarations à la Politique Agricole Commune). Pour toutes ces raisons, l'utilisation de ces bases de données d'OS/US, fournissant des informations hétérogènes nécessite un exercice de fusion afin de mettre en cohérence les informations renseignées et constituer une base de données spatialement exhaustive et géographiquement cohérente (Marceau et Hay 1999 ; Vannier 2011 ; Hubert-Moy *et al.* 2012 ; Mathian et Sanders 2014 ; Warnock et

Griffiths 2015). En parallèle, les données de télédétection sont de plus en plus utilisées pour cartographier l'OS/US de manière adaptée aux configurations et dynamiques locales (Kuenzer *et al.*, 2014 ; Giri *et al.*, 2013 ; Hansen et Loveland, 2012). Il apparaît alors intéressant de se baser sur l'ensemble de ces données disponibles (à la fois bases de données publiques et données de télédétection) afin de produire des cartes d'OS/US précises en termes de résolution spatiale et typologique afin de refléter au mieux les particularités et pratiques locales d'un territoire donné.

- 3 Observer et analyser un territoire et les éléments d'un territoire dans le but de le cartographier ou de le modéliser fait appel à l'analyse d'un système complexe tant dans sa structure que dans ses processus (Hay *et al.* 2002) et engendre de manière inévitable certaines incertitudes dans les démarches adoptées (Hou, Burkhard, et Müller 2013). Notamment, les méthodes de cartographie par la fusion de données hétérogènes posent la question de l'adéquation entre d'une part les données utilisées et d'autre part la complexité des processus territoriaux ou écologiques qu'elles doivent permettre de représenter. Ces méthodes de cartographie, comme tout exercice de cartographie en général, sont une source majeure d'incertitude dans l'information apportée (MacEachren *et al.*, 2005). Modéliser les SE en se basant sur des cartes d'OS/US est incontournable, mais multiplie les sources d'incertitude (Hou, Burkhard, et Müller, 2013 ; Schulp *et al.*, 2014), et donc les limites de l'analyse de ces cartes. Ces sources d'incertitude sont parfois analysées dans la littérature scientifique, pas de manière systématique, et selon des angles d'approche différents, soit en cherchant à représenter cartographiquement cette incertitude (MacEachren *et al.*, 2005), soit en recherchant les causes de cette incertitude dans l'analyse à posteriori des données produites par la connaissance experte du terrain et des données (Uusitalo *et al.*, 2015 ; Arnaud et Davoine, 2009 ; Refsgaard *et al.*, 2007). C'est cette seconde approche, plus empirique, que nous chercherons à développer dans cet article. L'incertitude cartographique de l'OS/US et des SE y sera discutée plus spécifiquement à partir de la connaissance experte des bases de données et du territoire d'étude, ce qui nous permettra également de discuter des limites rencontrées lors de la production des cartes et des modèles. Cette approche apparaît essentielle pour la transmission et l'interprétation des résultats dans le cadre d'une démarche participative, scientifique et opérationnelle.
- 4 Les objectifs du travail présenté dans cet article sont, à partir d'une base de données d'OS/US à une résolution spatiale et typologique extrêmement précise 1- d'analyser la contribution de la base de données OS/US pour la modélisation de SE ; 2- analyser les liens entre le paysage proposé par la base de données OS/US et le paysage des SE modélisés et cartographiés et 3- identifier les limites et incertitudes liés à cette démarche pour proposer des pistes d'amélioration efficaces.
- 5 Pour ce faire nous proposons :
 - de travailler à partir d'une cartographie précise de l'OS/US au sein d'un paysage extrêmement diversifié, le bassin de vie la région de Grenoble. Cette cartographie existante est basée sur la fusion de bases de données publiques aux résolutions spatiales fines et l'utilisation de données de télédétection à moyenne et très haute résolution spatiale ;
 - de décrire la contribution des cartes d'OS/US dans le panel de modèles de SE déterminé : le choix de ce panel a été élaboré en concertation avec les acteurs et gestionnaires du territoire du bassin de vie de Grenoble ;
 - d'analyser cette contribution des cartes d'OS/US dans la modélisation des SE ;

- de discuter des limites et incertitudes rencontrées dans le processus de cartographie de l'OS/US et les conséquences sur la modélisation des SE.

1. Matériel et Méthodes

1.1 Caractéristiques générales du bassin de vie de Grenoble

- 6 Le bassin d'emploi de la région de Grenoble s'étend sur 4 450 km², il regroupait près de 800 000 habitants et environ 500 000 emplois en 2012 (sources INSEE). Les limites de ce territoire ont été définies selon le rayonnement économique de l'agglomération grenobloise, et la diversité des paysages qui structurent cette région (Figure 1) :

- du point de vue du rayonnement économique de la ville de Grenoble, les limites sont constituées par le périmètre des EPCI (Établissement Public de Coopération Intercommunale) du SCOT¹ (Schéma de Cohérence Territoriale) de Grenoble et des EPCI des massifs aux abords de l'agglomération.
- du point de vue de la diversité paysagère, la région de Grenoble présente des caractéristiques physiques et naturelles variées qui expliquent la grande diversité des paysages que l'on y trouve. Les fonds de vallées planes de Grenoble et du Grésivaudan favorisent l'extension de la croissance urbaine, de même que la plaine de la Bièvre, trois massifs montagneux viennent structurer ce territoire (le Vercors, la Chartreuse et Belledonne) offrant des paysages naturels et semi-naturels qui bénéficient de nombreuses mesures de protection (Parcs Naturels Régionaux, Réserves naturelles, etc.).

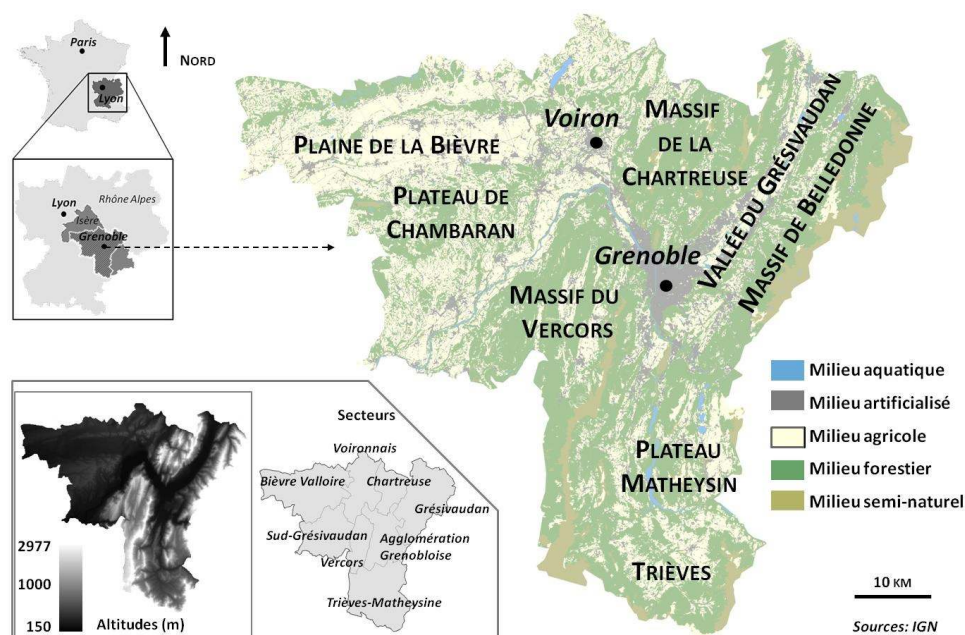


Figure 1 - Présentation du bassin de vie de Grenoble : localisation, géographie physique et zonage administratif.

- 7 Ainsi, le bassin d'emploi de la région de Grenoble regroupe 311 communes dans un rayon d'une cinquantaine de kilomètres qui sont structurées en dix EPCI : l'agglomération Grenobloise, le Sud Grenoblois, le Grésivaudan et le Voiironnais (ces secteurs constituant le « Y » Grenoblois), la Chartreuse et le Vercors (qui constituent les zones de montagne en dehors du périmètre du SCOT), le Trièves, la Matheysine, le Sud-Grésivaudan, la Bièvre Valloire (qui constituent des espaces de plaine et plateaux à dominante agricole).

1.2 Une base de données d'occupation et d'utilisation des sols adaptée aux caractéristiques paysagères du site d'étude

- 8 Vannier *et al.* (2016) et Lefebvre (2014) décrivent avec précision les données et méthodes développées pour la constitution de la base de données d'OS/US (tableau 2, niveaux 1-2-3).
- 9 En résumé, nous avons assemblé, découpé et nettoyé les bases de données publiques au format vectoriel de la BD Topo, l'Urban Atlas, et le Registre Parcellaire Graphique ; prétraité et projeté les données de télédétection RapidEye (résolution spatiale 10*10 m) et MODIS (résolution spatiale 250*250 m), basé sur la géométrie de la BD Ortho de l'IGN (Figure 2). L'ensemble de ces données a été fusionné et segmenté puis photo-interprété afin de corriger certaines affectations typologiques et compléter les espaces non couverts par les bases de données publiques (Figure 2). Cette étape a permis de produire une base de données précise spatialement et dont la typologie est adaptée aux conditions locales (Tableau 1). Ces cartes ont été validées par un photo-interpréteur extérieur à la chaîne de traitement.
- 10 Afin d'affiner la description de l'utilisation des sols agricoles, nous avons utilisé les données de télédétection à moyenne résolution spatiale du capteur MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) (Figure 2). Lasseur *et al.* (à paraître) décrivent la méthode de classification et de validation des données utilisées dans cette étude. En résumé, nous avons classifié ces images en utilisant les spécificités phénologiques des différents types de cultures et des informations sur les conditions locales (altitude et climat). Cette classification nous a permis de produire une cartographie des grandes cultures sur un pas de temps annuel entre 2008 et 2012. Concaténées sur 5 ans ces résultats permettent l'identification des grands types de successions culturales de la zone d'étude. Ces cartes ont été validées à l'aide des données du RPG avec un indice de Kappa variant entre 0,78 et 0,82 selon les années.
- 11 La cartographie des successions culturales a ensuite été intégrée au sein de la carte générale d'OS/US. Il en résulte une base de données exploitable à l'échelle du 1/15 000^{ème} avec, comme unité minimale de numérisation des objets dont la surface est supérieure ou égale à 0,01 ha, soit 100 m². La précision au positionnement est quant à elle comprise entre 5 et 10 mètres.

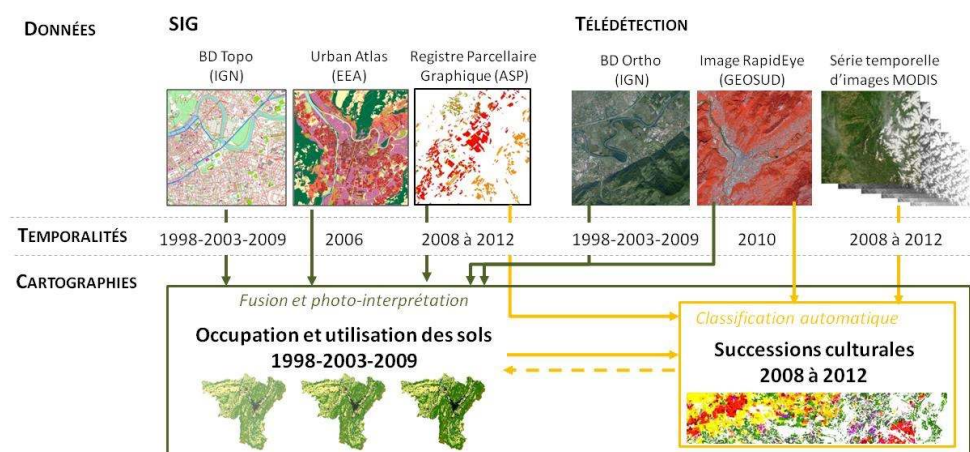


Figure 2 - Organigramme général de la méthode pour la constitution de la base de données d'OS/US.

- 12 La typologie de cette base de données est composée de 34 classes d'OS/US (Tableau 1), hiérarchisée en quatre niveaux de précision, décrivant les milieux artificialisés (en distinguant les zones d'habitat des zones d'activités ainsi que les réseaux routiers, ferrés, etc.), les milieux agricoles (en proposant le détail des pratiques agricoles de monocultures ou de successions de cultures et prairies, en identifiant les zones de maraichage d'arboriculture). Les milieux forestiers et semi-naturels sont décrits à l'échelle des peuplements. Le degré de description de cette typologie dépasse celui généralement proposé par la plupart des bases de données publiques (qui se situe plutôt entre le niveau 2 et 3 de notre typologie selon le type d'OS/US considéré).

Tableau 1 - Typologie de l'OS/US cartographiée selon quatre niveaux imbriqués.

Niveau 1 (5 classes)	Niveau 2 (16 classes)	Niveau 3 (23 classes)	Niveau 4 (34 classes)
1 - Milieux aquatiques	12 - Surfaces en eau	121 - IDEM	121 -1- IDEM
2 - Milieux artificialisés	21 - Espaces urbanisés 22 - Réseaux de communications et espaces associés 23 - Autres aménagements	211 - Zones d'habitat 212 - Zones d'habitat isolé 213 - Zones d'Activités Industrielles, Commerciales, Culturelles et Sportives 221 - Réseau routier primaire 222 - Réseau routier secondaire 223 - Réseau ferroviaire 224 - Aéroport et espace associés 231 - IDEM	221-1 - IDEM 212-1 - IDEM 213-1 - IDEM 221-1 - IDEM 222-1 - IDEM 223-1 - IDEM 224-1 - IDEM 231-1 - IDEM

3 - Milieux agricoles	31 - Cultures 32 - Prairies 33 - Peupleraies 34 - Haies	311 - Cultures indifférenciées 312 - Maraîchages ; Horticultures 313 - Cultures pérennes (Vergers ; vignes) 321 - IDEM 331 - IDEM 341 - IDEM	311-1 - Monocultures de Printemps 311-2 - Monocultures d'hiver 311-3 - Culture de Printemps (CP)/Prairies 311-4 - Culture d'Hiver (CH)/Prairies 311-5 - CP/CH 311-6 - Dominante CP (1Prairie) 311-7 - Dominante CP 311-8 - Dominante CH (1Prairie) 311-9 - Dominante CH 311-10 - Mixte CP/CH/ Prairie 312-1 - IDEM 313-1 - IDEM 321-1 - Prairie de 5 ans 321-2 - Prairies de 3 ou 4 ans 321-3 - Prairies de 1 à 2 ans 321-5 - STH-Alpages 331-1 - IDEM 341-1 - IDEM
4 - Milieux forestiers	41 - Forêts de feuillus 42 - Forêts de Conifères 43 - Forêts Mixtes 44 - Bois	411 - IDEM 421 - IDEM 431 - IDEM 441 - IDEM	411-1 - IDEM 421-1 - IDEM 431-1 - IDEM 441-1 - IDEM
5 - Milieux semi-naturels	51 - Landes ligneuses 52 - Espaces ouverts, avec peu ou sans végétation 53 - Glaciers	511 - IDEM 521 - IDEM 531 - IDEM	511-1 - IDEM 521-1 - IDEM 531-1 - IDEM

1.3 Un large panel de services écosystémiques à modéliser

1.3.1 Choix des services écosystémiques dans le bassin de vie de Grenoble

- 13 Le choix du panel de SE d'intérêt a été effectué dans le cadre d'une démarche participative, réunissant à la fois les acteurs locaux impliqués dans la gestion du territoire d'étude et de ses ressources d'une part, et des scientifiques travaillant sur les ressources environnementales de ce territoire d'étude d'autre part (Bierry et Lavorel, 2016).
- 14 Un travail d'expertise scientifique et territoriale de la part des acteurs locaux a été effectué sous la forme d'ateliers de travail pour élaborer un panel de 15 SE d'intérêt pour le bassin de vie de Grenoble (Tableau 2). Le choix final des SE retenus pour l'étape de modélisation résulte du croisement entre les SE d'intérêt pour les acteurs et l'expertise de l'équipe scientifique en termes de modélisation et de la disponibilité de données permettant de les modéliser. Les SE retenus sont organisés selon quatre catégories : les services d'approvisionnement, les services culturels, les services de régulation et la biodiversité. La biodiversité est considérée comme le support et le contributeur direct de l'ensemble de ces services (MEA 2005a).

Tableau 2 – Les Services Écosystémiques d'intérêt retenus et les indicateurs qu'ils doivent quantifier, dans le cadre d'une démarche participative pour le bassin de vie de Grenoble.

Service Écosystémique		Indicateur retenu
Biodiversité	Habitat	Types d'habitats présents
	Faune	Richesse en espèces animales
	Flore	Richesse en espèces végétales
Approvisionnement	Production agricole (cultures)	Rendement des cultures
	Production fourragère	Rendements fourragers
	Stock de bois	Stock de bois disponible
	Production de bois	Prélèvement de bois effectué
Culturel	Récréation	Opportunités de pratiques récréatives de plein air
Régulation	Stock de Carbone	Stock de carbone total
	Érosion	Contribution biotique à l'atténuation des risques d'érosion
	Infiltration	Capacité de l'écosystème à moduler les flux d'eau
	Forêts de protection	Capacité de la forêt à diminuer le risque de chutes de blocs sur des zones à enjeu

	Qualité de l'eau	Capacité de rétention de l'azote par les zones agricoles
	Maintien de la fertilité des sols	Contribution des cultures à la formation du stock de Carbone Organique des Sols
	Pollinisation	Fourniture et de demande par l'agriculture du service de pollinisation

1.3.2. Choix et mise en place des modèles de services écosystémiques dans le bassin de vie de Grenoble

15 *Choix des types de modèles*

- 16 Afin de cartographier le panel de SE défini par notre démarche participative, nous nous sommes appuyés sur les travaux de Lavorel et al. (2017) qui ont formalisé une classification des grands types de modèles de SE. Ces travaux présentent un cadrage conceptuel des échelles auxquelles chaque type de modèle peut être représenté, le degré de connaissances et de données nécessaires, ainsi que le niveau de représentation de la biodiversité. La figure 3 reprend l'ensemble de ces préconisations et les types de modèles choisis pour l'ensemble du panel des 15 SE au regard des données et connaissances disponibles sur le site d'étude. En l'absence de données et de connaissances très précises (observations et mesures de terrain) sur les bases fonctionnelles de certains services à notre échelle travail (entre l'échelle paysage et l'échelle régionale — Figure 3), une grande partie des modèles sur lesquels nous nous basons sont des modèles de type « proxy » (c'est-à-dire fusion de données spatialisées) ou phénoménologiques (également basés sur l'OS/US comme donné d'entrée).

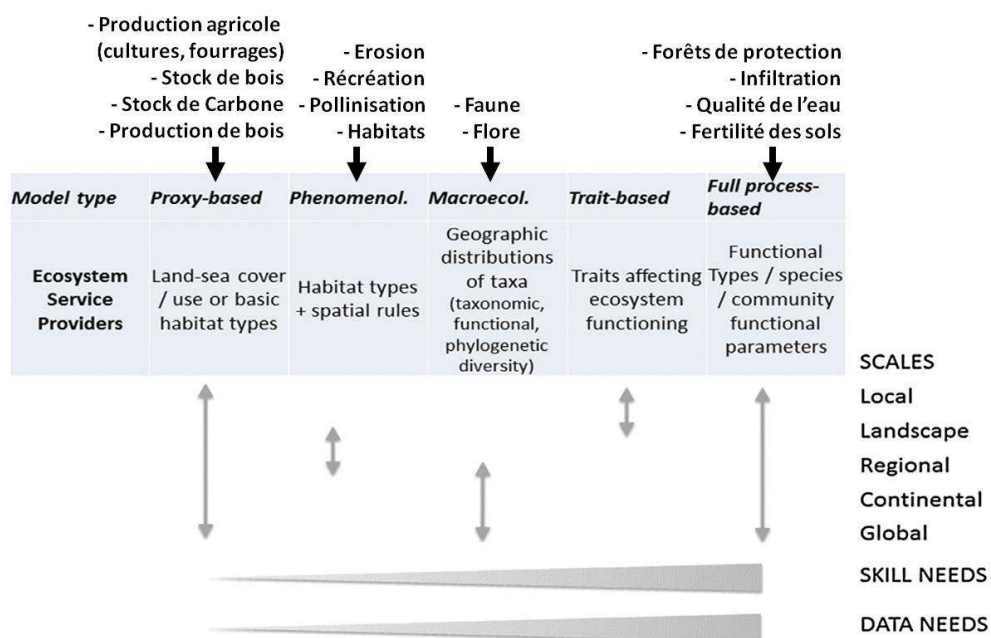


Figure 3 — Typologie des modèles de services écosystémiques détaillant les échelles d'analyse, degrés de connaissances et données nécessaires à la modélisation (Lavorel *et al.* 2017), et types de modèles choisis dans notre étude pour cartographier notre panel de services écosystémiques.

17 **Mise en place des modèles pour la cartographie des 15 SE choisis**

- 18 Le tableau 3 explicite les choix et adaptation des modèles pour la quantification et la cartographie des 15 SE déterminés dans le processus participatif. La plupart des modèles développés sont adaptés de modèles existants pour mieux prendre en compte les caractéristiques paysagères du site d'étude.
- 19 Le tableau 3 détaille les données utilisées dans les modèles, où la donnée d'entrée principale est le plus souvent la carte d'OS/US développée spécifiquement pour cette étude.
- 20 Les limites de modèles sont également précisées afin de connaître l'exacte validité et interprétation possible de l'ensemble des modèles et des cartes produites. Ces informations ont été explicitées et diffusée sous la forme de fiches de SE à destination des acteurs du territoire du projet et des futurs utilisateurs des cartes produites.

Tableau 3 : Tableau 3: Modèles de SE : données mobilisées (OS/US et données additionnelles), méthodes de cartographie et limites rencontrées.

(partie 1/5)

SE		Typologie d'OS/US mobilisée	Données additionnelles		
			Type	Echelle/ Précision spatiale	Temporalité
Biodiversité	Habitat	Typologie détaillée de l'ensemble des classes (niveau 4)	- Typologie GlobCover (© ESA 2010 and UCLouvain)	- Habitats à l'échelle mondiale (300x300m)	- 2009
		Indicateur et méthode : Types d'habitats selon la typologie mondiale donnée par GlobCover			
		Mise en cohérence des types d'occupation des sols cartographiés avec la typologie GlobCover à une résolution spatiale de 300m.			
	Faune vertebrée	Limites du modèle : Le modèle représente une information de la structure spatiale des habitats et non de leur fonctionnalité (habitat effectif pour la biodiversité animale).			
		Typologie de l'ensemble des milieux (niveau 4) réadapté selon la typologie de GlobCover.	1- GlobCover (© ESA 2010 and UCLouvain) 2- Zone d'occurrence des vertébrés (Maiorano et al. 2013)	1- monde 2- Europe	1- 2009 2- une donnée

		<p>Indicateur et méthode : Richesse potentielle en espèces animales vertébrées, exprimée en nombre d'espèces/km².</p> <p>1- Création d'une carte d'habitats à partir de données sur les couvertures des sols, selon la typologie GlobCover 2009 à 300 m de résolution.</p> <p>2- Identification de la distribution individuelle potentielle des espèces en fonction de leurs niches écologiques potentielles.</p> <p>3- Calcul de la richesse vertébrée par addition des distributions individuelles.</p>		
		<p>Limites du modèle: Le modèle indique le nombre d'espèces pour lesquelles un type de paysage constitue un habitat primaire ou secondaire, sans restriction liée à un objectif de conservation. Le modèle ne prend pas en compte les interactions entre espèces vertébrées, ou entre espèces vertébrées et non-vertébrées (plantes, invertébrés, pathogènes, etc.).</p>		
Flore		-	- Données d'inventaire de terrain de 2748 espèces (CBNA, Conservatoire Botanique National Alpin)	- Alpes
				- Une donnée
		<p>Indicateur et méthode : Richesse en espèces végétales, exprimée en nombre d'espèces/km².</p> <p>1- Identification de la distribution potentielle de 2748 espèces en fonction de leurs niches écologiques potentielles (Thuiller et al. 2014;Thuiller et al. 2009).</p> <p>2- Calcul de la richesse végétale par addition des distributions individuelles</p>		
		<p>Limites du modèle : L'indicateur retenu est lié à la richesse végétale potentielle et non à la richesse effective (nécessitant des données d'inventaire de terrain). Le modèle ne prend pas en compte les interactions entre espèces végétales, ou entre espèces végétales et non-végétales (herbivorie, pathogènes, symbioses, etc.).</p>		

Tableau 3 - suite (partie 2/5)

SE	Typologie d'OS/US mobilisée	Données additionnelles		
		Type	Echelle/ Précision spatiale	Temporalité

Approvisionnement	Production agricole - cultures	Typologie des milieux agricoles détaillés (niveau 4)	1-AGRESTE (Rendements) 2- Barème énergétique (JRC, Joint Research Center, European Commission)	1- Département 2- UE	1- une donnée par an (2005-2015) 2-une donnée (2015)
		Indicateur et méthode : Rendement des cultures standardisé en rendement énergétique (moyenne sur 5 ans, exprimée en Giga Joules/Ha). 1- Attribution des rendements moyens par type de succession culturale sur la base des statistiques agricoles de l'AGRESTE. 2- Conversion des rendements en équivalent énergie selon le barème du JRC (Pérez-Soba et al. 2015).			
		Limites du modèle : Les rendements associés aux cultures sont issus de sources départementales et ne tiennent pas compte des spécificités locales ou des pratiques agricoles détaillées.			
	Production agricole - Fourrages	Typologie des milieux agricoles détaillés (niveau 4)	1-AGRESTE (Rendements) 2- Barème énergétique (JRC, Joint Research Center (JRC, European Commission))	1- Département 2- UE	1- une donnée par an (2005-2015) 2-une donnée (2015)
		Indicateur et méthode : Rendements fourrager standardisé en rendement énergétique (moyenne sur 5 ans, exprimée en Giga Joules/Ha). Méthode - Idem Cultures.			
		Limites du modèle : Idem Cultures. Le modèle ne prends pas en compte les variations entre types de prairies (dont les rendements et valeurs énergétiques varient beaucoup).			

Stock de bois	Typologie détaillée des milieux forestiers + peupleraies (niveau 2)	1- Type de propriété (ONF) 2- Sylvo-écorégions (IGN-IFN) 3- Inventaire forestier (IFN)	1- France 1/25 000ème 2- France 1/1 000 000ème 3- France, échantillonnage (7000 points au total en Fr)	1- 2009 2- 2009 3- annuelle, de 2007 à 2011
	<p>Indicateur et méthode : Stock de bois disponible (volume de bois sur pied exprimé en m³/ha).</p> <p>1- Catégorisation des espaces forestiers par type de peuplement, de propriété et de sylvoécorégion.</p> <p>2- Détermination statistique des stocks de bois sur pied (volumes tige bois fort IFN et volumes totaux) grâce aux données de l'inventaire forestier (IFN) (Lafond et al., 2015).</p> <p>Limites du modèle : Le modèle statistique se base sur un échantillonnage de relevés de terrains donné par l'IFN, les coordonnées spatiales des placettes sont brouillées et ajoute donc de l'incertitude pour l'extrapolation des analyses ponctuelles.</p>			
Production de bois	Typologie détaillée des milieux forestiers + peupleraies (niveau 2)	1- Type de propriété (ONF, Office National des Forêts) 2- Sylvo-écorégions (IGN-IFN, Institut Géographique et Forestier National) 3- Inventaire forestier des flux (IFN)	1- France 1/25 000ème 2- France 1/1 000 000ème 3- Région Rhône-Alpes	1- 2009 2- 2009 3- annuelle, de 2005 à 2013
	<p>Indicateur et méthode : Prélèvement de bois estimée en m³/ha/an (volume bois fort tige IFN).</p> <p>1- Catégorisation des espaces forestiers par type de peuplement, de propriété et de sylvoécorégion, taux d'accroissement et taux de mortalité.</p> <p>2- Estimation des prélèvements de bois, sur la base des flux estimés par l'IFN sur la région Rhône-Alpes pour la période 2005-2013 (Lafond et al., 2015).</p>			

		Limites du modèle : Les prélèvements ont été estimés sur la base de données régionales et d'hypothèses simplificatrices de ventilation de ces prélèvements selon les accroissements des catégories feuillus-résineux-mixtes en Isère.
--	--	---

Tableau 3 - suite (partie 3/5)

SE	Typologie d'OS/US mobilisée	Données additionnelles		
		Type	Echelle/Précision spatiale	Temporalité
	Typologie de niveau 2. Toutes les classes.	1- Modèle Numérique de Terrain (BD Alti IGN) 2- Accessibilité (routes, parking) (IGN) 3- Pratiques de plein air (Camptocamp, Skitour, etc.) 4- Population (INSEE)	1- France 1/25 000ème 2- France 1/25 000ème 3- Données personnelles des pratiquants, traces GPS le plus souvent. 4- Communale (INSEE)	1- 2009 2- 2009 3- entre 2006 et 2014 4- 2009
Culturel	Récréation	Indicateur et méthode : Opportunités de pratiques récréatives de plein air, exprimées par un indice de possibilités de récréation, Modèle GRELOU (Byczek et al., soumis): 1- Modélisation d'un indice de récréation potentielle représentant la qualité des espaces pour les pratiques récréatives. 2- Modélisation d'un indice de possibilité de récréation reflétant l'accessibilité pour des loisirs d'extérieur. 3- Combinaison des deux indices pour déterminer la gamme de possibilités récréatives final, représentant le SE récréatif.		
		Limites du modèle : Le modèle ne concerne que les pratiques récréatives et n'intègre pas les pratiques de tourisme ou de pratiques telles que la cueillette, la chasse, ou des pratiques artistiques. Il n'évalue pas directement la fréquentation mais est un indice de multifonctionnalité lié à une pression de population.		

Tableau 3 - suite (partie 4/5)

		Données additionnelles
SE	Typologie d'OS/US mobilisée	

			Type	Echelle/ Précision spatiale	Temporalité
Régulation	Stock de Carbone	Typologie des milieux agricoles (niveau 4 - prairies permanentes) et des milieux forestiers détaillée (niveau 2)	<ul style="list-style-type: none"> - Stock de Carbone de la biomasse (Lousteau 2004) ; (Dupouey et al. 1999) - Stock de Carbone organique dans les sols (Meersmans et al. 2012a ; Meersmans et al. 2012b) 	<ul style="list-style-type: none"> - Taux de conversion aspatial - France, résolution 250x250m 	<ul style="list-style-type: none"> 1- 2004 2- Relevés terrain de 2000 à 2009
		<p>Indicateur et méthode : Stocks de carbone contenus dans la biomasse aérienne, souterraine et la matière organique des sols, exprimés en tC/km².</p> <p>Détermination des stocks de carbone dans la biomasse pour les milieux forestiers et prairiaux et du Carbone organique des sols. s</p> <p>Agrégation des stocks contenus dans les différents compartiments.</p>			
		<p>Limites du modèle : Le modèle considère le stock de carbone immobilisé dans les écosystèmes et non la séquestration (qui représente un flux). Les informations d'infradenstie du bois et le taux de carbone utilisés pour estimer le carbone de la biomasse est donné à l'échelle des peuplements uniquement (feuillus, conifères).</p>			
Régulation	Erosion	Typologie de niveau 2 (sauf espaces artificialisés et roches nues qui ne fournissent pas de contrôle de l'érosion)	<ul style="list-style-type: none"> 1- Précipitations (MétéoFrance - SAFRAN) 2- Carte des sols (GIS-Sol) 3-Modèle Numérique de Terrain (BD Alti IGN) 	<ul style="list-style-type: none"> 1- donnée ponctuelle (stations MétéoFrance) 2- France, résolution 1/100000 3- France, précision z à 10m 	<ul style="list-style-type: none"> 1- précision horaire (2010) 2- 2011 3- 2009

		<p>Indicateur et méthode : Contribution biotique à l'atténuation des risques d'érosion, estimée par un indice discret adimensionnel de 0 à 4.</p> <p>1- Modélisation de l'érosion potentielle: en fonction de la pluviométrie, du type de sol et du facteur de pente;</p> <p>2- Modélisation de l'érosion réelle : incluant les effets de la couverture du sol ;</p> <p>3- Calcul de la contribution de l'écosystème selon le risque (érosion potentielle-érosion réelle) à la contribution de l'atténuation du risque.</p> <p>Utilisation du modèle ClimChAlp (BOSCO et al. 2009), modèle empirique adapté aux conditions alpines. [Droits d'utilisation : 'Ministero Italiano de l'Ambiente e della Tutela del Territorio del Mare' et 'Universita Catolica del Sacro Cuore'].</p>			
		<p>Limites du modèle : Le modèle surestime le facteur d'érosivité des pluies, et n'est pas calibré par des mesures de terrain d'où la nécessité de considérer les résultats sous forme catégorielle.</p>			
	Infiltration	Typologie de niveau 2.	-	-	-
		<p>Indicateur et méthode : Capacité de l'écosystème à moduler les flux d'eau, indicateur d'infiltration annuelle totale en valeurs relatives.</p> <p>Modélisation des caractéristiques hydrologiques du territoire en fonction de facteurs climatiques, topographiques et d'usage / couverture des sols, à partir du modèle Waterworld (Mulligan 2013).</p>			
		<p>Limites du modèle : Le modèle ne prévoit pas la calibration à partir de données 'de terrain', et ne prends pas en compte les spécificités du sous-sol (réseaux karstiques par ex.) ; les résultats doivent donc être interprétés en termes relatifs uniquement.</p>			

Tableau 3 – (suite partie 5/5)

SE		Typologie d'OS/US mobilisée	Données additionnelles		
			Type	Echelle/Précision spatiale	Temporalité
Régulation	Forêts de protection	Typologie du milieu forestier (niveau 2)	- Modèle Numérique de Terrain (BD Alti IGN)	- France, précision z à 10m	- 2009

	<p>Indicateur et méthodes : Capacité de la forêt à diminuer le risque de chutes de blocs sur des zones à enjeu, exprimée en présence/absence de forêt de protection.</p> <p>1- Modélisation des aléas, en localisant les zones de départ probables des blocs ainsi que leur enveloppe probable de propagation.</p> <p>2- Modélisation des risques, en croisant les aléas avec les emplacements à enjeux (voies de communication, bâti).</p> <p>3- Modélisation de la potentialité de protection, par une extraction des enveloppes forestières dans les zones à risque, modèle RollFree (Berger et al. 2013).</p>			
	<p>Limites du modèles : Les milieux forestiers fournissent une protection contre d'autres risques naturels comme les avalanches, mais ceux-ci n'ont pas été intégrés dans notre modélisation.</p>			
Qualité de l'eau	Typologie détaillée de l'ensemble des milieux (niveau 4).	<p>1- Précipitations (MétéoFrance - SAFRAN)</p> <p>2-BD Carthage (Base de Données sur la CARTographie THématique des AGences de l'eau et du ministère chargé de l'environnement)</p> <p>3- Charges azotées (CGDD, Commissariat Générale au Développement Durable)</p>	<p>1- donnée ponctuelle (stations MétéoFrance)</p> <p>2- France</p> <p>3- France</p>	<p>1- précision horaire (2005-2015)</p> <p>2- 2010</p> <p>3- Une donnée</p>
	<p>Indicateur et méthode : Capacité de rétention de l'azote par le paysage, exprimée en kgN/pixel/an.</p> <p>1- Estimation de la charge azotée moyenne, en fonction de la capacité de rétention de l'azote par les différents types de couverture des sols, de leurs surplus azotés moyens (quantité d'azote émise) et des précipitations (moyennes sur 10 années).</p> <p>2- Estimation des flux azotés à l'échelle du bassin versant et de la rétention azotée permise par la matrice paysagère (prise en compte de l'hydrologie et de la rétention cumulée de l'azote en fonction des flux d'eau).</p> <p>3- Calcul de la quantité d'azote retenue par la matrice paysagère en aval de chaque pixel et qui n'atteindra pas le réseau hydrographique. Utilisation du modèle InVEST - module NDR [The Natural Capital Project: http://www.naturalcapitalproject.org/invest/]</p>			

	Limites du modèle : Le modèle est très sensible aux valeurs de charge azotée et de coefficient de rétention selon les types d'usage des terres. En l'absence de données de validation, les résultats doivent être interprétés en termes relatifs uniquement.			
Maintien de la fertilité des sols	Typologie détaillée de l'ensemble des milieux (niveau 4).	Recensement Général Agricole 2010	Donnée communale	2010
	Indicateur et méthode : Contribution estimée des cultures à la formation du stock de Carbone Organique des Sols, exprimée en tC/ha, Modèle RothC (Meersmans et al. 2013): 1- estimation des surfaces cultivées, par culture et par commune, pour l'année 2010. 2- allocation semi-dirigée des cultures converties en séquences blé-orge-colza-mais-soja-tournesol, sur la base des surfaces estimées à partir du RGA. 3- estimation du service de "maintien de la fertilité des sols" selon les stocks de Carbone Organique des Sols modélisés dans le modèles RothC.			
	Limites du modèle : Le modèle est calibré pour la France entière et ne tient pas compte de possibles spécificités locales. Le modèle tient compte indirectement des pratiques culturales mais pas de celles influençant la fertilité des sols (type de labour, utilisation de produits phytosanitaires) qui peuvent impacter les retours carbonés (du fait de la structuration du sol, de l'état de la micro et macro faune et des bactéries).			
Pollinisation	Typologie détaillée des milieux agricoles (niveau 4) et des milieux forestiers et semi-naturels (niveau 1)	-	-	-
	Indicateur et méthode : Niveaux combinés de fourniture et de demande par l'agriculture du SE de pollinisation, indice qualitatif (adapté de Schulp, Lautenbach, et Verburg 2014): 1- Identification des espaces favorables à la fourniture du SE (habitats et rayonnement des populations entomophiles). 2- Identification des espaces dépendants de la pollinisation entomophile (demande du SE), selon les types de cultures. 3- Combinaison des indices de fourniture et de demande.			

	Limites du modèle : Le modèle représente un potentiel de pollinisation (habitat potentiel). Pas d'accès à des données de présence effective d'essaims sauvages.
--	---

2. Résultats et discussion

- 21 La base de données d'OS/US développée a permis de modéliser le panel des 15 SE d'intérêt ou d'adapter des modèles existants aux spécificités locales, grâce à une résolution spatiale et typologique développée selon les types de paysages présents sur le site d'étude. Nous proposons 1 — d'analyser la contribution de cette base de données dans les modèles de SE ; 2— de montrer les degrés de dépendance différents à la carte initiale selon les modèles développés ; et enfin 3 — de discuter des choix méthodologiques effectués pour prendre en compte au mieux l'incertitude liée à ces cartes d'OS/US dans notre démarche de modélisation.

2.1 Contribution de la base de données d'occupation et d'utilisation des sols pour la modélisation des Services Écosystémiques

- 22 L'ensemble des modèles développés intègre une variable d'OS/US (de manière plus ou moins dominante dans le processus de modélisation), basé sur la carte détaillée d'OS/US développée dans cette étude. Les autres types de données d'entrée sont soit relatifs à des facteurs physiques du milieu (climat, sols, altitude, pente), soit à des facteurs socio-économiques (type de propriété, pratiques culturelles, pratiques de loisir).
- 23 Sur les 15 modèles de SE développés, 8 utilisent comme données d'entrée principale des cartes d'OS/US (Tableau 3) : Habitat, Production agricole (cultures), Production fourragère, Stock de bois, Production de bois, Récréation, Stock de Carbone, Pollinisation.
- 24 Le niveau le plus fin de la typologie de la carte d'OS/US est toujours le niveau privilégié dans les modèles de SE renseignant un seul type de milieu (milieu agricole, milieu forestier, etc.) (Tableau 3). Le service de récréation est développé pour l'ensemble des types de milieux du site d'étude, mais il ne mobilise la finesse typologique qu'à un niveau intermédiaire (niveau 2) (Tableau 3). En effet, c'est à ce niveau de la typologie que l'on trouve une description suffisamment fine et homogène pour tous les types de milieux considérés. Seule la caractérisation des habitats a nécessité de mobiliser l'ensemble de la typologie (niveau 4) (Tableau 3) développée pour tous les milieux. Dans ce cas, le manque de cohérence typologique au niveau 4 pour tous les types de milieux n'a pas été pris en compte puisque dans ce modèle la description de l'OS/US pour la caractérisation des habitats se base sur la typologie des habitats donnée par le GlobCover (© ESA 2010 and UCLouvain). Il s'agissait donc de mettre en correspondance le plus précisément possible notre typologie détaillée avec celle proposée par le GlobCover (© ESA 2010 and UCLouvain).
- 25 Notre base de données d'OS/US a donc constitué l'information principale permettant de produire des modèles parfois simples dans la description des processus, mais cependant informatifs du fait de la finesse typologique des données d'entrée (Tableau 3). L'utilisation d'une base de donnée existante, soit à une résolution spatiale plus grossière (Corine Land Cover), soit avec une finesse typologique basique (cinq grands types de milieux) n'aurait

pas permis de cartographier et quantifier si précisément autant de SE sur l'ensemble du territoire du bassin de vie de Grenoble.

2.2. Résultats cartographiques de la fourniture de Services Écosystémiques

- 26 La figure 4 présente l'ensemble des cartes produites à partir de la modélisation des SE, normalisée selon la formule utilisée par Paracchini *et al.*, (2011).

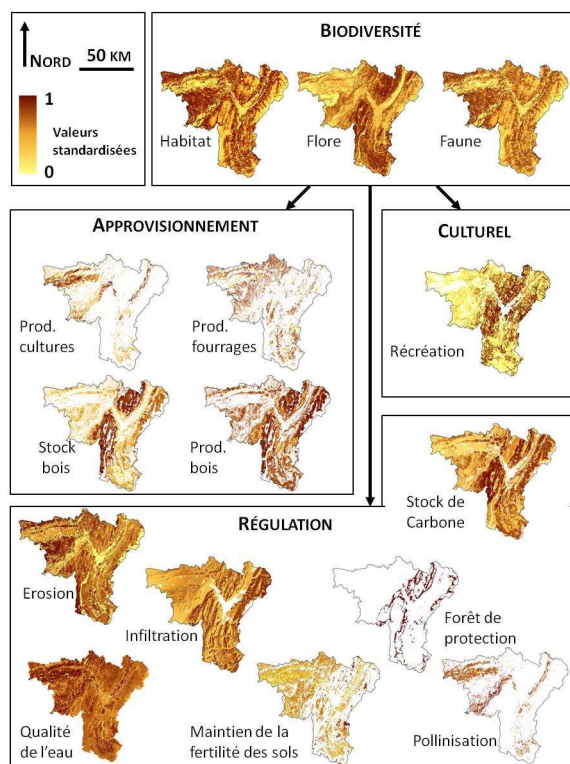


Figure 4 - Résultat cartographique de la modélisation des 15 services écosystémiques.

- 27 L'analyse générale de ces quinze cartes met en avant la complémentarité des différents territoires au sein du site d'étude. En effet, selon le SE considéré, les espaces de montagne ou de plaine s'opposent, mais lorsqu'on considère l'ensemble des SE, chaque type de milieu permet de produire un ou plusieurs SE.
- 28 On note également que les patrons spatiaux de l'OS/US restent très présents dans les patrons spatiaux des cartes de SE. Cela est dû au fait que l'usage des sols favorise directement ou non la production de services par l'écosystème présent, et 2- sa représentation cartographique dans les modèles utilisés est prépondérante. Selon le degré d'utilisation de la carte d'OS/US du site d'étude dans les modèles, la signature spatiale de l'usage des sols est plus ou moins marquée dans les sorties cartographiques des modèles. La figure 5 propose un zoom sur quatre exemples de modèles de SE, dont les données d'entrée dans les modèles varient de l'utilisation simple de la base de données d'OS/US (modèle de production agricole), à la combinaison avec un (modèle de stock de Carbone) ou plusieurs autres types de données (modèle récréation), ou l'utilisation première des facteurs physiques du milieu intégrant en second lieu la connaissance de l'OS/US (modèle érosion). Selon le degré de complexité des relations et variables décrivant les processus écologiques en jeu, les résultats cartographiques rendent compte

d'une corrélation des patrons spatiaux plus ou moins importante avec ceux de la carte d'OS/US :

- La carte issue du modèle de production agricole par les cultures (figure 5-b) ne concerne que les milieux agricoles et renvoie des valeurs fortes de production énergétique dans les espaces de grande culture (plaine de la Bièvre, vallée du Grésivaudan) et des valeurs faibles dans les espaces de coteaux, représentant la transition agricole entre les plaines intensives très productives et les hauteurs dédiées aux prairies et pâturages. La relation de dépendance entre la carte d'OS/US (Figure 5-a), et plus particulièrement les pratiques agricoles caractérisées dans cette dernière, et la carte issue du modèle développé est totale et inhérente à la manière de procéder (modèle proxy simple).
 - La carte issue du modèle de stock de Carbone (Figure 5-c) fait ressortir également les milieux prédominants déterminés par l'OS/US (des espaces forestiers où le stockage de Carbone est le plus fort et varie selon les types de peuplement forestiers prédominants, vs. des espaces agricoles où le stockage de Carbone est faible et simplement représenté au sein des espaces prairiaux) (Figure 5-a). Là encore, la relation de dépendance entre la carte d'OS/US et la carte finale issue du modèle est forte et inhérente au procédé utilisé.
 - La carte issue du modèle de récréation (Figure 5-d), bien que dépendante au départ à l'OS/US, produit des patrons spatiaux indépendants de cette dernière (Figure 5-a). Dans ce modèle, le poids des facteurs récréatifs et d'accessibilité jouent un rôle fondamental sur la capacité du paysage à fournir un service récréatif, plus que le type de milieux dans lequel il se trouve.
 - La carte issue du modèle d'érosion (Figure 5-e), bien que développée par une approche phénoménologique et utilisant la carte d'OS/US dans le procédé, propose des patrons spatiaux très différents des types milieux présents sur le site d'étude (Figure 5-a). Le processus de modélisation donne plus de poids à des facteurs physiques du milieu (comme la pluviométrie, le type de sol et la pente) déterminant le risque érosif potentiel, qu'aux effets de l'OS/US sur ce risque (l'OS/US vient nuancer un risque potentiel déterminé par les caractéristiques physiques du milieu).
- 29 Bien que la plupart des modèles de SE développés dans cette étude (comme la plupart des modèles de SE en général) se basent sur ou utilisent comme variable d'entrée une information d'OS/US, les résultats cartographiques ne sont pas forcément déterminés uniquement par cette donnée d'entrée et dépendent essentiellement du degré de complexité des processus écologiques intégrés dans les modèles.

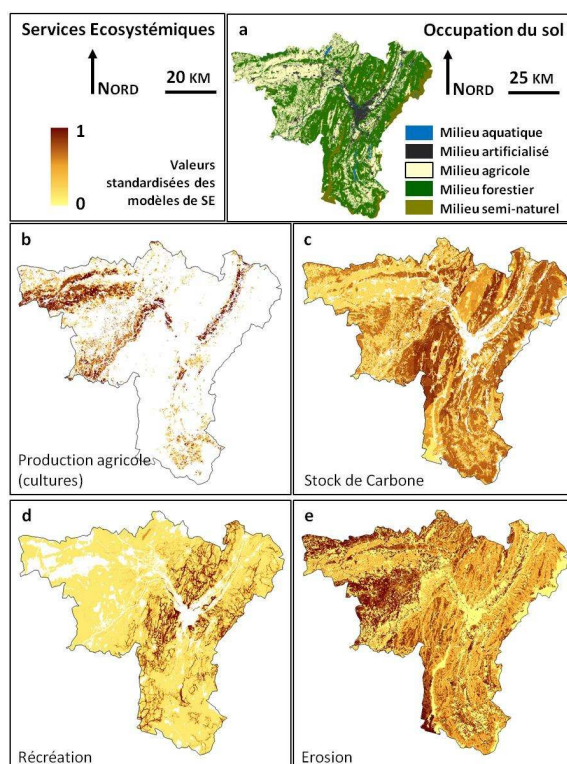


Figure 5 - Exemple de quatre modèles de services écosystémiques : illustration de l'implication des données d'OS/US dans les sorties cartographiques des modèles.

2.3. Quelles incertitudes cartographiques rencontrées et quelles solutions apportées ?

- 30 La base de données d'OS/US a constitué une ressource fondamentale dans le processus de modélisation de services écosystémiques développé dans cette étude. Rappelons qu'à des degrés divers, cette donnée est mobilisée dans tous les services écosystémiques que nous avons modélisés. La qualité de l'information produite, tant spatialement qu'au niveau de la typologie, a conditionné la qualité des sorties cartographiques des 15 modèles de services écosystémiques. Cependant, comme dans tout travail de cartographie, un certain nombre d'incertitudes quant à la qualité de la donnée produite persiste. Ces incertitudes sont liées aux données et aux démarches de cartographie d'OS/US et peuvent être regroupées en quatre grandes catégories : 1- la perte d'information liée aux conversions vecteurs/rasters, 2- la fusion de données de différentes résolutions, 3- les erreurs de classification et 4- les limites liées à la typologie.
- 31 Pour pallier au mieux ces différentes sources d'incertitudes liées aux démarches cartographiques, nous avons fait les choix méthodologiques suivants :
1. *conversions de vecteurs/rasters* : nous avons travaillé essentiellement en format vectoriel. Ce format « objet » présente l'avantage de représenter directement les objets géographiques étudiés (parcelle agricole, parcelle forestière, route, quartier, parc, etc.) à la résolution choisie (ici moins d'1 ha). L'information vectorielle produite (base de données d'OS/US) a ensuite été rastérisée pour être intégrée aux modèles qui nécessitent ce format de données. La résolution spatiale des rasters a été choisie selon la taille des objets représentés et l'étendue de la carte générale (c'est-à-dire la prise en compte du poids des cartes dans les temps de calcul des modèles). Cette résolution est de 15x15 mètres, ce qui permet de perdre

le minimum d'information spatiale à la conversion tout en conservant un poids de données raisonnable.

2. *fusion de données de différentes résolutions* : la fusion de données à résolution spatiale hétérogène a été gérée « à la taille minimale ». Tous les objets découpés ont été conservés, ceux en dessous de la taille minimale désirée pour la carte finale de l'OS/US ont été photo-interprétés afin d'être réagregés. C'est le cas notamment de la base de données du Urban Atlas dont la taille minimale des objets est de 0,05 ha (500 m²), tandis qu'elle est de 0,1 ha (1000 m²) pour notre base de données finale. Les plus petits objets (allées, bâtiments au sein de la matrice urbaine) ont été agrégés aux objets voisins par photo-interprétation.
3. *erreurs de classification* : elles ont été gérées par la validation complète de la base de données (aux trois premiers niveaux) par un second photo-interpréteur extérieur au processus de cartographie initial. Concernant le niveau 4 de la typologie, le plus précis concernant les surfaces agricoles, il est issu de la classification d'images satellites MODIS. Un processus de validation a été appliqué afin de déterminer la quantité d'erreurs globale (erreurs d'omission et de commission), en générant des matrices de confusion, coefficients de Kappa et coefficients de localisation (Pontius et Millones 2011) (Pontius 2000). Les classifications ont été validées par l'ensemble de ces indicateurs (Kappa variant entre 0,78 et 0,82 selon les années, location toujours supérieure à 0.8).
4. *limites typologiques* : la plus grande incertitude cartographique réside dans le choix de la typologie initiale des classes d'OS/US. Dans le bassin de vie de Grenoble, le paysage étudié est extrêmement complexe du fait (i) du fort gradient topographique (de 130 à 2915 mètres), (ii) de la présence de trois massifs montagnards (Vercors, Chartreuse, Belledonne) aux influences climatiques différentes (influence méditerranéenne au Sud, continentale à l'est), (iii) d'une grande diversité de l'OS/US dans les vallées (agriculture de grandes cultures intensives dans la vallée du Grésivaudan, arboriculture de noyers dans la vallée du Sud Grésivaudan), (iv) des espaces de plateau aux paysages multifonctionnels (plateau du Trièves et de la Matheysine), (v) des espaces de transition à la fois agricoles et forestiers (plateau des Chambarans et nord du Voironnais), (vi) une vaste plaine agricole aux cultures intensives (plaine de la Bièvre). La typologie de l'OS/US doit prendre en compte cette diversité. Nous avons choisi de travailler à partir d'une typologie imbriquée en différents niveaux, ce qui est une approche reconnue pour la caractérisation des territoires complexes, et utilisée à l'échelle européenne par la base de données Corine Land Cover. Notre typologie s'imbrique en quatre niveaux :
 - les deux premiers niveaux permettent de décrire les grands ensembles classiques des paysages français, c'est-à-dire les milieux aquatiques, artificialisés, agricoles, forestiers et semi-naturels.
 - le troisième niveau de la typologie décrit plus précisément les milieux artificialisés grâce aux données issues de la BD Topo de l'IGN et de l'Urban Atlas notamment. En effet, les vallées alpines connaissent une dynamique d'urbanisation rapide entraînant des conflits d'usage (entre agriculture, récréation et urbanisation par exemple). Il est donc apparu important de bien décrire et caractériser le plus finement possible ces milieux artificialisés sur l'ensemble du territoire d'étude. Cela a permis de mieux caractériser les patrons spatiaux et temporels des zones d'habitats et des zones industrielles et commerciales.
 - le quatrième niveau de la typologie décrit précisément les milieux agricoles et en particulier les pratiques observées sur 5 ans, grâce à l'utilisation de données de télédétection multitemporelles. Les SE liés à l'approvisionnement par l'agriculture étant les premiers touchés par la dynamique d'urbanisation, il nous est apparu fondamental de pouvoir décrire précisément les espaces agricoles.

- 32 L'incertitude principale liée à la question typologique dans notre travail réside dans la description de l'utilisation des espaces forestiers et semi-naturels. En effet, l'OS/US y est décrit relativement précisément (4 classes différentes pour les milieux forestiers et 3 classes pour les milieux semi-naturels), cependant les dynamiques et les usages de ces milieux n'ont pas pu être décrits. Par exemple, concernant les milieux forestiers, la connaissance de la dynamique des coupes et repousses et le degré d'ouverture des massifs forestiers auraient permis une approche plus précise des SE de stock et production de bois, et du stockage de Carbone. De même, une meilleure connaissance de la diversité floristique des milieux semi-naturels aurait permis une approche plus précise des SE liés à la biodiversité notamment. Pour pallier à ces deux manques typologiques, l'observation et le suivi du paysage à partir de données de télédétection apparaissent comme une première approche à privilégier. Les travaux de (Chen *et al.* 2015) ont permis de suivre la dynamique forestière entre 1990 et 2010 à une résolution spatiale fine (entre 15 et 30 m de taille de pixels) à partir de données Landsat 8 disponibles gratuitement ; les travaux de (Nagendra *et al.* 2013) et (Eva *et al.* 2010) mettent également en évidence la possibilité de suivre la croissance ou la dégradation des espaces forestiers à partir de données de télédétection de type Landsat ou Spot et donc à moindre coût. Les travaux de (Nagendra et Rocchini 2008) ont montré le potentiel de données plus ciblées (très haute résolution spatiale et hyperspectrale) pour caractériser les habitats dans des milieux hétérogènes. Enfin le recours au couplage de données spécifiques (LiDAR et Très Haute Résolution Spatiale et/ou Spectrale) est de plus en plus développé pour la caractérisation des habitats naturels (Vogeler et Cohen 2016) nécessitant tout de même un coût d'acquisition des données et de l'expertise de terrain non négligeable, ces informations n'étant pas possiblement utilisables sur un large terrain d'étude.

Conclusion

- 33 Il est possible de produire des bases de données d'OS/US extrêmement précises, tant du point de vue spatial que typologique, sur de larges étendues aux paysages contrastés pour contribuer à la modélisation des SE. Nous avons montré l'intérêt de développer une telle base de données, à la fois à partir de données publiques existantes et du traitement de données de télédétection multirésolution et multitemporelles. La base de données d'OS/US produite a contribué de manière significative à la modélisation d'un panel de 15 SE d'intérêt pour le bassin de vie de Grenoble. La finesse spatiale et typologique de cette base de données a été la clé de la réussite d'un tel travail de modélisation, notamment dans la caractérisation des milieux agricoles. Cependant, certaines limites ont été mises en lumière concernant la description des milieux forestiers et semi-naturels, où l'usage de données de télédétection adaptées constitue une piste d'amélioration appropriée.

BIERRY, A. et LAVOREL, S. (2016). Implication des parties prenantes d'un projet de territoire dans l'élaboration d'une recherche à visée opérationnelle. *Sciences Eaux & Territoires*, numéro 21,(4), 18-23. <http://www.cairn.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2016-4-page-18.htm>.

BIBLIOGRAPHY

- ARNAUD, A., et DAVOINE, P. A. (2009). « Approche cartographique et géovisualisation pour la représentation de l'incertitude ». *SAGEO*, p. 12.
- BERGER, F., DORREN, L., KLEEMAYR, K., MAIER, B., PLANINSEK, S., BIGOT, C. et CERBU, G. (2013). « *Eco-Engineering and Protection Forests Against Rockfalls and Snow Avalanches* ». *Management Strategies to Adapt Alpine Space Forests to Climate Change Risks*, p. 191-210.
- « Compromis et synergies entre services écosystémiques : analyse participative du socio-écosystème grenoblois ». *Science Eau et Territoire*.
- BIERRY, A., QUETIER, F., BAPTIST, F., WEGENER, L., ET LAVOREL, S. (2015). « Apports potentiels du concept de services écosystémiques au dialogue territorial ». *Sciences Eaux et Territoires*, <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles/pdf/set-revue-services-ecosystemiques-territoires.pdf> (consulté le 25 mars 2017).
- BOSCO, C., RuSCO, E., MONTANARELLA, L. et PANAGOS, P. (2009). « Soil erosion in the Alpine area: Risk assessment and climate change ». *Studi Trentini di Scienze Naturali*, no 85, p. 119-25.
- BYCZEK C., LONGARETTI PY., RENAUD J. et LAVOREL S. (2015): Geolocating Recreation in the Ecosystems of the Local Outdoors (GRELOU): Benefits of crowd-sourced GPS information for modelling the recreation ecosystem service, *World Conference on Natural Resource Modeling RMA 2015*, Bordeaux (France), June 2015.
- CHEN, Y., LU, D., LUO, G., et HUANG, J. (2015). « Detection of vegetation abundance change in the alpine tree line using multitemporal Landsat Thematic Mapper imagery ». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 36, no 18, p. 4683-4701.
- DUPOUEY, J. L., PIGNARD, G., BADEAU, V., THIMONIER, A., DHOTE, J. F., NEPVEU, G., et NYS, C. (2000). « Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises ». *Revue forestière française*, vol. 52, p. 139-154.
- EGOH, B., DRAKOU, E. G., DUNBAR, M. B., MAES, J., et WILLEMEN, L. (2012). *Indicators for Mapping Ecosystem Services: A Review. Report EUR*, p. 25456.
- EVA, H., CARBONI, S., ACHARD, F., STACH, N., DURIEUX, L., FAURE, J. F., et MOLLICONE, D. (2010). « Monitoring forest areas from continental to territorial levels using a sample of medium spatial resolution satellite imagery ». *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, vol. 65, no 2, p. 191-197.
- GIRI, C., PENGRA, B., LONG, J., et LOVELAND, T. R. (2013). « Next Generation of Global Land Cover Characterization, Mapping, and Monitoring ». *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 25, p. 30-37.
- DE GROOT, R. S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L., et WILLEMEN, L. (2010). « Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making ». *Ecological Complexity*, vol. 7, no 3, p. 260-272.
- HANSEN, M. C., et LOVELAND, T. R. (2012). « A Review of Large Area Monitoring of Land Cover Change Using Landsat Data ». *Remote Sensing of Environment*, vol. 122, p. 66-74.

- HAY, G. J., DUBE, P., BOUCHARD, A., et MARCEAU, D. J. (2002). « A scale-space primer for exploring and quantifying complex landscapes ». *Ecological Modelling*, vol. 153, no 1, p. 27-49.
- HOU, Y., BURKHARD, B., et MÜLLER, F. (2013). « Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment ». *Journal of Environmental Management*, vol. 127, p. S117-S131.
- HUBERT-MOY, L., NABUCET, J., VANNIER, C. ET LEFEBVRE, A. (2012). « Cartographie des continuités écologiques : quelles données pour quelles échelles territoriales ? Application à la sous-trame forestière ». *Revue internationale de géomatique*, vol. 22, no 4, p. 619-40.
- KLEIN, T. M., CELIO, E. ET GRET-REGAMEY, A. (2015). « Ecosystem services visualization and communication: A demand analysis approach for designing information and conceptualizing decision support systems ». *Ecosystem Services*, vol. 13, p. 173-183.
- KUENZER, C., OTTINGER, M., WEGMANN, M., GUO, H., WANG, C., ZHANG, J. et WIKELSKI, M. (2014). « Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks ». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 35, no 18, p. 6599-6647.
- LAFOND V., CORDONNIER T. et CHAUVIN C. (2015) : Réalisation des cartes de stock de bois et de carbone en forêt, Rapport d'activité, Projet ESNET (Futur des réseaux de services écosystémiques dans la région urbaine de Grenoble), IRSTEA Grenoble (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture).
- LASSEUR, R., VANNIER, C., LEFEBVRE, J., LONGARETTI, P.-Y., et LAVOREL, S. (à paraître). « Landscape-scale modelling of agricultural land use for the quantification of ecosystem services ». *Applied Geography*.
- LAUTENBACH, S., MUPEPELE, A. C., DORMANN, C. F., LEE, H., SCHMIDT, S., SCHOLTE, S. S., et VOLK, M. (2015). « Blind Spots in Ecosystem Services Research and Implementation ». *bioRxiv*, p. 033498.
- LAVOREL, S., BAYER, A., BONDEAU, A., LAUTENBACH, S., RUIZ-FRAU, A., SCHULP, N., et ARNETH, A. (2017). « Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches ». *Ecological Indicators*, vol. 74, p. 241-60.
- LEFEBVRE, J. (2014). *Méthode, cartographies et analyses des dynamiques des modes d'occupation des sols sur le bassin d'emploi de la région grenobloise entre 1998 et 2009*, Rapport d'activité. Grenoble : INRIA, CNRS.
- LOUSTEAU, D. (2004). *Rapport final du projet CARBOFOR — Séquestration de Carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles*, Programme GICC 2001, « Gestion des impacts du changement climatique ».
- MACEACHREN, A. M., ROBINSON, A., HOPPER, S., GARDNER, S., MURRAY, R., GAHEGAN, M., et HETZLER, E. (2005). « Visualizing Geospatial Information Uncertainty: What We Know and What We Need to Know ». *Cartography and Geographic Information Science*, vol. 32, no 3, p. 139-160.
- MAIORANO, L., AMORI, G., CAPULA, M., FALCUCCI, A., MASI, M., MONTEMAGGIORI, A., et ZIMMERMANN, N. E. (2013). « Threats from Climate Change to Terrestrial Vertebrate Hotspots in Europe ». *PLOS ONE*, vol. 8, no 9, p. e74989.
- MARCEAU, D. J., et HAY, G. J. (1999). « Remote Sensing Contributions to the Scale Issue ». *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 25, no 4, p. 357-366.
- MARTINEZ-HARMS, M. J., et BALVANERA, P. (2012). « Methods for Mapping Ecosystem Service Supply: A Review ». *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 8, no 1-2, p. 17-25.

- MATHIAN, H. ET SANDERS, L. (2014). *Spatio-Temporal Approaches: Geographic Objects and Change Process*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 176 p.
- MEA. (2005a). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, Washington DC : Millennium Ecosystem Assessment, 100 p.
- . (2005b). *Living Beyond Our Means - Natural Assets and Human Well-Being - Statement from the Board*. Washington DC: Millennium Ecosystem Assessment, 28 p.
- MEERSMANS, J., MARTIN, M. P., LACARCE, E., ORTON, T. G., DE BAETS, S., GOURRAT, M., et ARROUAYS, D. (2013). « Estimation of Soil Carbon Input in France: An Inverse Modelling Approach ». *Pedosphere*, vol. 23, no 4, p. 422-436.
- MEERSMANS, JEROEN, MANUEL MARTIN, FJO DE RIDDER, EVA LACARCE, JOHANNA WETTERLIND, SARAH DE BAETS, CHRISTINE LE BAS, ET AL. (2012). « A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France ». *Agronomy for Sustainable Development* 32, 32 (4, 4). doi :10.1007/s13593-012-0085-x.
- MEERSMANS, J., MARTIN, M. P., DE RIDDER, F., LACARCE, E., WETTERLIND, J., DE BAETS, S., et ARROUAYS, D. (2012). « A high resolution map of French soil organic carbon ». *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 32, no 4, p. 873-888.
- MULLIGAN, M. (2013). « WaterWorld: A Self-Parameterising, Physically Based Model for Application in Data-Poor but Problem-Rich Environments Globally ». *Hydrology Research*, vol. 44, no 5, p. 748-769.
- NAGENDRA, H., LUCAS, R., HONRADO, J. P., JONGMAN, R. H., TARANTINO, C., ADAMO, M., et MAIROTA, P. (2013). « Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats ». *Ecological Indicators, Biodiversity Monitoring*, vol. 33, p. 45-59.
- NAGENDRA, H., et ROCCHINI, D. (2008). « High Resolution Satellite Imagery for Tropical Biodiversity Studies: The Devil Is in the Detail ». *Biodiversity and Conservation*, vol. 17, no 14, p. 3431.
- PARACCHINI, M. L., PACINI, C., JONES, M. L. M., et PEREZ-SOBA, M. (2011). « An aggregation framework to link indicators associated with multifunctional land use to the stakeholder evaluation of policy options ». *Ecological Indicators, Spatial information and indicators for sustainable management of natural resources*, vol. 11, no 1, p. 71-80.
- PEREZ-SOBA, M., ELBERSEN, B., KEMPEN, M., BRAAT, L., STARISTKY, I., WIJNGAART, R., et REGA, C. (2015). *Agricultural biomass as provisioning ecosystem service: quantification of energy flows*, Publication Office of the European Union, Bruxelles, 122 p.
- PONTIUS, R.G. (2000). « Quantification Error versus Location Error in Comparison of Categorical Maps. » *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol. 66, no 8, p. 1011-1016.
- PONTIUS JR, R. G., et MILLONES, M. (2011). « Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment ». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 32, no 15, p. 4407-4429.
- REFSGAARD, J. C., VAN DER SLUIJS, J. P., HØJBERG, A. L., et VANROLLEGHEM, P. A. (2007). « Uncertainty in the environmental modelling process – A framework and guidance ». *Environmental Modelling & Software*, vol. 22, no 11, p. 1543-1556.
- SCHULP, C. J. E., LAUTENBACH, S., et VERBURG, P. H. (2014). « Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union ». *Ecological Indicators*, vol. 36, p. 131-141.

SCHULP, C. J., BURKHARD, B., MAES, J., VAN VLIET, J., et VERBURG, P. H. (2014). « Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale ». *PloS one*, vol. 9, no 10, p. e109643.

SCOTS. « Schéma de cohérence territoriale SCoT 2030 de la région de Grenoble », Etablissement Public du SCoT de la région urbaine de Grenoble <http://scot-region-grenoble.org/> (consulté le 27 mars 2017).

SEPPELT, R., DORMANN, C. F., EPPINK, F. V., LAUTENBACH, S., et SCHMIDT, S. (2011). « A Quantitative Review of Ecosystem Service Studies: Approaches, Shortcomings and the Road Ahead ». *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, no 3, p. 630-636.

THUILLER, W., GUEGUEN, M., GEORGES, D., BONET, R., CHALMANDRIER, L., GARRAUD, L., et LAVERGNE, S. (2014). « Are different facets of plant diversity well protected against climate and land cover changes? A test study in the French Alps ». *Ecography*, vol. 37, no 12, p. 1254-1266.

THUILLER, W., LAFOURCADE, B., ENGLER, R., et ARAUJO, M. B. (2009). « BIOMOD – a Platform for Ensemble Forecasting of Species Distributions ». *Ecography*, vol. 32, no 3, p. 369-373.

UUSITALO, L., LEHIKONEN, A., HELLE, I., et MYRBERG, K. (2015). « An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support ». *Environmental Modelling & Software*, vol. 63, p. 24-31.

VANNIER, CLEMENCE. (2011). *Observation et modélisation spatiale de pratiques agricoles territorialisées à partir de données de télédétection : application au paysage bocager*, thèse de géographie, Rennes 2, 312 p.

VANNIER, C., LEFEBVRE, J., LONGARETTI, P. Y., et LAVOREL, S. (2016). « Patterns of Landscape Change in a Rapidly Urbanizing Mountain Region ». *Cybergeo : European Journal of Geography*, <http://cybergeo.revues.org/27800> (consulté le 25 mars 2017)

VERHAGEN, W., VAN TEEFFELLEN, A. J., COMPAGNUCCI, A. B., POGGIO, L., GIMONA, A., et VERBURG, P. H. (2016). « Effects of Landscape Configuration on Mapping Ecosystem Service Capacity: A Review of Evidence and a Case Study in Scotland ». *Landscape Ecology*, vol. 31, no 7, p. 1457-1479.

VOGELER, J. C., et COHEN, W. B. (2016). « A Review of the Role of Active Remote Sensing and Data Fusion for Characterizing Forest in Wildlife Habitat Models ». *Revista de Teledetección*, no 45, p. 1-14.

WARNOCK, S., et GRIFFITHS, G. (2015). « Landscape Characterisation: The Living Landscapes Approach in the UK ». *Landscape Research*, vol. 40, no 3, p. 261-278.

NOTES

1. « Ce document d'urbanisme au service de la collectivité, établit les grandes options d'aménagement et du développement du territoire pour les 20 ans à venir : environnement, habitat, commerce, services, économie, agriculture, déplacements » (SCOT, 2017)

ABSTRACTS

The evolution of institutional and policy frameworks for Ecosystem Services (ES), especially the new 2016 biodiversity legislation in France, make accounting for ES in land use management mandatory. This requires the use of spatially explicit information, and therefore the development of models to map ES. Most models are based on or use Land Use or Land Cover maps (LU/LC) as a proxy. Using a highly accurate spatialized LU/LC database, we applied or adapted models to map 15 ES. We show that depending on the implication of the LU/LC database as input to the models, the type of model (proxy vs. process based) and the processes modeled, the resulting spatial patterns are more or less dependent on the LU/LC database. The critical analysis of limits and uncertainties in the LU/LC mapping process (in general and for our database in particular), and the use of these maps for modelling ES showed : 1 - the benefits, especially in agricultural areas, of precise description and monitoring of LU/LC inter-annual dynamics for the quantification of ES supply ; 2- the consequences of LU/LC typological limits for the quantification of ES, especially in our work in forest and semi-natural areas. The use of remote sensing should support a serious typological improvement to better characterize the LU/LC and also use as independent input data in ES models.

L'évolution des cadres institutionnels et politiques autour de la question des Services Ecosystémiques (SE), notamment avec la nouvelle loi Biodiversité en 2016 en France, amène à une obligation de leur prise en compte dans la gestion territoriale. Cela nécessite l'utilisation d'informations spatialement explicites, et par conséquent le développement de modèles permettant de cartographier les SE. La plupart des modèles se basent sur ou utilisent comme proxy des cartes d'Occupation ou d'Utilisation des Sols (OS/US). À partir d'une base de données spatialisée extrêmement précise, nous avons appliqué ou adapté des modèles permettant de cartographier 15 SE. Les résultats montrent que selon l'implication de la base de données d'OS/US en entrée dans les modèles, le type de modèle choisi (proxy vs. processus) et les processus modélisés, les patrons spatiaux résultants sont plus ou moins dépendants de la carte d'OS/US d'entrée. L'analyse critique des limites et incertitudes inhérentes à la constitution des cartes d'OS/US (en général et la notre en particulier), ainsi que l'utilisation de ces cartes à des fins de modélisation de SE a montré : 1- les apports notamment dans les milieux agricoles d'une description précise des dynamiques interannuelles de l'OS/US pour la quantification de SE d'approvisionnement ; 2- l'implication de limites typologiques d'OS/US pour la quantification de SE, notamment dans notre travail pour les milieux forestiers et semi-naturels. L'usage de la télédétection apparaît alors comme une piste sérieuse d'amélioration à la fois typologique pour mieux caractériser l'OS/US et également à utiliser comme donnée d'entrée indépendante dans les modèles de SE.

INDEX

Mots-clés: Cartographie, Occupation et l'Utilisation des Sols, Services Ecosystémiques, Fusion de données, Montagne.

Keywords: Mapping, Land Use and Land Cover, Ecosystem Services, Remote sensing, Mountain.

AUTHORS

CLÉMENCE VANNIER

Laboratoire d'Écologie Alpine, UMR 5553 CNRS - Université Grenoble Alpes

ÉMILIE CROUZAT

Laboratoire d'Écologie Alpine, UMR 5553 CNRS - Université Grenoble Alpes

COLINE BYCZEK

Laboratoire d'Écologie Alpine, UMR 5553 CNRS - Université Grenoble Alpes

RÉMY LASSEUR

Laboratoire d'Écologie Alpine, UMR 5553 CNRS - Université Grenoble Alpes

VALENTINE LAFOND

Univ. Grenoble Alpes, Irstea, UR EMGR

THOMAS CORDONNIER

IRSTEA Grenoble

PIERRE-YVES LONGARETTI

INRIA-STEEP Grenoble

SANDRA LAVOREL

Laboratoire d'Écologie Alpine, UMR 5553 CNRS - Université Grenoble Alpes