

WORKING PAPER SERIES

VALEUR SOCIALE DES ACTIFS NATURELS ET COMPTES NATIONAUX DE PATRIMOINE

SOCIAL VALUE OF NATURAL ASSETS AND NATIONAL WEALTH ACCOUNTS

Laurence Bloch and Dominique Bureau

Valeur sociale des actifs naturels et comptes nationaux de patrimoine

Social Value of Natural Assets and National Wealth Accounts

Laurence BLOCH* et Dominique BUREAU**

Janvier 2024
January 2024

Résumé - Le développement économique est dit soutenable s'il permet de maintenir dans le temps une mesure large de la richesse, comprenant le capital produit et le capital humain mais aussi le capital santé et le patrimoine naturel, pondérés par leur prix implicite, à savoir leur contribution au bien-être social. Mais comment valoriser les actifs naturels, les services qu'ils procurent et ceux qu'ils procureront aux générations futures ? Non seulement le bois de coupe des forêts mais aussi leurs services de puits de carbone ou récréatifs et plus généralement les services non marchands procurés, par exemple ?

Nous soulignons l'applicabilité d'une formule générale de prix implicite à différents types d'actifs naturels (ressources épuisables, renouvelables, polluants...) ; elle tient compte de leurs caractéristiques biophysiques propres, des possibilités de substitution avec d'autres actifs et de l'impact sur leur régénération des dégradations anthropiques selon différents modes de régulation. Nous appuyant sur les expériences étrangères et internationales, nous proposons d'engager des estimations de ces prix en France pour compléter les comptes nationaux de patrimoine.

Abstract - *An economic development would be said to be sustainable if a comprehensive measure of wealth were maintained through time. This wealth measure is a weighted sum of the stocks of assets, including not only productive assets and human capital but also health capital and natural assets, the weights – their shadow prices – being their contributions to social well-being. But how to value natural assets, services they provide and those they will provide for future generations? Not only the timber harvested from forests but also their carbon sink or recreational services and more generally the non-market services they provide, for example?*

We underline the applicability of a general formula of shadow price to different types of natural assets (exhaustible resources, renewable resources, pollutants...); it takes into account their specific biophysical characteristics, the substitution possibilities with other assets and the impact on their regenerative process of anthropic degradation, according to different regulation policies. Drawing on foreign and international experiences, we propose to undertake estimates of these prices in France to complement the national wealth accounts.

Mots-clés : prix implicite, capital naturel, dégradation anthropique, bien-être social, richesse inclusive, comptes nationaux de patrimoine

Keywords: Shadow price, Natural capital, Anthropic degradation, Social well-being, Inclusive wealth, National wealth accounts

Codes JEL / *JEL Classification*: E01, E31, O13, Q01, Q20, Q32, Q56, Q57.

(*) Conseillère scientifique auprès du directeur des études et synthèses économiques de l'Insee et affiliée au Crest laurence.bloch@insee.fr et laurence.bloch@ensae.fr

(**) Président de la Commission de l'économie du développement durable, Ministère de la transition écologique Dominique.Bureau@developpement-durable.gouv.fr

Les auteurs remercient Didier Blanchet, Nicolas Carnot, Marc Fleurbaey et Sébastien Roux, ainsi que les participants du séminaire du 16 novembre 2023 de la Chaire « Mesures de l'économie » de l'École d'Économie de Paris, pour leurs remarques et suggestions lors de la présentation au séminaire et/ou sur une version préliminaire du document de travail.

Les jugements et les opinions exprimés par les auteurs n'engagent qu'eux-mêmes et non les institutions auxquelles ils appartiennent.

Depuis son introduction par la commission Brundtland en 1987, le concept de développement soutenable est largement utilisé dans les discussions sur l'environnement aussi bien par les politiques, les environnementalistes et les économistes. La commission le définissait alors comme « le développement qui répond aux besoins de la génération présente sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Dans cet esprit, dans une approche utilitariste du bien-être, une large littérature a étudié les différents concepts de développement soutenable, généralement dans le cadre d'une politique optimale (voir une présentation dans Pezzey & Toman, 2002), et en a fourni une première contribution empirique (Hamilton & Clemens, 1999)¹. En particulier, Dasgupta & Mäler (2000), Arrow, Dasgupta & Mäler (2003), Mäler *et al.* (2008) et Arrow *et al.* (2012, 2013), interprètent le développement soutenable comme celui dans lequel le bien-être intergénérationnel (encore appelé social) ne diminue pas. Ils montrent que la soutenabilité du développement requiert que la richesse inclusive en valeur, définie comme la somme pondérée du capital productif, du capital humain et des différents actifs naturels, ne diminue pas. Soutenabilité et valorisation des actifs apparaissent ainsi étroitement liés.

Alors que l'on dispose de comptes nationaux de patrimoine en valeur (actifs non financiers qui recouvrent principalement les actifs produits et un ensemble restreint de ressources naturelles valorisées à un prix de marché lorsqu'il existe, et actifs et passifs financiers) cohérents avec les comptes nationaux en flux (selon le Système de Comptabilité Nationale, SCN²) depuis plus de trois décennies, il paraît justifié de se poser la question de la mesure du patrimoine naturel, à la fois en termes d'unités biophysiques et en valeur. Mais comment valoriser des actifs naturels et des écosystèmes, dont les bénéfiques pour la société sont, pour une large partie, non échangeables, et qui présentent souvent des caractéristiques de biens publics, tels les services de puits de carbone rendus par les forêts, ou ceux apportés par les éléments fixes des paysages, tels que les haies, pour la biodiversité ?

Dasgupta et ses co-auteurs définissent la pondération de chaque actif au sein de la richesse inclusive comme son prix implicite (« accounting price » ou « shadow price ») égal, à une période donnée, à la variation marginale de bien-être intergénérationnel résultant d'une augmentation marginale de l'actif considéré. Dit autrement, le prix implicite de chaque actif reflète la valeur sociale actualisée d'une évolution marginale de cet actif.

L'évaluation de ces prix implicites constitue un premier défi empirique : dès la fin des années 90, les Nations-Unies et la Banque mondiale développent pour la conférence Rio+20 (2012) leur propre indicateur de richesse inclusive pour chaque pays (World Bank, 2006 ; World Bank, 2011 ; UNU-IHDEP & UNEP, 2012). Ces premières moutures reposent sur des hypothèses simplificatrices, se fondant largement sur des prix de marché. Par la suite, s'appuyant sur ces premières estimations de la Banque mondiale (World Bank, 2006 ; World Bank, 2011), Arrow *et al.* (2012, 2013) proposent un indicateur empirique de soutenabilité (à partir de la variation de la richesse inclusive) plus élaboré, complété de l'estimation d'un capital santé et tenant compte, à la fois d'une estimation des dommages environnementaux induits par les émissions de carbone, de la croissance de la population et du progrès technique. Cette application empirique apparaît toutefois bien moins ambitieuse que ne laissaient présager l'approche théorique initiale et ses applications théoriques.

La commission Stiglitz-Sen-Fitoussi (2009) examine, en son temps, le potentiel de l'approche de la richesse inclusive, mais préfère renoncer à proposer un indicateur empirique de soutenabilité en raison de la difficulté à définir les prix d'un grand nombre d'actifs d'importance pour le bien-être futur, se refusant à recourir à des imputations, qui soulèvent à la fois des difficultés normatives et informationnelles (voir notamment Roman & Thiry (2016) pour une synthèse des critiques). Dans ce contexte, la commission avait recommandé plutôt « un suivi séparé des aspects environnementaux de la

¹ Après de toutes précoces : Serageldin (1995), Pearce *et al.* (1996).

² SCN, déclinaison pour la France du SNA (« System of National Accounts ») des Nations-Unies. Le SCN 2008 (resp. SNA 2008) actuellement en vigueur est en cours de révision ; au SNA 2008 correspond le système européen des comptes SEC 2010.

soutenabilité reposant sur une batterie d'indicateurs physiques sélectionnés avec soin » (recommandation 4). Fleurbaey & Blanchet (2013) et Blanchet & Fleurbaey (2020) soulignent également les difficultés à évaluer des prix implicites.

Toutefois, alors que les effets du changement climatique sont de plus en plus perceptibles, les débats économiques sur la croissance ne peuvent demeurer focalisés sur les indicateurs classiques, ignorant la dégradation des actifs naturels. De plus, la description de ces derniers en termes physiques ne peut suffire. Étant donné la multiplicité des enjeux à prendre en compte, il est important d'identifier les tendances les plus dommageables, ce qui nécessite justement de fournir des indications sur les prix implicites des différentes ressources.

A cet égard, Fenichel & Abbott (2014), Fenichel *et al.* (2016) et Fenichel *et al.* (2018) apportent une contribution méthodologique majeure en faisant le pont entre l'approche de la théorie du bien-être en économie imparfaite et les applications opérationnelles. Reprenant la définition du prix implicite d'un actif naturel fondé sur sa valeur sociale marginale (Arrow *et al.*, 2003 ; Arrow *et al.*, 2012), spécifiant la dynamique d'évolution en termes physiques de l'actif considéré au sein d'un écosystème ou d'un ensemble d'actifs, ils dérivent une formule de prix implicite du capital naturel qui met bien en évidence l'importance des interactions avec les dynamiques des différents écosystèmes et l'impact des dégradations liées aux activités humaines et économiques. Cette formule de prix a aussi l'intérêt de faire le lien avec les approches fondant la valorisation du capital produit dans les comptes nationaux. L'étendue de l'applicabilité de cette formule de prix, des modèles d'équilibre partiel aux modèles d'équilibre général, que ce soient des modèles de croissance macroéconomique ou de gestion des ressources naturelles, ouvre de nouvelles perspectives, mises en exergue et étudiées dans cet article. Son adaptabilité à différents modes de régulation et politiques – de la gestion optimale au rationnement quantitatif en passant par des situations intermédiaires – est soulignée. L'étendue de l'applicabilité empirique est également mise en avant, en particulier en vue de compléter les comptes nationaux de patrimoine.

Certes, la prochaine révision du SCN en 2025 ne devrait avoir que des impacts limités sur la comptabilisation des actifs naturels et leur estimation dans les comptes nationaux de patrimoine, notamment en France. Au moment où des comptes des écosystèmes dans le cadre du système de comptabilité économique et environnementale dits « SEEA-EA³ » devraient être mis en œuvre à partir de 2027 dans les États membres de l'UE dans la lignée des travaux de la Banque mondiale et de l'UNU-IHDP et UNEP, il apparaît utile cependant de rappeler ces travaux. En effet, à mesure des avancées méthodologiques, ces derniers ouvrent de nouvelles possibilités, déjà appliquées à différents actifs environnementaux, allant au-delà de ce qui est actuellement envisagé en France en ce domaine, à savoir des estimations d'actifs naturels uniquement en termes biophysiques. Dans ce contexte, nous suggérons d'avancer dans cette direction, et d'engager des travaux d'estimation systématique des prix implicites des actifs environnementaux pour prendre la mesure économique de la détérioration des actifs environnementaux et ainsi appréhender la soutenabilité du développement économique.

L'objectif de notre article n'est pas de proposer des développements nouveaux mais de mieux faire connaître ceux existants dans ce domaine depuis une trentaine d'années et les perspectives ainsi ouvertes pour la comptabilité nationale, éventuellement en dehors du cadre central. Dans une première partie, le cadre conceptuel de la soutenabilité est rappelé en soulignant à la fois sa généralité et son applicabilité à différents cas concrets de gestion de ressources renouvelables (ressources halieutiques, ressources aquatiques...), non renouvelables ou à la limite des deux (nappes phréatiques, concentration de gaz à

³ System of Environmental-Economic Accounting - Ecosystem Accounting (United Nations *et al.*, 2021). La comptabilité des écosystèmes vient compléter le cadre central dit SEEA - CF - dont la dernière version 2012 a obtenu le statut de norme statistique internationale et s'est traduite au niveau européen par le règlement sur les comptes économiques européens de l'environnement – en élargissant le champ des actifs environnementaux considérés (restreint aux actifs fournissant des ressources naturelles physiques à l'économie, à savoir les ressources minérales et énergétiques, les terres et les ressources biologiques).

effet de serre dans l'atmosphère...). Dans une seconde partie, une mise en œuvre concrète de la valorisation des actifs naturels est proposée.

À noter, nous nous concentrons ici sur les questions de valorisation du patrimoine naturel, sans chercher à faire le lien avec les comptes de flux ni avec la mesure d'un PIB vert ajusté en cohérence. De plus, au sein de la richesse inclusive, nous nous attachons à la mesure du capital naturel, laissant largement de côté celles du capital humain et du capital santé.

1. Soutenabilité et valorisation du capital naturel : cadre conceptuel et applications

1.1. Cadre conceptuel : l'approche de Dasgupta et ses co-auteurs

Suivant Dasgupta & Mäler (2000), Arrow, Dasgupta & Mäler (2003), Mäler *et al.* (2008) et Arrow *et al.* (2012, 2013), on considère une économie fermée. Le temps est continu et l'horizon est infini. Soit $C_\tau = (c_{1\tau}, c_{2\tau}, c_{3\tau}, \dots, c_{m\tau})$ un ensemble de flux de consommation (au sens large) à la date τ , comprenant non seulement des biens et services marchands, mais aussi des loisirs, des services de santé et des services rendus par la nature. Sont inclus l'ensemble des biens et services susceptibles de contribuer au bien-être.

$s_t = (s_{1t}, s_{2t}, s_{3t}, \dots, s_{Nt})$ représente l'état de l'économie à la date t correspondant à un ensemble large d'actifs, capital reproductible, capital humain et actifs naturels. Les biens de consommation sont produits à partir du capital au sens large. Est ajoutée l'hypothèse cruciale selon laquelle nous disposons à la date t d'une prévision (ou programme) économique de la consommation pour les dates futures. Celle-ci n'est pas supposée dériver d'une hypothèse d'optimalité de la politique économique. Une telle prévision dépend de façon évidente des stocks de capital courant s_t , et d'une prévision des technologies, des préférences et des institutions. En particulier, dans cette prévision, les institutions – droits de propriété, structures de marché, taux d'imposition... – ne sont pas supposées fixes : elles sont susceptibles de co-évoluer avec l'état de l'économie s .

La population est supposée constante dans un premier temps.

Le bien-être intergénérationnel ou bien-être social à la date t est représenté par :

$$V_t = \int_{\tau \geq t} U(C_u) e^{-\delta(\tau-t)} d\tau$$

où $U(C_u)$ est la fonction d'utilité de la génération u et δ le taux de préférence pur pour le présent.

Le bien-être social ne se réduit pas à l'utilité de la génération présente ; il prend en compte les utilités des générations suivantes. À une date t donnée, il est égal à la somme actualisée des flux d'utilités de chaque génération, présente et futures.

Par définition, le programme économique $\{C_\tau, s_\tau\}_{\tau \geq t}$ correspond à un sentier de développement soutenable à la date t si $dV_t/dt \geq 0$. La soutenabilité à une date donnée est basée sur le maintien du bien-être social à cette date.

Dasgupta et ses co-auteurs définissent ainsi un développement comme soutenable tout sentier économique pour lequel le bien-être intergénérationnel ne diminue pas. Se plaçant dans la lignée de Pearce *et al.* (1989), de Pearce & Atkinson (1993) (voir aussi la présentation de Pezzey & Toman, 2002), et de Hamilton & Clemens (1999), ils sont les premiers à prouver que le sentier n'a pas besoin d'être optimal pour être soutenable.

Comme précisé par les auteurs, bien que la soutenabilité soit définie à une date particulière t étant donné les institutions existantes, sa définition implique la prévision de l'économie pour la date t et les dates ultérieures.

Le bien-être social V_t est déterminé par s_t et les différents facteurs - institutions, préférences et technologies - évoluant avec le temps : $V_t = V(s_t, t)$.

Dans un premier temps, en ne tenant pas compte des évolutions temporelles des facteurs non endogènes au système, tels que la croissance exogène de la population ou le progrès technique exogène, V_t devient autonome du temps et s'écrit $V_t = V(s_t)$ (voir aussi encadré 1)⁴. Daguspta et Mäler (2000) et Arrow *et al.* (2003) montrent alors qu'il existe des prix implicites p_{it} tels que le bien-être social s'assimile à la richesse inclusive IW définie par :

$IW_t = \sum_i p_{it} s_{it}$, où le prix implicite de l'actif i à la date t est défini par $p_{it} \equiv \partial V_t / \partial s_{it}$.

Le système de prix implicite pondère les différents actifs (actifs reproductibles, capital humain, capital santé, actifs naturels) au sein de la richesse inclusive et par construction donne l'importance relative de chaque actif ou sa contribution à la richesse inclusive.

La formulation du prix implicite d'un actif naturel donné (et/ou du service fourni par l'écosystème associé) (voir encadré 1, équation (10)) dérivée par Fenichel & Abbott (2014), Fenichel *et al.* (2016) et Fenichel *et al.* (2018), met en évidence le rôle de la dynamique de l'écosystème considéré, fonction des capacités de régénération des divers écosystèmes en interaction et des dommages liés aux activités économiques et humaines. Elle reflète aussi l'impact des raretés relatives présentes et anticipées et permet ainsi de capturer les différentes externalités. Plus précisément, le prix implicite du capital naturel est égal au bénéfice net marginal W_s ajusté des effets de rareté anticipés p^a (gains ou pertes anticipés en capital) résultant d'une unité additionnelle de capital, rapporté au taux d'actualisation ajusté de l'effet d'une unité de capital naturel additionnel sur l'évolution du stock de capital \dot{s} . La structure de cette formule de prix est ainsi similaire à celle obtenue par Jorgenson (1963) pour le capital productif. S'agissant des actifs naturels, elle souligne que l'évaluation des services fournis doit intégrer les effets de rareté à anticiper et que le calcul de leur capitalisation doit explicitement spécifier les conditions de leur régénération (voir aussi OECD, 2018).

⁴ Dans la pratique, cette hypothèse est levée en considérant des variables déflatées de la population (variables par tête) et en introduisant un actif complémentaire t dont le prix implicite est le rythme du progrès technique (Arrow *et al.*, 2012, 2013).

Encadré 1 - Une formule générale du prix implicite du capital

Nous nous appuyons ici sur les travaux fondateurs de Dasgupta & Mäler (2000), Arrow *et al.* (2003, 2012) sur la soutenabilité du développement économique et sur les travaux empiriques de Fenichel & Abbott (2014), Fenichel *et al.* (2016, 2018) et Yun *et al.* (2017) sur la valorisation du capital naturel, dont nous reprenons la présentation.

Soit une trajectoire économique à la date t , elle est définie par :

- un ensemble de ressources s_t ;
- $(x_\tau)_{\tau \geq t}$ une prévision de l'économie à la date t pour les dates t et ultérieures, étant donné les institutions, les technologies et les comportements ; la prévision comprend non seulement les ressources mais aussi les diverses consommations de biens et services.

Il existe un mécanisme d'allocation des ressources $(t, s_t) \rightarrow (x_\tau)_{\tau \geq t}$. Il est supposé autonome par rapport au temps : pour tout $\tau \geq t$, x_τ s'exprime en fonction des variables d'état s_t et s'écrit $x(s_t)$.

Soit $W(s_t, x_t)$ les bénéfices nets de la société considérée à la date t . Suivant Arrow *et al.* (2003), le bien-être social s'écrit :

$$V(s_t) = \int_{\tau=t}^{+\infty} (exp-\delta(\tau-t))W(s_\tau, x_\tau)d\tau \quad (1)$$

où δ est le taux constant de préférence pur pour le présent. V_t dépend uniquement de la variable d'état s_t et est autonome du temps .

Il est ainsi supposé qu'il n'y a pas de d'incertitude.

Dans un premier temps, pour la simplicité de la présentation, on suppose que les ressources se restreignent à une unique ressource naturelle s_t . Celle-ci suit la loi d'évolution suivante :

$$\dot{s} = G(s) - f(s, x(s)) \quad (2)$$

avec G fonction de croissance écologique, égale à 0 pour une ressource naturelle non renouvelable et f fonction atrophique représentant l'épuisement ou la dégradation de la ressource naturelle lié aux activités économiques et humaines.

La fonction W n'est fonction que de la variable s et sa dérivée par rapport à s s'écrit :

$$W_s(s_t, x_t) = \frac{\partial W}{\partial s} + \frac{\partial W}{\partial x} \frac{\partial x}{\partial s}$$

Suivant Arrow *et al.* (2003), le prix implicite de la ressource à la date t , étant donné le mécanisme d'allocation des ressources, est défini par :

$$p(s_t) \equiv \frac{\partial V(s_t)}{\partial s_t} \quad (3)$$

Le prix implicite de la ressource correspond à la variation de la valeur présente actualisée des bénéfices nets induite par une unité supplémentaire de stock de capital naturel.

V étant autonome du temps, p l'est également.

En supposant V différentiable et après différenciation de l'équation (1) par rapport à t , on déduit :

$$\frac{dV}{dt} = \delta V(s) - W(s, x(s)) \quad (4)$$

Compte tenu de l'équation (3) et comme V est autonome du temps, $\frac{dV}{dt}$ s'écrit aussi :

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\partial V}{\partial s} \frac{ds}{dt} = p(s_t) \frac{ds}{dt} \quad (5)$$

De (4) et (5), on déduit que :

$$V(s) = \frac{W(s, x(s)) + p(s)\dot{s}}{\delta} \quad (6)$$

Après différenciation de (6) par rapport à s et en tenant compte que $\dot{p}(s) = p_s \dot{s}$ et de (3), on obtient :

$$\frac{\partial V}{\partial s} = p(s) = \frac{1}{\delta}(W_s(s, x(s)) + \dot{p}(s) + p(s)\dot{s}_s) \quad (7)$$

D'où :

$$\dot{p}(s) = \delta p(s) - W_s(s, x(s)) - p(s)\dot{s}_s \quad (8)$$

L'équation (8) est une équation d'évolution du prix de l'actif naturel considéré, étant donné la fonction valeur (1) et le mécanisme d'allocation des ressources.

L'équation (8) s'écrit encore :

$$W_s(s, x(s)) = p(s)(\delta - \dot{s}_s - \frac{\dot{p}(s)}{p(s)}) \quad (9)$$

Le terme de droite de l'équation (9) est analogue au coût d'usage du capital (Jorgenson, 1963) avec $\frac{\dot{p}}{p}$ taux d'inflation du prix implicite et $-\dot{s}_s$ taux de dépréciation constant du capital physique non renouvelable.

L'équation (8) s'écrit aussi :

$$p(s) = \frac{W_s(s, x(s)) + \dot{p}(s)}{\delta - (G_s(s) - f_s(s, x(s)))} \quad (10)$$

Différents cas particuliers ou similaires se déduisent de l'équation (10) :

- si l'on relâche l'hypothèse d'absence d'incertitude, dans le cas de capital physique, en temps discret et avec un schéma d'anticipations rationnelles, avec $-\dot{s}_s$ taux constant de dépréciation du capital physique, on obtient :

$$p(s_t) = \frac{W_s(s_t, x(s_t)) + E_t(p(s_{t+1})) - p(s_t)}{\delta - \dot{s}_s} \quad (11)$$

Suivant (11), après résolution vers le futur, le prix $p(s_t)$ du capital physique s'exprime comme la valeur présente des flux futurs anticipés de bénéfices nets marginaux actualisés au taux $\delta - \dot{s}_s$ liés à une unité supplémentaire de capital physique. Ce prix, encore appelé q de Tobin marginal, correspond au prix de marché si le marché du capital est efficient (Campbell & Shiller, 1988). Toutefois, dans le cas du capital naturel, le taux de dépréciation net n'a aucune raison d'être constant : $G(s)$ est la fonction de production écologique et $G_s(s)$ la productivité marginale du capital naturel en l'absence d'impact humain alors que $f(s, x(s))$ dépend du programme économique $x(s)$.

- si l'on suppose l'inflation nulle, on obtient :

$$p(s) = \frac{W_s(s, x(s))}{\delta - (G_s(s) - f_s(s, x(s)))}$$

- si l'on suppose le bénéfice net marginal constant dans le temps et en négligeant le taux de dépréciation net du capital naturel, on obtient la rente marginale perpétuelle :

$$p(s) = \frac{W_s(s, x(s))}{\delta}$$

La présentation simplifiée ci-dessus vise à souligner les similitudes et les différences entre valorisation du capital naturel et valorisation du capital physique. Mais, de fait, un écosystème est composé de différents stocks de capital (N) interagissant entre eux. Plus généralement, $s_t = (s_{1t}, s_{2t}, \dots, s_{Nt})$. Soit, ds_i/dt , l'évolution du stock de capital naturel s_i dans le temps :

$$\frac{ds_i}{dt} = \dot{s}_i = G^i(s) - f^i(s, x(s)) \quad (12)$$

avec G^i fonction de croissance du stock s_i , fonction de l'ensemble des stocks de capital naturel, et f^i fonction atrophique représentant l'épuisement ou la dégradation du stock s_i lié aux activités économiques et humaines.

Le prix implicite du stock de capital naturel s_i à la date t est défini par :

$$p_i(s_t) \equiv \frac{\partial V(s_t)}{\partial s_{it}} \quad (13)$$

Le prix p_i est ainsi fonction de l'ensemble des stocks composant s .

Dans le cas d'un écosystème composé de plusieurs stocks, l'équation (7) se généralise en :

$$\frac{\partial V}{\partial s_i} = p_i(s) = \delta^{-1} (W_{s_i}(s, x(s)) + \frac{\partial p_i}{\partial s_i} \dot{s}_i + p_i \frac{\partial \dot{s}_i}{\partial s_i} + \sum_{j \neq i} (\frac{\partial p_j}{\partial s_i} \dot{s}_j + p_j \frac{\partial \dot{s}_j}{\partial s_i})) \quad (14)$$

Après réarrangement pour isoler p_i , on obtient (15) :

$$p_i(s) = \frac{W_{s_i}(s, x(s)) + (\frac{\partial p_i}{\partial s_i} \dot{s}_i + \sum_{j \neq i} \frac{\partial p_j}{\partial s_i} \dot{s}_j) + \sum_{j \neq i} p_j \frac{\partial \dot{s}_j}{\partial s_i}}{\delta - (G_{s_i}^i(s) - f_{s_i}^i(s, x(s)))} \quad (15)$$

Le prix implicite du stock de capital naturel s_i est ainsi fonction des prix des autres stocks s_j composant l'écosystème. Il capture les substitutions et complémentarités, présentes et futures, entre stocks induites par une variation du stock s_i (voir le passage à la valeur actualisée nette (VAN) dans l'annexe en ligne S1).

Ce cadre conceptuel est très général : il s'applique aussi bien aux modèles de croissance macroéconomique, tels que ceux de Solow et Ramsey d'accumulation du capital, mais aussi à leurs élargissements pour y intégrer le capital humain ou l'innovation, qu'aux modèles de gestion des ressources naturelles, ou encore aux modèles intégrés d'évaluation du changement climatique (*Integrated Assessment Models*), intégrant modèles économique et climatique dans un même cadre, tel le modèle DICE (*Dynamic Integrated model of Climate and the Economy*) développé par Nordhaus (voir notamment sa dernière version, Nordhaus, 2023 ; Barrage & Nordhaus, 2023). L'originalité de celui-ci était de décrire les interactions entre la dynamique du capital et l'évolution du stock de gaz à effet de serre accumulé depuis l'ère préindustrielle dans l'atmosphère (« passif carbone »), avec un processus de dégradation cumulative à gérer pour définir une trajectoire optimale de tarification du carbone (Nordhaus, 2019).

A noter toutefois que, souvent, les modèles de gestion des ressources sont plutôt des modèles d'équilibre partiel. Ceci a une conséquence importante sur la signification de la variable δ . Certes, celle-ci exprime toujours des conditions d'arbitrage entre générations. Mais, dans le premier cas, la fonction objectif est exprimée en termes de bien-être (en prenant l'utilité comme numéraire). Il s'agit alors du poids relatif que l'on accorde intrinsèquement aux différentes générations dans la fonction de bien être intertemporel et il correspond au taux de préférence pur pour les générations présentes. Depuis le rapport Stern (2007), il est admis que, pour des raisons éthiques, ce taux de préférence pur pour le présent doit être pris faible quand on s'intéresse aux enjeux de soutenabilité.

Dans le second cas, l'objectif est exprimé en termes monétaires (en prenant la consommation comme numéraire), le taux d'actualisation reflétant alors le taux de retour exigé pour compenser un sacrifice marginal de pouvoir d'achat des générations présentes pour améliorer le bien-être des générations futures. Il correspond donc au taux d'actualisation public, lequel dépend à la fois des perspectives

d'évolution des richesses dans la situation de référence et de l'aversion à l'inégalité de la fonction de bien-être intertemporel. En effet, les sacrifices demandés à une génération pesant relativement plus quand leur contrepartie bénéficierait à des populations plus riches, ce taux de retour exigé est d'autant plus élevé que la croissance anticipée est forte. Ceci est illustré par la règle de Ramsey qui prescrit un taux $\rho = \delta + \gamma g$ quand le taux de préférence pur pour le présent vaut δ , que la consommation de référence croît à taux constant g et que la fonction d'utilité est à aversion relative au risque constante γ (voir annexe S1, différentes estimations de ρ , avec ou sans prise en compte de l'incertitude).

1.2. Du cadre conceptuel à la gestion de différents types de ressources

La généralité du cadre proposé dans l'encadré 1 peut être illustrée en précisant le sens des différentes variables dans différents cas particuliers. A cet égard, quatre contextes emblématiques sont présentés : les modèles d'accumulation du capital, les modèles de gestion des ressources renouvelables et de ressources épuisables et, ceux relatifs aux polluants persistants.

Le premier est utile pour faire le lien entre les modèles environnementaux et la théorie de l'accumulation du capital. Celui des ressources renouvelables ouvre sur les spécificités du patrimoine naturel en termes de mécanismes de régénération. Celui relatif aux ressources épuisables, même si les minerais ou les combustibles fossiles relèvent souvent du secteur marchand, mérite d'être rappelé, pour souligner d'une part les différences de dynamique avec les ressources renouvelables, mais aussi pour son applicabilité à certaines ressources naturelles telles que les nappes d'eau fossiles, par exemple (voir plus loin et annexe S2). C'est aussi un cas limite des modèles de polluants persistants, quand le dommage devient catastrophique au-delà d'un certain niveau de concentration.

Ces deux dernières classes de modèles sont aussi importantes car la plupart des modélisations climatiques s'y réfèrent. En effet, le bouclage clé du modèle DICE reposait sur l'introduction d'un paramètre de productivité multiplicatif lié au climat dans la fonction de production macroéconomique, dépendant de deux facteurs : l'impact du changement climatique sur les conditions de production (les dommages) et l'importance des efforts pour décarboner l'économie à chaque instant (les mesures d'atténuation ou d'abatement). Il est cependant apparu que les dommages climatiques étaient très divers et difficiles à intégrer dans une fonction de production agrégée, dès lors que les enjeux majeurs sont de nature sanitaire (en particulier relevant de la santé humaine) ou concernent les terres agricoles et les rendements de leurs cultures, les destructions liées aux événements extrêmes, certaines infrastructures... De même, les stratégies de décarbonation mobilisent des leviers très spécifiques : sortie du charbon et développement des énergies renouvelables pour la production électrique, changements d'équipements pour le chauffage et les transports, reforestation... Dans ces conditions, l'économie du climat a dû d'abord se focaliser sur une meilleure évaluation des coûts des dommages potentiels et de ceux des mesures d'abattements envisageables relatives à différentes technologies, l'évaluation économique se plaçant plutôt en équilibre partiel mais s'appuyant alors sur des descriptions plus détaillées des différents coûts et des panoplies d'instruments des politiques climatiques.

Plus précisément, deux types d'approches sont à distinguer dans le domaine du changement climatique, associées à deux significations différentes du prix implicite du passif carbone :

- la première, dite « coûts-bénéfices », conserve l'objectif d'éclairer la question de l'ambition à fixer aux politiques climatiques (quel niveau de température viser ?), compte-tenu des différents coûts à anticiper, à la fois les impacts du changement climatique (les dommages) et les mesures de réduction des émissions (mesures d'atténuation). Se situant au niveau mondial, l'actif considéré est l'état de l'atmosphère en termes de concentration de gaz à effet de serre, soit l'opposé du cumul des émissions réalisées depuis l'ère pré-industrielle. Le prix implicite correspondant capitalise la différence entre le coût économique de la réduction d'une émission supplémentaire de gaz à effet de serre (effort d'atténuation) et la valeur des dommages prévenus

par cette réduction d'émission. Sa détermination relève d'un modèle de pollution (globale) persistante (tableau 1) ;

- la seconde, dite « coût-efficacité », considère que les incertitudes sur les estimations des dommages demeurent trop importantes, mais que le risque d'effets de seuil est suffisamment documenté pour justifier une démarche de précaution. C'est celle qui a prévalu pour l'accord de Paris (entré en vigueur le 4 novembre 2016) qui retient un accroissement limité « à 2°C, et si possible moins ». L'attention se déplace alors vers la gestion des efforts d'atténuation, ou encore des stratégies de décarbonation, l'actif à considérer étant le budget carbone résiduel, égal à la quantité totale qui pourrait être émise compatible avec l'objectif, nette du cumul des émissions déjà réalisées. Formellement, on se trouve alors dans le cadre de la gestion d'une ressource épuisable (comment utiliser au mieux ce budget carbone ?). Certes, la variable de stock à considérer est encore le cumul des émissions mais son prix, dit valeur de l'action carbone, reflète alors les coûts qui devront être supportés par les générations futures pour tenir l'objectif si ce budget résiduel venait à se dégrader. Au niveau d'un pays, cette approche tend à prévaloir dès lors qu'un budget carbone lui a été fixé par ses engagements internationaux.

Le tableau 1 précise comment les quatre contextes envisagés s'inscrivent dans le cadre développé précédemment. Pour le modèle d'accumulation du capital produit, on se réfère au modèle de Ramsey, en utilisant les notations usuelles (grandeurs rapportées par tête, taux de croissance de la population noté n), sauf pour la fonction de production et le taux de déclassement notés respectivement \tilde{f} et ϑ pour éviter des confusions avec les variables utilisées par ailleurs. Pour le modèle de polluants persistants, la fonction a décrit les coûts des efforts d'abattements, fonction décroissante des rejets x , par rapport à un niveau de référence \bar{x} .

Tableau 1

Application du cadre conceptuel à quatre classes de capital : capital produit, ressource renouvelable, ressource épuisable et polluants persistants

	<i>Accumulation du capital</i>	<i>Ressource renouvelable (ex. pêcheries)</i>	<i>Ressource épuisable</i>	<i>Polluants persistants</i>
<i>Mesure de l'actif (s)</i>	Capital (k)	Stock de la ressource	Stock résiduel	Concentration
<i>Variable de contrôle du mécanisme d'allocation (x)</i>	Consommation (c)	Captures	Prélèvement	Rejets
<i>Origine de l'accroissement de l'actif (G)</i>	Fonction de production ($\tilde{f}(k)$), démographie et taux de déclassement α	Régénération biologique	0	Epuration chimique ou absorption naturelle (taux ϑ)
<i>Dégradation due aux activités humaines (f) et dynamique associée</i>	$f(x, s) \equiv x$ $\dot{k} = \tilde{f}(k) - (n + \vartheta)k - c$	$f(x, s) \equiv x$ $\dot{s} = G(s) - x(s)$	$f(x, s) \equiv x$ $\dot{s} = -x(s)$	$f(x, s) \equiv x$ $\dot{s} = -\vartheta s + x(s)$

Bénéfices instantanés de l'exploitation du stock ou de sa régénération (W)

Utilité de la consommation $u(c)$	Valeur nette des captures d'accès	Valeur des captures nettes des coûts du produit, nettes du coût d'extraction	Coûts des dommages et des abattements $-D(s) - a(\bar{x} - x)$
-----------------------------------	-----------------------------------	--	--

Notes : Les variables s , x , G , f et W sont définies dans l'encadré 1 ; variables par tête dans la colonne 1 ;

\tilde{f} fonction de production, ϑ taux de déclinement, D fonction de coût des dommages.

Comme on le voit, les spécifications des différentes fonctions sont sensiblement différentes selon les classes de modèles, ce qui a des conséquences majeures pour la valorisation des actifs sous-jacents. Alors que, pour une très large gamme d'actifs, le prix implicite du capital pourra être défini par les équations (2) et (10) (encadré 1), le résultat reflétera en revanche la combinaison de trois facteurs : les caractéristiques « physiques » sous-jacentes à la dynamique de production de l'actif considéré (G) ; la nature des services des écosystèmes associés et les bénéfices nets générés (W) ; et l'impact des choix économiques (x) sur sa dégradation (f). Dès lors, le problème principal pour les applications réside dans la spécification pertinente de ces trois éléments.

S'agissant de la structure de la fonction de production de l'actif ($G(s)$), les ressources naturelles offrent une palette très diversifiée de situations, reflétant la complexité des mécanismes biologiques ou géochimiques à l'œuvre⁵. Par exemple, dans le cas des pêcheries, la fonction de production biologique (fonction de Gordon-Schaeffer) a une forme en cloche, dont découlent les problèmes de régulation de cette ressource, intimement liés à la nécessité de la maintenir en état pour qu'elle soit productive (voir encadré 2).

Encadré 2 - Modèle de référence pour la gestion des ressources halieutiques

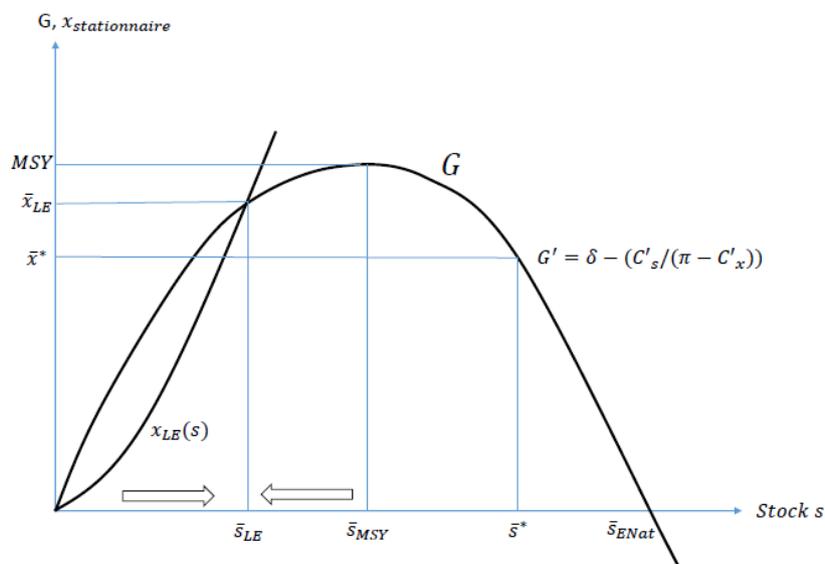
La gestion des pêcheries constitue un domaine abondamment étudié depuis des décades pour trouver des modes de régulation évitant leur surexploitation. Ce contexte est intéressant pour notre objet car si, dans ce cas, le service fourni est premièrement de la production de biens marchands, l'actif est lui non marchand. Il s'agit en effet de la population (sauvage) de l'espèce concernée⁶. Pour ce qui nous intéresse ici, l'élément clé est donc que la valeur implicite de l'actif n'a pas de valeur de marché. Le recours au cadre présenté ci-dessus est donc incontournable pour évaluer correctement la valeur de ce patrimoine naturel.

Celui-ci a par ailleurs comme caractéristique que sa fonction de production biologique (fonction de Gordon-Schaeffer) a une forme en cloche, avec un taux de régénération positif si la ressource ne descend pas en deçà d'un certain seuil, et un niveau d'équilibre naturel de celle-ci au-delà duquel le stock ne croît plus (\bar{s}_{ENat}). La figure ci-dessous illustre cette forme en cloche de la fonction de régénération $G(s)$. La fonction $G(s)$ est traditionnellement représentée par : $G(s) = B s (1 - (s/A))$ avec A et $B > 0$. Le coût de la capture est $C(x,s)$ où x est la capture.

⁵ Associés le plus souvent à des non convexités (Dasgupta & Mäler, 2003)

⁶ Certes, les éventuels impacts et ou services écosystémiques autres, non marchands, associés à sa gestion doivent aussi être pris en compte, en se fondant sur des études d'évaluation des biens environnementaux.

Figure
Pêcheurie : Taille du stock et captures



Cette courbe permet d'identifier les équilibres stationnaires limites, vérifiant $\bar{x} = G(\bar{s})$. En particulier, le niveau de stock correspondant au sommet de la courbe définit le niveau maximal de captures stationnaire compatible avec le processus de régénération (MSY pour *maximum sustainable yield*).

Si la pression économique des activités de pêche en libre entrée sur la ressource est forte, les équilibres stationnaires correspondent à un niveau de stock (\bar{s}_{LE}) inférieur à ce niveau. Il est dit bio-économiquement inefficace. En effet, une meilleure régulation des captures, par exemple par le biais de quotas de pêche transférables, permettrait d'assurer un équilibre stationnaire associé à plus de captures et un meilleur état de la ressource, donc plus de profit aussi pour les pêcheurs.

Plus précisément, le modèle de base considère une pêcheurie « *price taker* », pour qui la valeur nette d'une capture de biomasse x est égale à la valeur de marché du produit πx , nette des coûts nécessaires $C(x, s)$ pour la réaliser (avec $C'_x, C''_{xx} > 0$ en raison de l'effet de congestion entre pêcheurs et $C'_s < 0$ car la pêche est d'autant plus facile que la ressource est abondante). En l'absence de régulation, l'équilibre de la ressource en libre-accès est caractérisée par un profit nul du secteur, ce qui définit une fonction d'offre $x_{LE}(s)$, telle que $\pi = \frac{C(x,s)}{x} = C_M$. Celle-ci est figurée sur le schéma avec l'équilibre stationnaire associé, qui est doublement inefficace, du fait de l'entrée excessive sur le marché (égalité du prix unitaire et du coût moyen, et non du coût marginal) et de la non prise en compte des conséquences des captures actuelles sur l'abondance future de la ressource.

Un mécanisme d'allocation alternatif serait celui associé à une gestion optimale de la ressource. Celui-ci est caractérisé, d'une part par l'égalité entre la valeur d'une capture évitée (prix de la ressource) et le bénéfice net qu'elle procurerait dans ce cas, d'autre part par l'équation de valorisation implicite de l'actif (10) qui s'identifie à l'équation de Pontryagin (sachant la fonction de dégradation due aux activités humaines $f(x, s) = x$) :

$$\begin{cases} p = \pi - C'_x \\ p = (C'_s + \dot{p}) / (\delta - G') \end{cases}$$

Ce système définit en particulier une trajectoire stationnaire limite caractérisée par la règle d'or corrigée (impliquant $\dot{p} = 0$) :

$$\delta = G' - (C'_s / (\pi - C'_x))$$

Cette formule est illustrative à double titre : du point de vue de la régulation des captures, elle conduit à souligner que le niveau maximal soutenable de capture MSY n'est pas l'optimum, ce dernier dépendant des conditions économiques dont le taux d'actualisation. Du point de vue de la valorisation économique du stock de ressources, la formule souligne que l'évaluation d'un actif naturel ne se limite pas à la capitalisation de la valeur des services que l'on peut en tirer instantanément : il faut intégrer notamment les conditions de son renouvellement.

De manière générale, la trajectoire optimale est caractérisée par un rattrapage au plus vite de cet état stationnaire optimal, en consommant l'excédent éventuel par rapport à ce niveau ou, au contraire, en imposant le moratoire nécessaire à la restauration de la ressource à son état souhaitable. Une fois rattrapé le sentier stationnaire optimal, le prix implicite des ressources halieutiques vaut donc : $p = \pi - C'_x$. Mais, pendant la phase de transition, il est inférieur à ce niveau si la situation initiale est excédentaire, et supérieur dans le cas contraire.

Dans le cas des ressources halieutiques, l'utilité du stock réside premièrement dans la consommation des produits de la pêche qu'il permet. Il s'agit donc de biens marchands. Le point qui est alors mis en exergue est que la préservation de l'état de la ressource est de l'intérêt direct de l'industrie concernée. Dans le modèle étudié (encadré 2), W est alors restreint au seul bénéfice net marchand des pêcheurs dans lequel la consommation de pêche du consommateur résulte de sa fonction de demande. Il en va de même pour la gestion des écosystèmes agricoles et forestiers.

Toutefois, les préoccupations de gestion durable ont conduit à intégrer progressivement dans la fonction W d'autres éléments, non marchands, tels les impacts des différentes formes de pêche sur d'autres espèces, notamment celles qu'il faut protéger, et plus généralement sur le fonctionnement des écosystèmes marins. Dans certains cas, comme pour les zones humides, la dimension non marchande des bénéfices (sur la biodiversité par exemple, et notamment liés aux fonctions hydrauliques, de régulation, de stockage du carbone...) devient prépondérante. Il en va de même pour les problèmes de pollutions, motivés principalement par la réduction de dommages sanitaires.

Plus généralement, l'évaluation économique des services fournis par le patrimoine naturel (dits éco-systémiques) est évidemment un élément essentiel pour en apprécier le prix implicite. Mais, pour ce qui nous intéresse ici, le point sur lequel nous voulons insister est que celui-ci dépend aussi de ses conditions de régénération, compte-tenu des caractéristiques propres du milieu ainsi que des comportements économiques l'affectant.

Sur ce dernier point, un mérite de l'approche théorique développée initialement par Arrow et ses co-auteurs est son adaptabilité concernant l'efficacité du mécanisme d'allocation. Ce peut être aussi bien : une situation de gaspillage manifeste comme on en rencontre souvent pour les ressources naturelles en libre accès, où se cumulent entrée excessive sur le marché et non-prise en compte par les générations présentes des impacts de leurs choix sur le renouvellement de la ressource ; ou, à l'opposé, une politique de gestion optimale ; en passant par des situations intermédiaires, telles que les trajectoires à taux d'épargne constant des modèles de croissance, qui selon son niveau déterminent une sous-accumulation (ou suraccumulation) du capital.

Si l'on s'intéresse à ce que seraient les mécanismes optimaux de gestion de la ressource considérée, ceux-ci doivent vérifier, en plus de la condition (10), une condition d'indifférence à la marge, entre utiliser immédiatement la ressource ou « l'épargner ». Pour une ressource épuisable, la règle de Hotelling suivant laquelle le prix implicite de la ressource croît comme le taux d'actualisation s'en déduit. En effet, celle-ci exprime, qu'au voisinage de la trajectoire optimale, le coût de renoncement à une unité de consommation présente est égal au bénéfice actualisé de la consommation ultérieure qu'il permet. Cette règle s'appliquera en particulier aux modèles climatiques avec plafond d'émissions.

Concernant le polluant persistant, le coût social d'un accroissement marginal du stock de polluant persistant, en particulier le « coût social du carbone » pour la concentration de CO₂ dans l'atmosphère, au voisinage d'une trajectoire optimale d'émissions s'écrit (voir tableau 2) : $p = (D'_s + \dot{p})/(\delta + \vartheta)$. Il est alors aussi égal au coût marginal de réduction des émissions (voir aussi la première estimation de coût social de carbone à l'optimum en équilibre stationnaire dans Nordhaus (1982)). Le coût social du carbone mesure la valeur actualisée pour la société des dommages présents et futurs induits par une augmentation marginale de la concentration en CO₂. Si les dommages sont linéaires ($d\text{€}/\text{unité}$ de polluant dans l'atmosphère) et que le processus d'épuration (ou d'absorption) est négligeable, on obtient simplement $p = d/\delta$, simple formule d'actualisation du coût unitaire des dommages. Cependant, dans le cas général, ce prix dépend, outre des caractéristiques de la fonction de dommages et du taux d'actualisation, de la dynamique d'épuration (ou d'absorption) des polluants.

Le tableau 2 résume les résultats pour les quatre contextes étudiés.

Tableau 2

Mécanismes d'allocation optimaux pour quatre classes d'actifs : capital produit, ressource renouvelable, ressource épuisable et polluants persistants

	<i>Accumulation du capital</i>	<i>Ressource renouvelable (ex. pêcheries)</i>	<i>Ressource épuisable</i>	<i>Polluants persistants</i>
Optimalité du contrôle (\mathbf{x})	$u'(c) = p$	$\pi - C'_x = p$	$u'(x) = p$	$a'(\bar{x} - x) = p$
Prix implicite	$p = \dot{p}/(\delta + n + \vartheta - \tilde{f}'(k))$	$p = (C'_s + \dot{p})/(\delta - G')$	$p = \dot{p}/\delta$ (Hotelling)	$p = (D' + \dot{p})/(\delta + \vartheta)$
Régime stationnaire limite (règles d'or corrigées)	$\tilde{f}'(k) = \delta + n + \vartheta$	$G' = \delta + (C'_s/(\pi - C'_x))$	$[x = 0]$	$p = D'/(\delta + \vartheta)$

Notes : cf. notes du tableau 1.

Ces exemples correspondent à des situations où on ne considère qu'un seul type d'actif. Cependant, on a noté ci-dessus que les modèles de croissance intégraient aujourd'hui d'autres éléments que le capital physique, notamment l'innovation. S'agissant des modélisations des ressources naturelles, la multiplicité des stocks à considérer est plutôt le cas général : prise en compte des populations de prédateurs et celles de proies pour modéliser la dynamique des espèces ; transferts entre différents types de réservoirs, de surfaces et de souterrains, pour la gestion des eaux ; ou encore interactions avec les politiques d'exploration pour la gestion des ressources épuisables minérales.

Enfin, dès lors que l'on s'intéresse à des horizons très longs, la prise en compte des incertitudes devient essentielle, ce qui conduit à incorporer des valeurs d'option dans les formules de valorisation pour s'assurer : 1) que l'on ne dépasse pas des seuils irréversibles (que l'on rencontre par exemple dans la gestion de certaines pollutions caractérisées par des phénomènes de *blooms*, associés à des mécanismes d'hystérèse, le relâchement des pressions ne permettant pas de retourner aisément à un bon état écologique) ; 2) et que l'on se donne les moyens d'incorporer des informations nouvelles sur les dommages futurs dans les stratégies de gestion des ressources.

2. Vers une valorisation du patrimoine naturel pour un diagnostic sur la soutenabilité de la croissance

2.1. Dynamique d'écosystèmes spécifiques et prix implicites des actifs associés

La détermination des prix implicites des différentes formes de capital présentée ci-dessus paraît particulièrement adaptée à des écosystèmes non convexes, telles les forêts ou les eaux de lacs, à des biens publics globaux comme le climat ou encore à de nombreux actifs naturels soumis à des externalités ou en induisant. Elle suppose d'intégrer des systèmes de production biophysiques et leurs dynamiques (avec des effets de seuil, des points de retournements, des changements de régime) dans une prévision économique de flux futurs actualisés de bénéfices nets de l'ensemble des dommages ; elle suppose aussi de décrire les institutions qui contrôlent ces systèmes et de prévoir leurs évolutions.

Comme le souligne Dasgupta (2021), la dégradation des actifs naturels diffère de celle des actifs reproductibles. Elle est souvent irréversible ou au mieux les écosystèmes prennent du temps à se restaurer. Un écosystème dégradé ne peut pas être remplacé par un autre. De plus, un écosystème peut disparaître brusquement sans beaucoup d'avertissements au préalable. La mesure de la dégradation d'un écosystème s'appuie sur une bonne compréhension à la fois des évolutions de sa condition (ou état) et de sa capacité à générer des services écosystémiques.

Il paraît *a priori* impossible voire inadéquat de proposer un modèle unique déterminant l'ensemble des prix implicites de tous les écosystèmes et de l'ensemble des prix des actifs. On peut de plus raisonnablement penser que le prix de marché reflète la valeur sociale marginale de certains stocks de capital reproductible. En revanche, cette hypothèse n'est pas acceptable pour le patrimoine naturel dont le prix de marché est inexistant ou reflète mal la diversité des services qu'il nous procure.

Dans ce contexte, en s'appuyant sur différents travaux existants, outre ceux relatifs au coût social des émissions de carbone, un certain nombre d'écosystèmes majeurs pourraient être modélisés et leurs prix implicites estimés. Notamment, les prix de l'eau des lacs et des réservoirs, les prix de différentes pêcheries, les prix des nombreux services rendus par les forêts, le prix de la pollinisation de différentes cultures (voir notamment Fenichel & Abbott (2014), Fenichel *et al.* (2016), Fenichel *et al.* (2018), Fenichel & Obst (2019), Barbier (2019) ; Rafey (2023) ; voir aussi Arrow *et al.* (2003) ; Amigues *et al.* (2001)). Comme nous l'avons vu, ces prix implicites peuvent être liés à divers prix (prix de marché de cultures agricoles ou de différents types poissons...) et à des activités économiques de production ou de consommation (production de différentes cultures agricoles, pêche, activités industrielles...), prenant en compte les technologies présentes et leurs évolutions prévisibles (par exemple, pour les techniques d'irrigation) et les régulations existantes ou prévues (quotas, marchés de droits...). Leur détermination prendrait aussi en compte les possibilités de substitutions et complémentarités avec d'autres actifs (par exemple, dans un modèle prédateur-proie descriptif de la pêche en mer Baltique (Yun *et al.*, 2017), avec substitutions possibles entre proies (harengs, sprats) et complémentarité des proies au le prédateur (cabillauds)). Il peut de plus être préférable d'estimer ces prix au niveau local puis de les agréger pour tenir compte aussi bien de l'hétérogénéité spatiale des institutions et des régulations et de caractéristiques locales spécifiques de ces actifs naturels, afin de ne pas sous-estimer les prix de ressources naturelles particulièrement rares (Addicott & Fenichel, 2019). Quant au coût social de l'émission de carbone, il serait évalué comme la somme actualisée des dommages présents et futurs (prenant en compte les stratégies d'adaptation) marginaux pour la société induits par une augmentation marginale de la concentration en CO₂, au voisinage d'une trajectoire de référence simulée à partir de modèles intégrés d'évaluation du changement climatique (*Integrated Assessment Model IAM*) de dernière génération, tels le modèle DICE (*Dynamic Integrated Climate Economy*) dans sa dernière version (DICE-2023) ou le modèle GIVE (*Greenhouse Gas Impact Value Estimator model*), nouveau modèle de l'administration américaine (voir encadré 3). Le coût social du carbone a ainsi été récemment réévalué à la hausse (voir notamment, Rennert *et al.* (2021, 2022) et Barrage & Nordhaus (2023)).

Encadré 3 – Estimation du coût social du carbone dans un modèle intégré d'évaluation du changement climatique

Suite aux recommandations en 2017 de l'Académie des Sciences aux Etats-Unis (*National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine* NASEM) d'une meilleure prise en compte des dernières avancées scientifiques, la commission Biden (réactivation de la précédente commission Obama) sur le coût social des gaz à effet de serre a été chargée de réévaluer ses estimations officielles (voir Rennert *et al.*, 2021, 2022).

Pour ce faire, plutôt que de continuer à s'appuyer sur différents modèles IAM, dont le modèle DICE, et de dépendre de leur mise à jour, la commission a mis au point son propre modèle, le modèle GIVE (*Greenhouse Gas Impact Value Estimator model*), modèle stochastique composé de quatre blocs interactifs : (1) les projections socio-économiques, projections désormais probabilistes de la population à long terme et de croissance du PIB par tête et des émissions de CO₂ associées, par grande région et au niveau mondial ; (2) le bloc climatique : projections associées de la concentration atmosphérique de gaz à effet de serre, de l'élévation de la température en °C (par rapport à 1850-1900) et de différentes variables physiques comme l'augmentation du niveau de la mer (par rapport à 1900) ; (3) le bloc dommages : évaluation des coûts monétaires des dommages climatiques dans différents domaines ; (4) le dernier bloc est celui de l'estimation probabiliste du taux d'actualisation économique.

Deux trajectoires (probabilistes) sont simulées à l'horizon 2300 : une trajectoire de référence et une trajectoire variantielle correspondant à l'augmentation marginale des émissions de CO₂ de 0.1 MtC uniquement en l'année 2020.

Le coût social du carbone SC-CO₂, égal à la somme actualisée des dommages marginaux, est estimé selon la formule suivante :

$$SC-CO_2 = \sum_{t=2020}^{2300} SDF_t \times MD_t$$

Avec $MD_t = \sum_{d=1}^4 \sum_{r=1}^{R_d} (\text{dommages variantiels}_{t,d,r} - \text{dommages de référence}_{t,d,r})$ égal au dommage marginal agrégé à la date t induit par une émission marginale additionnelle de 0.1 MtC en 2020, d correspondant au domaine pour lequel la fonction de dommages monétaires est estimée et r la région associée.

SDF_t est le facteur stochastique d'actualisation (type Ramsey) avec :

$$SDF_t = \frac{1}{(1+\delta)^{t-2020}} \left(\frac{c_t}{c_{2020}} \right)^{-\gamma} \text{ où } c_t \text{ est la consommation (stochastique) mondiale par tête à l'année } t, \delta \text{ le taux de préférence pur pour le présent et } \gamma \text{ l'aversion relative au risque.}$$

Progrès par rapport aux modèles intégrés précédents, notamment DICE, le modèle GIVE distingue quatre grands types de fonctions de dommages, en s'appuyant sur des sous-modèles sectoriels ; (1) l'un lié à l'augmentation du niveau de la mer, évaluant dommages physiques sur les côtes et coûts des stratégies régionales d'adaptation aux inondations ; (2) l'autre lié à la demande énergétique des bâtiments ; (3) un troisième relatif aux dommages sur la santé humaine (la mortalité) induits par l'augmentation des températures ; (4) enfin, le dernier relatif aux dommages agricoles, tout en prenant en compte les ajustements induits. Selon les évaluations du modèle GIVE, les dommages les plus importants en moyenne se concentrent sur la santé humaine et l'agriculture.

A terme, le modèle GIVE vise à intégrer d'autres types de dommages climatiques, pour certains non marchands, comme ceux sur la biodiversité, la productivité du travail, ou encore sur les conflits et les migrations. Cet élargissement, bien que tenant compte de stratégies d'adaptation futures, devrait conduire à réévaluer à la hausse le coût social du carbone.

Au total, le coût social du carbone ainsi estimé s'établit à 185\$ / t de CO₂ en moyenne en 2020 en \$2020. Il est nettement réévalué à la hausse par rapport à une précédente estimation de 44\$ / t de CO₂ obtenue avec le modèle déterministe DICE-2016R et un taux d'actualisation de 3%, à la fois en raison d'un taux d'actualisation inférieur en moyenne (2%) et d'une meilleure description et sectorisation des fonctions de dommages.

A noter, la dernière version du modèle DICE (DICE-2023) s'est également fortement améliorée : en particulier, sa fonction de dommage agrégée a été largement ajustée à la hausse pour intégrer les résultats des dernières recherches sur le thème et les effets de seuils (*tipping point*) à partir de 3° de réchauffement.

Malgré des améliorations notables, les modèles IAM ne sont toutefois pas exempts de certaines critiques formulées par Stern *et al.* (2022), mettant en avant qu'ils restent peu adaptés à la prise en compte des phénomènes de profonde incertitude (*deep uncertainty*) ou encore de préférences endogènes.

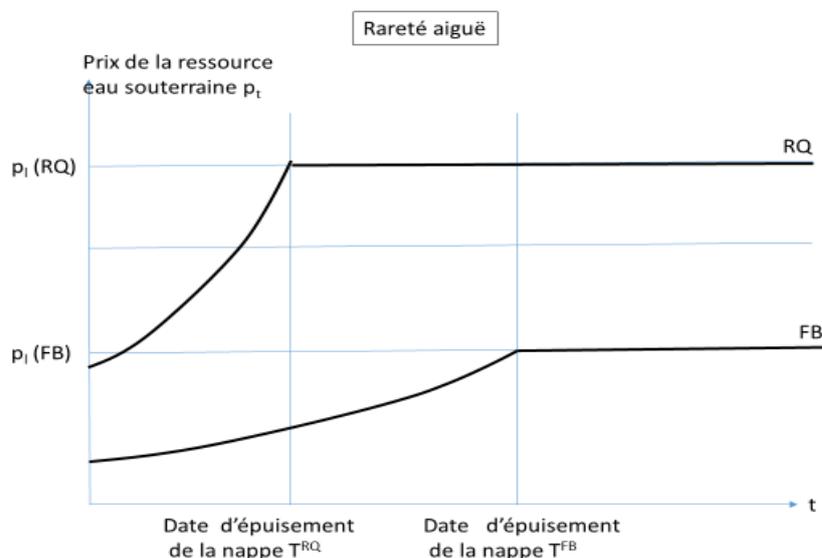
Alors que les impacts du changement climatique sont désormais sensibles, il importe de noter que, dans ce contexte, tous les actifs naturels tendent à être concernés. En effet, d'un côté, les stratégies de décarbonation (atténuation) risquent de buter sur la rareté de certaines ressources minérales. De l'autre, la gestion des ressources biologiques est profondément affectée par le changement climatique. A cet égard, un autre type de ressource se trouve en première ligne : les ressources aquatiques. En effet, dans de nombreux cas, ce qui détermine les dommages ce n'est pas l'augmentation de température en elle-même, mais la manière dont l'élévation des températures se combinera avec des modifications des régimes de précipitations. Les impacts associés prévisibles sont les pertes de végétation du fait de stress hydrique, l'érosion des sols et la fréquence accrue des événements extrêmes (sécheresses, inondations, submersions marines).

En particulier, avec l'augmentation des températures, la baisse des précipitations en été et la diminution de l'enneigement, les débits moyens des cours d'eau pourraient être réduits de 10% à 40% d'ici un demi-siècle selon les simulations, et plus encore en période de basses eaux (étiage). La recharge des eaux souterraines sera également impactée et les milieux aquatiques seront rendus particulièrement vulnérables (voir l'étude Explore 2070 (2012) ; voir aussi annexe S2). La disponibilité de la ressource étant réduite et plus aléatoire, la satisfaction des usages de l'eau pourrait être compromise, avec des conséquences majeures pour les activités qui en dépendent : alimentation en eau potable, production électrique, irrigation, navigation... Alors que la politique de l'eau avait longtemps pu évaluer la valeur des ressources indépendamment des usages particuliers - hydroélectricité d'un côté, irrigation de l'autre, par exemple -, des arbitrages plus aigus sont à anticiper. Les enjeux vont changer d'échelle et de nature quant à leur relation avec la biodiversité : la protection des écosystèmes contribuant à l'état de la ressource en eau et l'efficacité de la gestion de à celui de la biodiversité (voir notamment Cour des comptes, 2023).

Le modèle simplifié présenté en annexe S2, s'inspirant d'Amigues *et al.* (2001), permet de déterminer à la fois consommations d'eaux souterraines et superficielles et prix implicite de la ressource en eaux souterraines en fonction de divers modes de régulation. Il met notamment en évidence l'inefficacité du rationnement quantitatif de l'eau, comme pratiqué actuellement par les préfets en période estivale, dans un contexte de raréfaction des apports d'eau liée au changement climatique, en comparaison d'une gestion prospective sur le moyen-long terme de l'accès aux nappes souterraines y compris pendant la phase de recharge des nappes (automne-hiver) en tenant compte de la valeur sociale relative des différents usages de l'eau. En particulier, la politique du rationnement quantitatif conduirait à un épuisement de la nappe souterraine relativement plus précoce que la gestion prospective sur le moyen-long terme, avec un prix implicite de l'eau passant en nappe plus élevé (cf. schéma 1).

Schéma 1

Evolution du prix implicite de l'eau en nappe souterraine dans un contexte de raréfaction des apports, selon différents modes de gestion : rationnement quantitatif en phase estivale (RQ) ou gestion optimale prospective (FB)



Note : voir pour plus de détails la présentation du modèle dans l'annexe S2.

A cet égard, il faut rappeler que l'explicitation de la valorisation des différentes ressources est souvent centrale dans les modèles économiques développés pour leur gestion. Deux exemples historiques méritent ici d'être rappelés : les règles développées au XIX^e siècle par Faustmann pour la gestion des forêts en termes de rotation des stocks, conçues justement pour maximiser la valeur des actifs forestiers ; et, après-guerre, les travaux de Massé pour optimiser l'utilisation des ressources hydrauliques, mettant en exergue qu'en dehors des situations où les réserves sont vides ou saturées, une politique optimale est caractérisée par un bénéfice marginal des lâchures constant dans le temps.

Il est intéressant de noter aussi que, parmi les applications proposées par Fenichel et ses co-auteurs pour illustrer que ce cadre conceptuel permet d'estimer rigoureusement la valeur socio-économique d'actifs non marchands et ainsi basculer d'une vision heuristique du patrimoine naturel à des approches opérationnelles pour les comptes nationaux, figurent notamment des estimations de la valeur de ressources aquatiques souterraines soumises à de fortes pressions des irrigants, en l'espèce les nappes du Kansas (Fenichel *et al.*, 2016). Dans ce cas, il est mis en avant l'importance de l'effet de rareté, correspondant au second terme du numérateur de la formule (10) de l'encadré 1. Mais son évaluation doit intégrer aussi les substitutions possibles et la réponse des irrigants à l'épuisement de la ressource, lesquels se sont équipés progressivement de dispositifs d'irrigation plus efficaces (dispositifs de goutte à goutte). Selon les estimations de Fenichel *et al.* (2016), le prix social de la ressource aquifère aurait diminué sur la période considérée du fait de la diffusion importante des équipements de goutte à goutte auprès des agriculteurs sur la même période.

2.2 Compléter les comptes nationaux de patrimoine

Suite à l'adoption du SEEA-EA (United Nations *et al.*, 2021) par la commission statistique des Nations-Unies en mars 2021, uniquement pour ses chapitres 1 à 7 qui décrivent le cadre comptable et les comptes

des écosystèmes en termes biophysiques⁷, et suivant le projet de règlement européen (2022)⁸, les États membres, et en particulier la France, devraient se mettre en capacité de produire des comptes relatifs à onze écosystèmes à partir de 2027 avec une périodicité de 3 ans, en termes d'étendue (superficie) et d'état des actifs écosystémiques et de flux en unités physiques de services écosystémiques fournis aux activités économiques et à d'autres activités humaines (services d'approvisionnement, services de régulation et d'entretien, et services culturels)⁹.

Toutefois, pour l'instant, peu de pays se sont engagés dans la production de comptes d'actifs écosystémiques valorisés, i.e. en termes monétaires. Pour leur part, le Royaume-Uni (ONS, 2022) et les Pays-Bas (Hein *et al.*, 2020 ; Statistics Netherlands & WUR, 2021 ; Schenau *et al.*, 2022) ont fait depuis longtemps le choix de construire des comptes écosystémiques incluant des comptes d'actifs naturels valorisés à des prix d'échange (proches des prix de marché) suivant les recommandations, toutefois non adoptées par la commission statistique de l'ONU¹⁰, de valorisation du SEEA-EA, visant à une complète cohérence avec les comptes nationaux. De leur côté, les États-Unis ont annoncé en début d'année 2023 leur stratégie nationale de construction et de diffusion de comptes relatifs aux écosystèmes (services rendus et actifs naturels en termes physiques et en valeur) à l'horizon 2036, en s'appuyant sur les travaux existants et sur une large coordination entre le BEA (*Bureau of Economic Analysis*) et une trentaine de départements et d'agences concernés, où les analyses bénéfices-coûts sont de pratique courante (The White House OSTP *et al.*, 2023). Ils prônent une approche pragmatique non trop limitative, ni trop restrictive, afin d'aboutir à des comptes écosystémiques (à la fois en unités biophysiques et en valeur), compatibles au mieux et si possible avec les comptes nationaux (SNA) et leur révision d'ici 2025, ainsi qu'aux comptes d'écosystèmes SEEA-EA (United Nations *et al.*, 2021).

Pour sa part, s'appuyant sur ses travaux fondateurs (2006, 2011), la Banque mondiale produit désormais sur les années 1995-2018 les comptes d'un portefeuille d'actifs valorisés (reproductibles, naturels et humain) et des indicateurs de richesse inclusive et d'épargne ajustée associés. Sa dernière édition (World Bank, 2021) élargit le portefeuille d'actifs naturels considérés et de services écosystémiques fournis et intègre différentes améliorations méthodologiques. Elle mesure dorénavant la valeur de trois services écosystémiques rendus par les forêts – la production de produits non-ligneux, les services de protection hydrologique et les services de récréation -, alors que précédemment elle ne valorisait que le stock de bois coupé des forêts. Elle inclut aussi pour la première fois la valeur du capital naturel bleu - les mangroves (qui rendent des services de protection côtière) et les pêcheries marines. Toutefois, concernant l'actif naturel forêts, elle continue de ne pas inclure différents services écosystémiques rendus tels la protection des espèces et des habitats ou encore l'esthétique des paysages, notamment en raison de l'absence de valeurs de marché de services proches. Elle n'intègre pas non plus le stockage (*retention*) et le piégeage (*sequestration*) du carbone de l'atmosphère dans la biomasse (services dits de puits de carbone), services pour lesquels le SEEA-EA préconise une valorisation des bénéfices nets par la méthode des coûts des dommages évités pour la société en recommandant l'utilisation du coût social du carbone ou d'un prix de marché du carbone adapté¹¹. Concernant le capital naturel bleu qui recouvre

⁷ Suivant les réserves des États-Unis et d'un certain nombre de pays européens, dont la France, les chapitres 8 à 11 relatifs à la valorisation des services écosystémiques et des actifs écosystémiques ainsi que les chapitres 12 à 14 décrivant les applications et extensions ont été conservés dans le rapport mais non adoptés par la commission statistique de l'ONU. Les comptes des écosystèmes complètent le cadre central (SEEA 2012-CF) adopté comme norme statistique internationale en 2012 (voir note 3 *supra*).

⁸ Projet de règlement européen modifiant le règlement (UE) n°691/2011 en ce qui concerne l'introduction de nouveaux modules relatifs aux comptes économiques de l'environnement-annexe IX-comptes relatifs aux écosystèmes (Commission européenne, 2022).

⁹ Les comptes relatifs aux services écosystémiques enregistrent l'offre et l'utilisation effective des services écosystémiques (en unités physiques) fournis par les écosystèmes.

¹⁰ Voir note 6 *supra*.

¹¹ Dans ce contexte, l'INS des Pays-Bas (Statistics Netherlands & WUR, 2021) fait le choix de valoriser la valeur présente nette du service de piégeage dans la biomasse d'une tonne de carbone à l'aide du coût social du carbone (SC-CO₂), de préférence à un prix coût-efficacité du carbone associé à un objectif de réduction des émissions de carbone plus ou moins ambitieux, jugé trop dépendant de la politique économique. La valeur de l'actif associé au service de piégeage du carbone

l'ensemble des actifs naturels présents sur les côtes et l'environnement marin (mariculture, pêcheries marines ; mangroves, récifs de corail, prairies marines ; estuaires et deltas...), l'édition 2021 propose dans un premier temps une valorisation des mangroves et des pêcheries marines. Outre les divers services écosystémiques qu'elles fournissent comme les autres forêts (voir *supra*), les mangroves apportent le service spécifique de protéger les côtes des dommages provoqués par les tempêtes, notamment les inondations. La valorisation de ce dommage évité (par hectare de mangrove) s'appuie sur des modélisations associant dynamique des fluides et probabilités d'occurrence de tempêtes (Beck *et al.*, 2021). Elle couvre les pays des cinq bassins océaniques tropicaux à quelques exceptions¹². L'édition 2021 inclut aussi pour la première fois la valorisation des pêcheries marines, estimée par une méthode de valeur actualisée nette (VAN) élargie, s'appuyant sur des modèles de gestion des ressources halieutiques et différentes données (volumes, prix et coûts) relatives aux pêcheries (voir *supra*).

Autre avancée méthodologique, cette dernière édition tient dorénavant compte de l'impact de la dégradation des sols et du changement climatique dans la valorisation des actifs terres cultivées et des forêts par une méthode de VAN élargie (voir annexe S1 pour plus de détails).

La Banque mondiale prévoit aussi d'approfondir, dans ses prochaines éditions, sa méthodologie afin de mieux prendre en compte les interactions dynamiques entre actifs agricoles, forêts et services écosystémiques rendus par la forêt et plus largement entre actifs naturels et secteur agricole (Johnson *et al.*, 2021). Bien que contrainte par ses choix méthodologiques initiaux, visant à la fois une valorisation à une valeur proche de celle de marché pour être compatible avec les comptes nationaux et les comptes économiques et environnementaux (SEEA-EA et SEEA-CF) et à s'appliquer à l'ensemble des pays considérés (plus de 140)¹³, la Banque mondiale trouve ainsi une voie moyenne en valorisant les différents actifs par une méthode de valeur actualisée nette élargie, incorporant des modèles intégrés pour tenir compte des interactions entre différents actifs naturels et services écosystémiques associés, se rapprochant ainsi d'une valorisation au prix implicite (voir annexe S1). Elle cherche aussi à élargir le portefeuille d'actifs naturels considéré, encore limité : de nombreux actifs et services associés de régulation et d'approvisionnement, tels les services de stockage de carbone, de filtration de l'air ne sont pas intégrés ; les ressources en eau ne le sont pas non plus. Dans ce contexte, selon la Banque mondiale, la valeur du capital naturel en France ne représenterait en 2018 que 3,6% du capital produit, soit un niveau manifestement trop faible, 20% du PIB, imputable pour partie à des conventions de comptabilisation de la Banque mondiale conduisant à intégrer une large partie des terrains dans le capital produit. Il est toutefois, intéressant de noter que la valeur des forêts (bois coupé) baisse de presque 10% sur la période 1995-2018 alors que dans le même temps les services écosystémiques rendus par les forêts augmentent de près de 70% pour atteindre 6,7% de la valeur des forêts (bois coupé) en 2018 (voir tableau 3).

(rendu principalement par les forêts et dans une moindre mesure l'agriculture) s'établit ainsi en 2015 à plus de 5 fois la valeur de l'actif associé au service de production de bois rendu presque complètement par les forêts.

¹² En particulier, elle n'a pu inclure la Guinée française faute de données économiques et exclut la France.

¹³ La valeur de chaque actif naturel est égale à la valeur actualisée des bénéfices nets futurs en les supposant constants dans le temps, la durée de vie de chaque actif naturel renouvelable (forêts, terres agricoles...) est de 100 ans ; le taux d'actualisation retenu est de 4%.

Tableau 3

Richesse inclusive et valorisation du capital naturel en France depuis 1995 selon la Banque mondiale

en milliards \$US 2018	1995	2000	2005	2010	2015	2016	2017	2018	var. relative en % (2018/2015)	var. relative en % (2018/1995)
Richesse inclusive	26772	29753	31711	33726	36194	36810	37295	37900	5	42
Capital produit	10144	11146	12301	13494	14443	14633	14845	15101	5	49
Capital humain	16230	18113	19018	20030	21582	22019	22483	22790	6	40
Capital naturel	481	488	481	523	596	588	556	551	- 8	14
<i>Ressources nat. renouv.</i>	476	486	477	519	592	585	554	549	- 7	15
Forêts, bois coupé	25	24	21	23	23	23	23	23	- 2	-9
Forêts, services éco	94	128	134	135	153	151	156	156	2	67
Mangroves	0	0	0	0	0	0	0	0		
Pêcheries	5	0	18	4	4	2	2	3	- 23	-43
Zones protégées	67	75	73	102	125	125	109	107	- 14	59
Terres cultivées	160	141	123	153	173	169	149	147	- 15	-8
Pâturages	126	118	107	101	115	115	115	114	- 1	-10
<i>Ressources nat. non renouv.</i>	4	2	4	4	4	3	2	2	- 57	-62
Pétrole	2	1	3	3	3	2	2	2	- 44	3
Gaz naturel	1	0	1	1	1	1	0	0	- 97	-95
Charbon	1	0	0	0	0	0	0	0		-100
Métaux et minerais	1	0	0	0	0	0	0	0	- 12	-98
Actifs étrangers nets**	-82	5	-89	-321	-426	-430	-589	-541	27	557
Population (millions)	59,5	60,9	63,2	65,0	66,5	66,7	66,9	67,0	0,6	12,5

Source : World Bank (2021).

Notes : L'estimation de capital humain par la Banque mondiale est limitée au capital éducation.

La Banque mondiale (World Bank, 2021) intègre désormais les dommages climatiques dans les estimations de diverses ressources naturelles de la richesse inclusive alors que l'UNEP (2018) les regroupant et les distinguant des actifs naturels les intègre dans un indicateur de richesse inclusive ajustée.

À partir du tableau 3 pour la France établi par la Banque mondiale selon sa méthodologie et ses contraintes propres (voir *supra*), il pourrait être envisagé :

- d'élargir le champ du capital humain en considérant, outre le capital éducation dont la valeur est fondée sur les rendements de l'éducation, le capital santé comme le préconisaient déjà Arrow *et al.* (2012) ; sa valeur continuant à s'appuyer sur l'espérance de vie, désormais à chaque âge, de la population et sur la valeur statistique de la vie humaine¹⁴ ;
- d'élargir le portefeuille d'actifs naturels et d'écosystèmes associés considérés en l'adaptant au territoire de la France¹⁵, et ainsi d'élargir la frontière des actifs dans les comptes de patrimoine en allant au-delà du SNA et du SEEA-EA ;
- d'inclure l'estimation des coûts des dommages climatiques dans la valorisation de différents actifs affectés (actifs produits, capital humain, actifs naturels). Ils ont été récemment estimés en France pour différents secteurs - l'agriculture (rendements de différentes cultures), le logement, différentes infrastructures (routes et voies et tunnels ferroviaires) – ainsi que sur le potentiel de séquestration du carbone des écosystèmes et la santé humaine, en les associant à différents scénarios de réchauffement climatique (voir Timbeau (2023) dans Pisani-Ferry & Mahfouz (2023) et Quinet, Timbeau & Bureau (2023)). Ces résultats apparaissent en ligne avec les travaux d'évaluation du coût social du carbone de l'administration Biden (Rennert *et al.*, 2022) et les estimations de fonction de dommages associées. En particulier, de récents travaux sur la valorisation des impacts climatiques sur la santé (Carleton *et al.*, 2022) à partir de 40 pays dont la France, réalisés au niveau régional, mettent évidence des relations température-mortalité en

¹⁴ Aux États-Unis, la « value of statistical life VSL » s'appuie généralement sur l'estimation de l'EPA (*Environmental Protection Agency*), initialement réalisée en 1990 et ajustée depuis de la croissance et de l'inflation.

¹⁵ Par exemple, pour y inclure les eaux souterraines, en cherchant à suivre les recommandations du SEEA-EA et la classification générale IUCN GET (*Global Ecosystem Typology*) (<https://global-ecosystems.org/>).

forme de U, les températures extrêmes augmentant les taux de mortalité, notamment pour les personnes âgées et plus particulièrement les bas revenus ;

- de valoriser différents actifs naturels et écosystèmes associés en se rapprochant au mieux d'une valorisation aux prix implicites prenant en compte les différentes anticipations, sinon d'une VAN élargie, ce qui suppose diverses modélisations et simulations (voir *supra*) ;
- d'estimer une dette climatique (rétrospective) en valorisant le cumul des émissions de CO₂ de la France depuis le début de l'ère industrielle, estimé aux environs de 34-39 milliards de tonnes de CO₂ fin 2021¹⁶(Friedlingstein *et al.*, 2022), au coût social du carbone de l'année ; par exemple, à partir de l'estimation de Rennert *et al.* (2021, 2022) de 185 \$2020 /t CO₂ en 2020, elle représenterait de 2,2 à 2,6 fois le PIB¹⁷. Cette dette climatique s'interpréterait comme une dette de la Nation (dont les débiteurs sont les consommateurs finaux) vis-à-vis du reste du monde.

Comme actuellement pour les comptes nationaux de patrimoine et suivant le cadre conceptuel de la 1^{ère} partie, les actifs et dettes en valeur de ce compte de patrimoine élargi auraient vocation à évoluer annuellement, sous l'effet à la fois de leur accumulation nette durant l'année et de leur revalorisation liée à l'évolution de leur prix implicite. Il faut de plus s'attendre à d'importantes discontinuités dans l'évolution des prix implicites dans une période de transition technologique et comportementale, comme le soulignent récemment Agarwala *et al.* (2023).

L'évaluation des prix implicites des actifs naturels et des services écosystémiques proposée dans cet article s'inscrit ainsi résolument dans une approche coûts-bénéfices. En cohérence, pour l'évaluation du prix implicite de l'émission de CO₂ dans la comptabilité nationale, afin d'abstraire la méthode d'évaluation d'objectifs politiques, le « coût social du carbone », estimé selon une approche par les dommages est préconisé, de préférence à la « valeur de l'action carbone » associée à une approche coût-efficacité liée à un objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre plus ou moins ambitieux¹⁸.

En effet, si l'approche coût-efficacité devrait permettre de guider des politiques gouvernementales d'atténuation, l'objet des comptes nationaux est de nature différente : il s'agit de fournir, en toute indépendance, des informations statistiques de qualité élevée aux niveaux européen, national et régional et de mettre ces informations à la disposition de tous pour aider à la prise de décision, alimenter les travaux de recherche et éclairer les débats¹⁹.

De plus, l'approche coûts-bénéfices fait directement le lien avec la qualification économique des pollutions - en particulier les émissions de gaz à effet de serre - en termes d'externalités négatives dont le coût social justifie qu'on s'en préoccupe. Comme le soulignent Muller *et al.* (2011), alors que les politiques gouvernementales ne sont évidemment pas parfaitement efficaces, si les pollutions sont sous-régulées, les dommages marginaux excéderont les coûts marginaux d'atténuation. Dans ces conditions, d'un point de vue conceptuel, la valorisation des émissions de carbone dans la comptabilité nationale doit se référer aux dommages marginaux.

Dans ce contexte, il paraît dorénavant important pour la France de développer ses propres outils dans l'objectif d'évaluer les prix de différents actifs naturels et services écosystémiques associés afin de mesurer les évolutions de la richesse inclusive associée à des évolutions de capital naturel et de compléter les comptes nationaux et les comptes biophysiques des écosystèmes (SEEA) par des comptes en valeur des écosystèmes (en tant qu'actifs naturels), ou du moins de progresser vers un tel objectif.

¹⁶ Y compris UTCATF (utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie, voir pour plus de détails (Friedlingstein *et al.*, 2022).

¹⁷ Voir aussi de premières estimations de la dette climatique dans Germain et Lellouch (2020).

¹⁸ Voir par exemple la trajectoire de la valeur de l'action carbone retenant une valeur cible de carbone de 250€2018/t de CO₂ en 2030 correspondant à un objectif d'émissions nettes nulles en 2050 dans une approche coût-efficacité pour la France (Quinet, 2019).

¹⁹ Suivant les recommandations du Code de bonnes pratiques de la statistique européenne (Eurostat, 2017). https://www.autorite-statistique-publique.fr/wp-content/uploads/2020/02/CoP2017_FR_definitif.pdf.

Un tel projet pourrait être réalisé en mobilisant une équipe interdisciplinaire, rassemblant comptables nationaux, statisticiens et économistes de l'environnement et spécialistes thématiques, de différents services statistiques, d'instituts de recherche et de diverses agences, et en s'appuyant sur l'expérience accumulée à l'étranger, notamment à la Banque mondiale et à l'UNEP ainsi que dans divers INS étrangers.

Références bibliographiques

- Agarwala, M. K, Coyle, D., Peñasco, C. & Zenghelis, D. (2023). Measuring for the Future, Not the Past. In Measuring and Accounting for Environmental Public Goods: A National Accounts Perspective, *National Bureau of Economic Research*, University of Chicago Press. <https://www.nber.org/books-and-chapters/measuring-and-accounting-environmental-public-goods-national-accounts-perspective>
- Addicott, E. T. & Fenichel, E.P. (2019). Spatial aggregation and the value of natural capital. *Journal of Environmental Economics and Management*, 95, 118-132. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2019.03.001>
- Amigues, J-P, Favard, P. & Moreaux, M. (2001). Faut-il s'inquiéter de la baisse du niveau des aquifères ? . *Économie et Prévision*, 148 2001-2, 127-139.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P. & Mäler, K. G. (2003). Evaluating projects and assessing sustainable development in imperfect economies. *Environmental and Resource Economics*, 26(4), 647-685.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P., Goulder, L. H., Mumford, K. J. & Oleson, K. (2012). Sustainability and the measurement of wealth. *Environment and development economics*, 17(3), 317-353.
- Arrow, K. J., Dasgupta, P., Goulder, L. H., Mumford, K. J. & Oleson, K. (2013). Sustainability and the measurement of wealth: Further reflections. *Environment and Development Economics*, 18(4), 504-516.
- Barbier, E. B. (2019). The concept of natural capital. *Oxford Review of Economic Policy*, 35 (1), 14–36. <https://doi.org/10.1093/oxrep/gry028><https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6200-1>
- Barrage, L. & Nordhaus, W. D. (2023). Policies, Projections, and the Social Cost of Carbon: Results from the DICE-2023 Model. *Working Paper NBER*, 31112.
- Beck, M. W. et al. (2021). Building Coastal Resilience with Mangroves: The Contribution of Natural Flood Defenses to the Changing Wealth of Nations., CWON 2021 *Technical report*. Washington, DC: World Bank.
- Blanchet, D. & Fleurbaey, M. (2020). Building Indicators for Inclusive Growth and its Sustainability: What Can the National Accounts Offer and How Can They Be Supplemented? *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, 517-518-519, 9–24. <https://doi.org/10.24187/ecostat.2020.517t.2020>
- Brundtland, G. ed (1987). *Our Common Future*. Report of the World Commission on Environment and Development. Oxford Univ Press, Oxford.
- Campbell, J. & Shiller, R. (1988). Stock Prices, Earnings and Expected Dividends. *Journal of Finance*, 43, 661-676.
- Carleton T. et al. (2022). Valuing the Global Mortality Consequences of Climate Change Accounting for Adaptation Costs and Benefits. *Quarterly Journal of Economics*, 137(4), 2037–2105. <https://doi.org/10.1093/qje/qjac020>
- Commission européenne (2022). Proposition de règlement du parlement européen et du conseil modifiant le règlement (UE) n°691/2011 en ce qui concerne l'introduction de nouveaux modules relatifs aux comptes économiques de l'environnement. COM(2022) 329 final. 2022/0210 (COD).
- Cour des Comptes (2023). La gestion quantitative de l'eau en période de changement climatique. *Rapport de la Cour des Comptes*, 17 juillet 2023.
- Dasgupta, P. (2021). *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. London: HM Treasury, www.gov.uk/official-documents
- Dasgupta, P. & Mäler, K. G. (2000). Net National Product, Wealth and Social Well-Being. *Environment and Development Economics*, 5, 69-93.
- Dasgupta, P. & Mäler, K. G. (2003). The Economics of Non-Convex Ecosystems: Introduction. *Environmental and Resource Economics*, 26 (4), 499–525.
- Eurostat (2017). Code des bonnes pratiques de la statistique européenne. https://www.autorite-statistique-publique.fr/wp-content/uploads/2020/02/CoP2017_FR_definitif.pdf.

- Explore 2070 (2012). Eau et changement climatique-Dynamique des systèmes littoraux et des milieux marins côtiers. *Synthèse du projet*, Ministère de la transition écologique.
- Fenichel, E. P. & Abbott, J. K. (2014). Natural capital from metaphor to measurement. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 1(1), 1-27.
- Fenichel, E. P., Abbott, J.K., Bayham, J., Boone, W., Haacker, E. M. K & Pfeiffer, L. (2016). Measuring the value of groundwater and other forms of natural capital. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(9), 2382-2387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1513779113>
- Fenichel, E. P., Abbott, Joshua K. & Yun, S. D. (2018). The nature of natural capital and ecosystem income. In *Handbook of Environmental Economics* edited by V. K. Smith, P. Dasgupta and S. Pattanayak, 85-142. North Holland.
- Fenichel, E.P. & Obst, C. (2019). A framework for the valuation of ecosystem assets. *Discussion paper*. SEEA. <https://seea.un.org/events/2019-forum-experts-seea-experimental-ecosystemaccounting>
- Fleurbaey, M. & Blanchet, D. (2013). *Beyond GDP: Measuring Welfare and Assessing Sustainability*. Oxford University Press.
- Friedlingstein *et al.* (2022). Global Carbon Budget 2021. *Earth System Science Data*, 14, 1917–2005. 2021 National Emissions on <https://www.icos-cp.eu/science-and-impact/global-carbon-budget/2021>
- Germain, J. M. & Lellouch, T. (2020). The Social Cost of Global Warming and Sustainability Indicators: Lessons from an Application to France. *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, 517-518-519, 81–102. <https://doi.org/10.24187/ecostat.2020.517t.2024>
- Hamilton, K. & Clemens, M. (1999). Genuine Savings Rates in Developing Countries. *The World Bank Economic Review*, 13(2), 333–356. <https://www.jstor.org/stable/3990101>
- Hein, L., Remme, R. Schenau, S., Bogaart, P. W., Lof, P. P. & Horlings, E. (2020). Ecosystem accounting in the Netherlands. *Ecosystem Services*, 44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101118>
- Johnson *et al.* (2021). The Economic Case for Nature: A Global Earth-Economy Model to Assess Development Policy Pathways. CWON 2021 *Technical report*. Washington, DC: World Bank.
- Jorgenson, D.W. (1963). Capital Theory and Investment Behavior. *The American Economic Review*, 53 (2), 247-259.
- Mäler, K. G., Aniyar, S. & Jansson, A (2008). Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9501-6. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708856105>
- Muller, N. Z., Mendelsohn R., & Nordhaus, W. (2011). Environmental Accounting for Pollution in the United States Economy. *American Economic Review*, 101(5), 1649-75. DOI: [10.1257/aer.101.5.1649](https://doi.org/10.1257/aer.101.5.1649)
- Nordhaus, W. D. (1982). How Fast Should We Graze the Global commons. *American Economic Review, Papers and Proceedings of the Ninety-Fourth Annual Meeting of the American Economic Association*, 72(2), 242-246.
- Nordhaus, W. D. (2019). Climate change: The Ultimate Challenge for Economics. *American Economic Review*, 109(6), 1991-2014.
- Nordhaus, W.D. (2023). New: Dice 2023. <https://yale.app.box.com/s/whlqcr7gtzdm4nxnrfhvap2hlzebuvm>
- Office for National Statistics ONS (2022). UK Natural capital accounts methodology guide: 2022. Available at <https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/methodologies/uknaturalcapitalaccountsmethodologyguide2022>
- OECD (2018). Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use. OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264085169-en>
- Pearce, D. W. & Atkinson, G. D. (1993). Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of “Weak” Sustainability. *Ecological Economics*, 8, 103-108. [http://dx.doi.org/10.1016/0921-8009\(93\)90039-9](http://dx.doi.org/10.1016/0921-8009(93)90039-9)

- Pearce, D., K. Hamilton and G. Atkinson (1996). Measuring Sustainable Development: Progress on Indicators. *Environment and Development Economics* 1, 85–101.
- Pearce, D.W., Markandya, A. & Barbier, E.W. (1989). *Blueprint for a Green Economy*. Earthscan Ltd., London, UK.
- Pezzey, JCV & Toman, M. A. (2002). Progress and Problems in the Economics of Sustainability. In Tom Tietenberg and Henk Folmer, eds., *International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/2003*. Edward Elgar, Cheltenham, U.K.
- Pisani-Ferry, J. & Mahfouz, S. (2023). Les incidences économiques de l'action pour le climat. *France Stratégie*, Rapport, 22 mai 2023.
- Quinet, A. (2019). What Value Do We Attach to Climate Action? *Economie et Statistique / Economics and Statistics*, 510-511-512, 165–179. <https://doi.org/10.24187/ecostat.2019.510t.1995>
- Quinet, A., Timbeau, X., Bureau, D., & Rannou, F. (2023). Adaptation aux impacts du changement climatique : de l'évaluation des dommages à la sélection des mesures. *Commission de l'économie du développement durable*, Point de repère n°5.
- Rafey, W (2023). Droughts, Deluges, and (River) Diversions: Valuing Market-Based Water Reallocation. *American Economic Review*, 113 (2), 430-71. <https://www.aeaweb.org/articles?id=10.1257/aer.20201434>
- Rennert, K., Prest, B. C., Pizer, W. A. *et al.* (2021). The Social Cost of Carbon. *Brookings Papers on Economic Activity*, Fall 2021, 223-275.
- Rennert, K., Erickson, F., Prest, B.C *et al.* (2022). Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. *Nature* 610, 687–692. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05224-9>
- Roman, Ph. & Thiry, G. (2016). The inclusive wealth index. A critical appraisal. *Ecological Economics*, 124, 185-192.
- Serageldin, I. (1995). Are We Saving Enough for the Future?’, in *Monitoring Environmental Progress*, Report on Work in Progress. Washington, DC: Environmentally Sustainable Development, World Bank.
- Schenu, S., van Berkel, J., Bogaart, P., Blom, C., Driessen, C., de Jongh, L., de Jong, R., Horlings, E., Mosterd, R., Hein, L. & Lof, M. (2022). Valuing ecosystem services and ecosystem assets for The Netherlands. *One Ecosystem* 7: e84624. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e84624>
- Statistics Netherlands & WUR (2021). Natural Capital Accounting in the Netherlands – Technical report. *Statistics Netherlands (CBS) and Wageningen University and Research (WUR)*.
- Stern, N. (2007). *The economics of climate change: the Stern review*. Cambridge University press.
- Stern, N., Stiglitz, J. & Taylor, C. (2022). The economics of immense risk, urgent action and radical change: towards new approaches to the economics of climate change. *Journal of Economic Methodology*, 29(3),181-216, DOI: [10.1080/1350178X.2022.2040740](https://doi.org/10.1080/1350178X.2022.2040740)
- Stiglitz, J. E., Sen, A. & Fitoussi, J.-P. (2009). *Richesse des nations et bien-être des individus*. Paris : Odile Jacob.
- Timbeau, X. (coord.) (2023). Dommages et adaptation. *France Stratégie et OFCE, Rapport thématique* in Pisani-Ferry, J. & Mahfouz, S. (2023). Les incidences économiques de l'action pour le climat. *France Stratégie*, Rapport
- The White House Office of Science and Technology Policy (OSTP), the Office of Management and Budget (OMB), and the U.S. Department of Commerce (2023). National strategy to develop statistics for environmental-economic decisions. <https://www.whitehouse.gov/wp-content/uploads/2023/01/Natural-Capital-Accounting...>
- United Nations *et al.* (2014). System of Environmental -Economic Accounting 2012 – Central Framework (SEEA CF). Available at: <https://seea.un.org/content/seea-central-framework>
- United Nations *et al.* (2021). System of Environmental-Economic Accounting - Ecosystem Accounting (SEEA EA). Available at: <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>
- UNEP (2018). Inclusive Wealth Report 2018: Measuring Sustainability and Well Being. KYUSHU University.

UNU-IHDP and UNEP (2012). *Inclusive Wealth Report 2012: Measuring Progress Toward Sustainability*. Cambridge University Press, Cambridge.

World Bank (2006). *Where Is the Wealth of Nations? Measuring Capital for the 21st Century*. Washington, DC: World Bank.

World Bank (2011). *The Changing Wealth of Nations: Measuring sustainable Development in the New Millenium. Environment and Development*. Washington, DC: World Bank.

World Bank (2021). *The Changing Wealth of Nations 2021: Managing Assets for the Future*. Washington, DC: World Bank.

Yun, S D, Hutniczak, B., Abbott, J.K. & Fenichel, E.P. (2017). Ecosystem-based management and the wealth of ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(25), 6539-6544. doi:10.1073/pnas.1617666114

.

Annexes

Annexe S1 – De la valeur sociale à une valeur actualisée nette (VAN) des actifs naturels

On repart de l'équation (15) de l'encadré 1 donnant le prix p_{it} d'un actif naturel s_{it} à la date t au sein de l'écosystème $s_t = (s_{1t}, s_{2t}, \dots, s_{Nt})$ avec les variables ($\dot{x}_t = \frac{dx}{dt}$) en différentielle par rapport au temps. Celles-ci deviennent des variables anticipées (\dot{x}_t^a) dès lors que l'incertitude sur le futur est introduite. Il reste à spécifier le schéma des anticipations – statique, myope, rationnelle –, la fonction de valeur instantanée (bénéfice net) et les lois d'évolution de l'écosystème s_t afin d'obtenir une formule explicite du prix p_{it} de l'actif naturel s_{it} .

Suivant les recommandations du SEEA-EA (United Nations *et al.*, 2021) et du SNA, la valeur d'un actif naturel est généralement estimée à partir de l'approche de la valeur actualisée nette (VAN) lorsque le prix de marché n'existe pas. Selon cette dernière, le prix de l'actif naturel considéré p_{it} en fin de période t est égale à la somme actualisée des flux de revenus nets anticipés (par unité) que rapporte l'actif naturel (par exemple un actif non renouvelable) et/ ou un des services écosystémiques associés (pour un actif renouvelable).

Différentes hypothèses simplificatrices sont généralement retenues, en temps discret :

H0 - les anticipations sont adaptatives ;

H1 - les effets de substitution et de complémentarité avec les autres actifs naturels sont négligés.

Dans ces conditions, le prix social de l'actif considéré est égal à sa valeur actualisée nette (par unité produite) :

$$p_{it} = \sum_{\tau=t+1}^{T+t} \frac{W s_{i\tau}}{(1+\rho)^{\tau-t}}$$

avec $W s_{i\tau}$ flux de revenus nets anticipés procuré par une unité d'actif naturel s_{it} , à la date τ , ρ taux d'actualisation et T durée de vie de l'actif à la date t .

H2 - Les flux de revenus nets anticipés procurés par une unité d'actif naturel s_{it} , sont supposés constants dans le temps et égaux au dernier flux moyen observé sur une année ou en moyenne sur les 3 ou 5 dernières années (anticipation statique).

Le prix social de l'actif naturel p_{it} est alors égal à $W s_{it} x a$, où le facteur d'annuité a est donné par :

$$a = \frac{1}{\rho} - \frac{1}{\rho(1+\rho)^T}$$

Pour une durée de vie infinie de l'actif, p_{it} devient égal à $W s_{it} / \rho$, la valeur perpétuelle de l'actif.

H3 - Le taux d'actualisation est supposé égal à 5% dans les estimations de l'UNEP et 4% dans celles de la Banque mondiale (World Bank, 2021), le même pour l'ensemble des pays considérés. Aux Pays-Bas, le taux d'actualisation ajusté du risque, retenu par l'INS (Statistics Netherlands & WUR, 2021), a été réduit de 5,5% à 3% pour les investissements publics (toutefois 4% est retenu pour les ressources non renouvelables (pétrole et gaz) qui ont des externalités négatives). Ce taux de 3% est dorénavant retenu pour les services écosystémiques d'approvisionnement (production de bois de coupe, production agricole et pâturages) et celui de 2% pour une large partie des services écosystémiques de régulation et les services culturels, estimés plus rares et plus difficiles à remplacer. De plus, suivant les recommandations de l'ONS (INS du Royaume-Uni, voir ONS (2022)), le taux d'actualisation est supposé diminuer dans le long terme pour tenir compte de l'effet de précaution du planificateur face à l'augmentation des risques dans un avenir incertain : il est réduit de 0,5 point de pourcentage après 30 ans et de 1 point de pourcentage après 75 ans (voir aussi Gollier (2019, 2022a)).

En France, suivant les dernières recommandations du comité d'experts présidé par R. Guesnerie (2021), le taux d'actualisation ajusté du risque pour les investissements publics $\rho = r_f + \beta\varphi$ a été révisé à la baisse de 4,5% à 3,2% pour la période 2021-2070^{20 21} depuis sa précédente estimation (É. Quinet, 2013), en retenant un taux de référence r_f plus faible (passant de 2,5% à 1,2%) en cohérence avec des taux d'intérêt réels qui ont beaucoup baissé et un potentiel de croissance plus faible de l'économie française à long terme (passant de 2% à 1,15 %) et en maintenant un niveau assez élevé de prime de risque systémique φ (2%), suffisamment élevé pour intégrer la possibilité d'occurrence de désastre rare (lié aux enjeux climatiques et sanitaires).

Aux États-Unis, le taux d'actualisation des investissements publics recommandé par l'OMB (« Office of Management and Budget »), après avoir été porté à 7 % durant les années 2017-2020, se situe actuellement entre 1 et 3%, fondant ainsi les dernières estimations du coût social du carbone (Rennert *et al.*, 2022 ; Barrage & Nordhaus, 2023)²².

H4 - La durée de vie généralement supposée des actifs écosystémiques (renouvelables) est de 100 ans. Pour les actifs naturels non renouvelables, la durée de vie dépend de la date d'épuisement de la ressource, celle-ci dépendant des réserves présentes et prouvées et des taux d'extraction présent et futurs.

²⁰ Dans le rapport É. Quinet (2013), le taux d'actualisation public ρ était calculé selon la formule $\rho = r_f + \beta\varphi$ où $\rho = 2,5 \% + \beta 2 \%$ jusqu'en 2070 avec r_f taux d'actualisation de référence, β élasticité des avantages net du projet par rapport au PIB par tête et φ prime de risque systémique macroéconomique non diversifiable, en proposant de prendre β égal à 1 s'il est inconnu, ce qui conduisait à un taux d'actualisation de 4,5 %. Suivant les recommandations du comité d'experts présidé par R. Guesnerie (2021), le taux d'actualisation public révisé devient $\rho = 1,2\% + \beta 2\%$, ce qui conduit à un taux de 3,2% si β est pris égal à 1.

En supposant le revenu réel par tête incertain incertain, le taux d'actualisation de référence se déduit généralement de la formule de Ramsey élargie $r_f = \delta + \gamma\mu - 0,5\gamma^2\sigma^2$ et $\varphi = \gamma\sigma^2$ avec δ taux de préférence pur pour le présent, c'est-à-dire une préférence pour un bien-être immédiat par rapport à un bien-être futur identique, γ aversion relative instantanée au risque, μ espérance du taux de croissance du PIB réel par tête, σ écart-type (volatilité) du taux de croissance du PIB réel par tête (voir notamment É. Quinet (2013)). Le terme $\gamma\mu$ rend compte de l'effet de richesse qui, via une anticipation de croissance économique, conduit à accorder moins de valeur à un gain de consommation demain qu'au même gain aujourd'hui (l'utilité marginale de la consommation est décroissante avec le niveau de cette consommation) ; le terme $-0,5\gamma^2\sigma^2$ rend compte d'un effet de précaution : l'incertitude de la croissance de la consommation conduit à reporter une partie de la consommation sur le futur par précaution. (voir aussi Gollier (2012), Drupp *et al.* (2018)). Introduisant la possibilité de risques extrêmes selon la modélisation de Barro et Jin (2011), le rapport Guesnerie (2021) calibre le taux d'actualisation en fixant, notamment le taux de préférence pour le présent δ à 0,435 et l'aversion au risque γ à 2,478, niveau relativement élevé, et en ajoutant, une probabilité d'occurrence d'un désastre rare, correspondant à une chute du PIB réel par tête au minimum de 10%, tous les 26 ans.

²¹ Pour sa part, Gollier (2022b) préconise un taux de 3,75%.

²² Les différentes versions du modèle DICE s'appuient sur un taux d'actualisation déterministe à la Ramsey simple ($\delta + \gamma g$) compris entre 1 et 5% ; pour sa part, le modèle GIVE s'appuie sur un taux d'actualisation stochastique, suivant aussi la formule ($\delta + \gamma g_t$), sous forme stochastique et compris en moyenne entre 1,5% et 3% : 1,5% est cohérent avec $\delta = 0,01\%$ et $\gamma = 1,02$; 2% avec $\delta = 0,2\%$ et $\gamma = 1,24$; 2,5% avec $\delta = 0,5\%$ et $\gamma = 1,42$ et 3% avec $\delta = 0,8\%$ et $\gamma = 1,57$; en particulier, avec le taux de 2% (en moyenne) préféré par les auteurs (Rennert *et al.*, 2022), le coût social du carbone s'établirait à 185\$2020 par tonne de CO₂ en 2020.

Tableau S1-1

Facteur d'annuité de l'actif naturel en fonction du taux d'actualisation (ρ) et de la durée de vie (T)

ρ	1%	1,50%	2,00%	2,50%	3%	3,50%	4%	4,50%	5%	5,50%	6%
T en années											
10	9,5	8,8	8,0	7,1	6,3	5,6	4,9	4,3	3,8	3,4	3,0
50	39,2	29,5	22,1	16,8	13,1	10,3	8,3	6,8	5,7	4,8	4,0
100	63,0	40,6	27,6	19,8	14,8	11,4	9,0	7,3	6,0	5,0	4,2
150	77,5	45,6	29,8	20,8	15,3	11,7	9,2	7,4	6,1	5,0	4,2
200	86,3	48,2	30,8	21,3	15,6	11,8	9,3	7,5	6,1	5,1	4,3

Pour un taux d'actualisation supérieur à 3%, au-delà de 100 ans, la durée de vie de l'actif naturel n'a plus beaucoup d'impact sur le facteur d'annuité et donc sur le calcul de la VAN.

Les estimations usuelles de la valeur sociale de l'actif par la VAN sous les hypothèses H0 à H4 sont évidemment frustes. Pour les ressources naturelles non renouvelables, telles le pétrole et le gaz, le bénéfice net retenu est la rente par unité extraite. Pour les ressources renouvelables, telle la terre agricole, le bénéfice net est la rente par unité produite. À leur actif toutefois, elles prennent en compte de façon assez simple la rareté relative de l'actif et l'incertitude des revenus anticipés dans le taux d'actualisation.

Les estimations de VAN de la Banque mondiale reposent désormais sur des méthodologies plus élaborées, visant à se rapprocher d'un prix implicite d'actif naturel calculé selon les formules (10) ou (15) de l'encadré 1. Elles prennent en compte les interactions avec les différents actifs naturels et les dommages humains à la fois dans le bénéfice net et dans le taux d'actualisation, par exemple, en valorisant les dommages climatiques (évités ou non) au coût social ou à un prix de marché du carbone ou en intégrant des modèles de gestion des ressources halieutiques pour la valorisation des pêcheries. Toutefois, le schéma d'anticipation retenu reste adaptatif, tourné vers le passé.

Pour les terres cultivées, les rendements anticipés des différentes cultures intègrent dorénavant l'impact du changement climatique selon divers scénarios du prix du carbone (fortes ou faibles émissions de CO₂) ; le taux d'actualisation tenant localement compte de la dégradation de la terre liée à la salinisation, aux modes d'irrigation inappropriés et à l'érosion, induits par l'élévation de la température (Gerber *et al.*, 2021). Sont aussi modélisés les facteurs de la dégradation des forêts (pressions humaines, fragmentation par des routes et d'autres infrastructures...) et leurs impacts sur les flux de services écosystémiques fournis par les forêts autres que le bois coupé (Siikamäki *et al.*, 2021).

Références bibliographiques de l'annexe S1

- Barrage, L. & Nordhaus, W. D. (2023). Policies, Projections, and the Social Cost of Carbon: Results from the DICE-2023 Model. *Working Paper NBER*, 31112.
- Barro, R. J. & Jin, T. (2011). On the size distribution of macroeconomic disasters. *Econometrica*, 79(5), 1567-1589.
- Drupp, M. A., Freeman, M. C., Groom, B. & Nesje, F. (2018). Discounting Disentangled. *American Economic Journal: Economic Policy*, 10 (4), 109-34. <https://doi.org/10.1257/pol.20160240>
- Gerber *et al.* (2021). Changing Wealth of Nations: Calculating agricultural value. CWON 2021 *Background paper*. Washington, DC: World Bank.
- Gollier, C. (2012). *Pricing the Planet's Future. The Economics of Discounting in an Uncertain World*. Princeton University Press.
- Gollier, C. (2019). Valuation of natural capital under uncertain substitutability. *Journal of Environmental Economics and Management*, 94, 54-66. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2019.01.003>.
- Gollier, C. (2022a). Entre fin du mois et fin du mode : économie de nos responsabilités envers l'humanité. Leçons inaugurales du Collège de France, Fayard.
- Gollier, C. (2022b). L'évaluation *ex ante* en situation d'incertitude. *Keynote Lecture*, 8ème Conférence AFSE - DG Trésor - Évaluation des Politiques Publiques - 8 décembre 2022.
- Guesnerie, R. (2021). Guide de l'évaluation socioéconomique des investissements publics – Complément opérationnel I - Révision du taux d'actualisation. *France Stratégie*, sous la présidence de R. Guesnerie, oct. 2021.
- Office for National Statistics ONS (2022). UK Natural capital accounts methodology guide: 2022. Available at <https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/methodologies/uknaturalcapitalaccountsmethodologyguide2022>
- Quinet, É. (2013). Évaluation socioéconomique des investissements publics. *Commissariat général à la stratégie et la prospective*, Rapport de la mission présidée par É. Quinet, sept. 2013.
- Rennert, K., Errickson, F., Prest, B.C *et al.* (2022). Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. *Nature* 610, 687–692. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05224-9>
- Siiikamäki *et al.* (2021). Global Assessment of Non-Wood Forest Ecosystem Services: A Revision of a Spatially Explicit Meta-Analysis and Benefit Transfer. CWON 2021 *Technical report*. Washington, DC: World Bank.
- Statistics Netherlands & WUR (2021). Natural Capital Accounting in the Netherlands – Technical report. *Statistics Netherlands (CBS) and Wageningen University and Research (WUR)*.
- United Nations *et al.* (2021). System of Environmental-Economic Accounting - Ecosystem Accounting (SEEA EA). Available at: <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>
- World Bank (2021). The Changing Wealth of Nations 2021: Managing Assets for the Future. Washington, DC: World Bank.

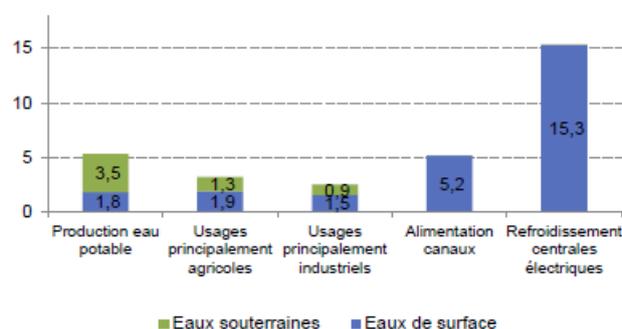
Annexe S2. Valorisation des nappes souterraines dans le contexte du changement climatique

1. *Eléments de contexte : changement climatique, moindre disponibilité de la ressource en eau et tensions sur les usages*

En France, les prélèvements d'eau douce totalisent environ 31 Mds m³ chaque année. Plus de 80 % du volume d'eau douce prélevée est puisé dans les eaux de surface (rivières, lacs, canaux, retenues, etc.), du fait des quantités massives nécessaires au refroidissement des centrales électriques et à l'alimentation des canaux, quantités toutefois principalement restituées aux milieux. Si l'on fait abstraction de ces deux usages, les prélèvements d'eau douce mobilisent globalement autant les eaux souterraines que les eaux superficielles (cf. figure S2-1 ci-dessous) (SDES, 2023).

Figure S2-1 - Répartition des volumes d'eau douce prélevés par usage et par milieu en 2019

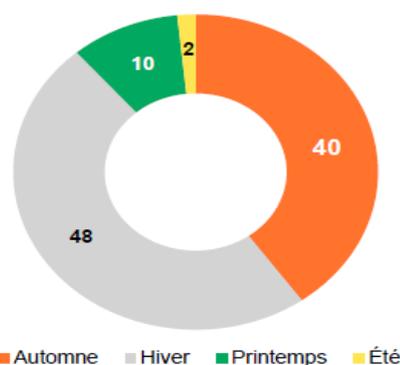
En Mds de m³



Note : données déclarées auprès des agences de l'eau, hors prélèvements en mer et en eau saumâtre, hors hydroélectricité.
 Champ : France métropolitaine.
 Source : OFB, Banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE). Traitements : SDES, 2022

Figure S2-2 – Répartition par saison hydrologique de l'apport d'eau douce renouvelable (moy. 1990-2019)

En %



Note : par convention, les saisons hydrologiques débutent en septembre. L'automne inclut les mois de septembre à novembre, l'hiver décembre à février, le printemps mars à mai et l'été compte les mois de juin à août.
 Champ : France métropolitaine.
 Sources : Météo-France, banque Hydro.
 Traitements : SDES, 2022

Tiré de Bilan environnemental de la France - édition 2022 (SDES, 2023).

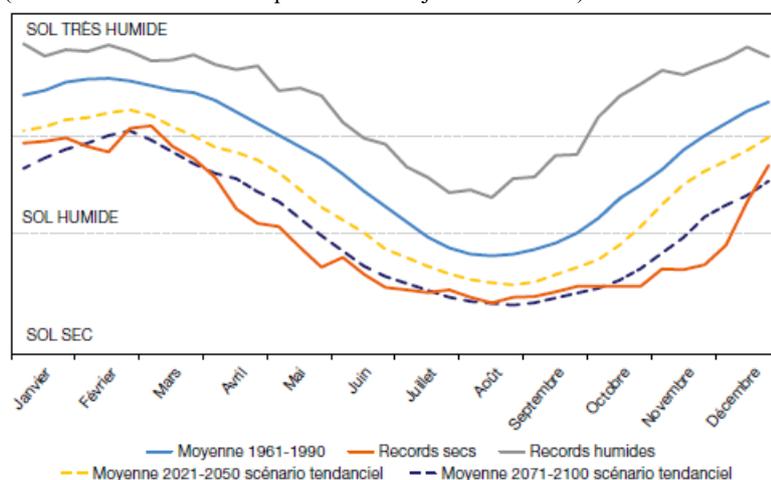
La ressource en eau renouvelable (c'est-à-dire l'eau fournie par les précipitations qui ne retourne pas à l'atmosphère par évapotranspiration et celle en provenance des cours d'eau entrant sur le territoire) a baissé de 14 % en France métropolitaine, en moyenne annuelle, entre les périodes 1990-2001 et 2002-2018 selon une étude récente (SDES, 2022). Cette situation s'explique principalement par : l'évapotranspiration - l'évaporation ou la transpiration des végétaux - qui, sous l'effet de la hausse des températures, augmente à toutes les saisons, en particulier au printemps ; la variabilité des précipitations, et notamment leur réduction en automne sur près de la moitié du territoire, diminuant ainsi le volume d'eau des nappes souterraines qui contribuent à alimenter les cours d'eau en été (cf. aussi figure S2-2 ci-dessus).

En particulier, sous l'impact du changement climatique, selon l'étude Explore 2070 (2012) à l'horizon 2050-2070, le stress hydrique serait fortement renforcé en France : le débit moyen des cours d'eau (eaux de surface) baisserait de 10 à 40% pour la majorité des bassins, ce qui entraînerait une baisse du niveau des nappes souterraines associée à une diminution de leur recharge comprise entre 10 et 25 % et en conséquence une réduction du même ordre de grandeur des débits d'étiage des cours d'eau et une augmentation de la durée des assecs. De plus, selon Météo France, les sols seraient plus secs : l'analyse des cycles d'humidité des sols annonce un assèchement important en toutes saisons, la période humide

diminuant de l'ordre de 2 à 4 mois, l'humidité moyenne des sols tendant vers les situations sèches extrêmes actuelles (cf. figure S2-3).

Figure S2-3 - Cycle annuel d'humidité du sol en France

Moyenne 1961-1990, records et simulations climatiques pour deux horizons temporels (scénario d'évolution correspondant à la trajectoire actuelle)



Source : Climat HD, Météo-France

Tiré de Chiffres clés du climat – France, Europe et Monde, édition décembre 2022 (SDES, 2023)

Le changement climatique réduit ainsi la disponibilité de la ressource en eau durant l'été et renforce dans le même temps la demande pour usages d'irrigation, à orientations et techniques agricoles inchangées, ce qui peut provoquer localement de fortes tensions sur cette ressource, ainsi que des pénuries temporaires (voir aussi Cour des Comptes, 2023). Des mesures réglementaires visant à garantir une gestion équilibrée de la ressource en eau et à la partager lorsqu'elle se raréfie sont alors mises en œuvre, les préfets déclenchant des restrictions d'eau graduelles et temporaires pour préserver les usages prioritaires. Sur la période 2012-2020, de telles mesures ont été fréquentes sur certaines zones du territoire, notamment de l'Ouest et du Sud-Ouest, soulignant leur fragilité au regard de la disponibilité de l'eau. Entre 2017 et 2020, plus de 30 % du territoire a été concerné chaque année par des restrictions d'usages de l'eau.

2. Impact d'une raréfaction des apports sur le prix implicite de la ressource en eau souterraine en régime permanent dans un modèle cas simple

La modélisation esquissée ci-dessous (inspirée d'Amigues *et al.* (2001)) vise à illustrer comment le changement climatique devrait conduire à s'intéresser davantage à la valeur que représente la disponibilité en eaux souterraines. Plus précisément, elle permet d'étudier l'impact du nouveau contexte climatique sur les prix implicites des ressources en eau et leur dépendance aux politiques d'adaptation mises en œuvre. Elle souligne enfin l'enjeu de l'évaluation de ces prix pour rendre compte de la dégradation des actifs concernés.

Le modèle est écrit en temps discret, chaque période correspondant à une année hydrologique. Celle-ci est par ailleurs décrite de manière très schématique en distinguant deux phases :

- la période de recharge (automne-hiver, dont les variables seront indicées par h), pendant laquelle la ressource est abondante. Pour simplifier, on considère que, pendant cette période, la consommation d'eau totale par les usagers est inélastique. On suppose donc que, pendant la période de recharge, le mécanisme d'intérêt principal est le partage des prélèvements entre les eaux souterraines et les eaux superficielles, déterminé par le coût d'accès à ces dernières, supposé à rendements décroissants.

Plus précisément, on considère que les coûts marchands associés à un prélèvement en eau de surface sont inférieurs à ceux en nappe jusqu'à un certain niveau ;

- la phase de rareté potentielle (printemps-été, indice e) pendant laquelle sont essentiellement utilisées les réserves souterraines constituées précédemment. Durant cette phase, les usagers ne consomment que de l'eau souterraine. La valeur des consommations d'eau durant cette période est supposée hétérogène entre les usages (eau potable, irrigation, usages industriels) et au sein de ceux-ci.

Confrontée à la raréfaction des apports du fait du changement climatique, la politique de l'eau doit donc s'assurer de la bonne recharge des nappes pendant la première phase, puis de la bonne allocation des réserves disponibles pendant la période estivale, en privilégiant les usages procurant le plus de valeur sociale. Se focalisant ici sur la baisse tendancielle des niveaux des nappes, on fait l'hypothèse que celles-ci ne sont plus jamais saturées, l'apport global net (hors prélèvements) sur une période pouvant alors être supposé exogène.

Les choix de gestion au sein de chaque période peuvent alors être décrits en notant : A cet apport annuel, X le niveau de consommation totale en première phase, dont x_h représente la partie (endogène) tirée de la nappe, et x_e la consommation totale en 2^o phase. L'économie du choix de x_h est associée à une fonction de surcoût $d(X-x_h)$ d'accès aux ressources superficielles (r) par rapport au prélèvement en nappe ($d' > 0, d'' > 0$). On suppose que cette fonction détermine un gain initial ($d < 0$) qui atteint son maximum pour un certain niveau \bar{x}_r , au-delà duquel le coût unitaire d'accès aux eaux souterraines devient inférieur. Pour décrire la demande estivale, on note $v(x_e)$ sa valeur sociale totale pour un niveau x_e , les consommations effectives étant classées par ordre de mérite ($v' > 0, v'' < 0$). Cette fonction définit donc implicitement la demande estivale si celle-ci est tarifée ($v'(x_e) = \pi$). Dans ce cas, les consommations effectives seraient bien celles qui ont le plus de valeur, en l'espèce celles pour lesquelles la valeur du prélèvement pour l'utilisateur est supérieure au prix π . On suppose que cette consommation estivale est bornée par un niveau de satiété noté \bar{x}_e . Enfin, on note s_t le stock disponible en nappe en début d'année hydrologique à la période t , hérité de l'année précédente, et p_t son prix implicite.

Idéalement, la consommation d'eau souterraine sur une période annuelle devrait s'élever à : $X - \bar{x}_r + \bar{x}_e$. Si les apports nets sont supérieurs, la ressource est suffisamment abondante pour ne pas nécessiter de réguler sa quantité. Dans le cas contraire, en l'absence de régulation, le niveau de la nappe baisse tendanciellement de $D = X - \bar{x}_r + \bar{x}_e - A$ chaque année. Typiquement, on considérera que le changement climatique fait basculer d'un régime d'abondance de la ressource en eau à un régime de tension ($D > 0$).

Le modèle relève du cadre conceptuel développé dans l'article (encadré 1) avec :

- pour la fonction de recharge, $G(s_t) = A$;
- le couple (x_h, x_e) pour le mécanisme d'allocation. La somme de ces deux termes (x) détermine le prélèvement souterrain total sur l'année ;
- la dynamique de la ressource en nappe suit alors l'équation d'évolution suivante (2') : $s_{t+1} = s_t + A - x$;
- la valeur totale instantanée sur l'année vaut : $W = v(x_e) - d(X - x_h)$; elle ne dépend *a priori* pas du niveau de la ressource en eau souterraine s_t . Dans ces conditions, le prix implicite de la ressource suivrait donc l'équation (10') : $p_t = (p_{t+1} - p_t)/\delta$, soit la règle de Hotelling. Toutefois, celle-ci ne vaut que tant que des réserves demeurent disponibles en fin de période.

Par ailleurs, on envisagera trois types de régulation des prélèvements souterrains :

- le premier (RQ) - le rationnement quantitatif - s'inscrit dans la poursuite des modes de gestion actuels du changement climatique. On suppose que son caractère structurel n'est pas anticipé : il n'y a pas de régulation tant que le niveau des nappes en début d'année est suffisant pour permettre d'assurer les prélèvements souhaités. On a alors $W = v(\bar{x}_e) - d(\bar{x}_r)$. Ensuite, quand

D devient positif, on suppose que l'on n'intervient pas durant la phase de recharge, mais seulement en phase estivale par un rationnement proportionnel pour assurer de ne pas consommer plus pendant l'année que l'apport net annuel, à savoir $x_e = A - X + \bar{x}_r$. On a alors $W = ((A - X + \bar{x}_r)/\bar{x}_e)v(\bar{x}_e) - d(\bar{x}_r)$. L'inconvénient de ce mode de régulation est d'être aveugle par rapport à la valeur des différents usages, imposant peu d'efforts à ceux qui pourraient réduire aisément leur consommation relativement à ceux pour lesquels l'usage de ce bien est essentiel ;

- le deuxième (TE), pour tarification estivale, est une politique de régulation efficace en été de la tension estivale. C'est une politique de second rang qui vise à accroître l'efficacité de la régulation en assurant une allocation efficace de la ressource, toutefois uniquement pendant la phase de tension estivale, servant les usagers pour qui l'eau a le plus de valeur en les incitant à limiter leur demande. Mais elle n'affecte pas les choix des usagers pendant la phase de recharge. Cette politique nécessite de mettre en place une tarification effective des prélèvements (π_{TE}) pendant la période estivale, telle que : $v'(A - X + \bar{x}_r) = \pi_{TE}$;

- enfin, une gestion optimale de la ressource (dite de premier rang « FB ») incitant à modifier le partage des prélèvements entre eaux souterraines et eaux superficielles pendant la phase de recharge. Pour assurer cette efficacité, une tarification de l'ensemble des prélèvements en nappe, qu'ils interviennent pendant la phase de recharge ou la phase de tension estivale, est nécessaire (puisque dans ce modèle très simple, tout prélèvement réduit, directement ou indirectement, la ressource disponible en période estivale) au tarif effectif unique égal au prix implicite de la ressource : $\pi_t = p_t = v'(x_{et}) = d'(X - x_{ht})$. La variable clé pour assurer une gestion efficace est ainsi le prix implicite (p_t) des eaux souterraines à chaque période. L'optimalité de la gestion au sein de chaque période implique - outre l'utilisation efficace de la ressource prélevée en période estivale - que l'on soit indifférent à la marge entre, d'un côté réduire le coût d'accès à la ressource en eau pendant la période hivernale et de l'autre, accroître la réserve en prévision de la phase estivale.

3. Trajectoires pour le prix implicite de la ressource selon le mode de régulation

On se place dans le nouveau contexte climatique correspondant à une situation de fin d'abondance ($D > 0$).

Régulations ex post des tensions

Dans le cadre des deux premières politiques (RQ) et (TE), les choix non contraints continueront à s'appliquer pendant $T^{NC} \approx \frac{S_0}{D}$ années jusqu'à épuisement de la ressource, à la fin de cette période. S'établira ensuite un régime permanent dans lequel l'apport net annuel est intégralement consommé chaque année, la ressource disponible pour la phase estivale étant donc égale à : $x_e = A - X + \bar{x}_r$. La valeur implicite de la ressource correspondra alors à l'impact sur W de la réduction marginale de l'effort demandé par la régulation pendant cette période si l'on en disposait d'une unité supplémentaire. Celle-ci sera différente entre les deux modes de régulation, compte-tenu de leur plus ou moins grande efficacité dans l'utilisation de cette ressource.

Dans le cas du rationnement (RQ), le prix implicite de la ressource en régime permanent vaut : $p_l^{RQ} = v(\bar{x}_e)/\bar{x}_e$, alors que $p_l^{TE} = v'(A - X + \bar{x}_r) = \pi_{TE}$ si l'accès à celle-ci est efficacement régulé pendant l'été (TE).

Dans ce dernier cas (TE), le prix implicite dépend de A et donc de l'importance de la rareté de la ressource, car la régulation mise en œuvre commence par éliminer les demandes ayant le moins de valeur. En termes de statique comparative, le prix implicite de la ressource dans le régime permanent croît donc à mesure que les apports se raréfient, obligeant à écarter davantage de consommations essentielles. En revanche, avec (RQ), le prix implicite est indépendant de A . En effet, dès lors qu'il y a un déficit, le mécanisme de rationnement affecte indifféremment toutes les demandes, quelle que soit leur

utilité. Relativement, (RQ) conduit donc à un prix implicite plus élevé que (TE) si la tension est modérée car l'inefficacité d'utilisation accroît la rareté vis-à-vis des consommations essentielles, et moindre que (TE) quand la tension est très forte car un éventuel supplément de ressource sera gaspillé. La faiblesse relative du prix implicite de la ressource de (RQ) reflète alors le besoin impérieux de changer de mode de régulation quand la disponibilité de la ressource se raréfie drastiquement.

Par ailleurs, un supplément de ressource à l'instant initial permettrait de repousser le moment de l'épuisement faisant passer au régime permanent. Le prix implicite à considérer à cet instant vaudrait : $p_0 = p_l e^{-\delta T^{NC}}$, avec les valeurs de prix limites établies ci-dessus pour chaque mode de régulation. Plus généralement, on aura donc (conformément à la règle de Hotelling pour la période non contrainte par l'épuisement des réserves) :

$$\begin{cases} t \geq T^{NC}, p_t = p_l \\ t \leq T^{NC}, p_t = e^{\delta(t-T^{NC})} p_l \end{cases}$$

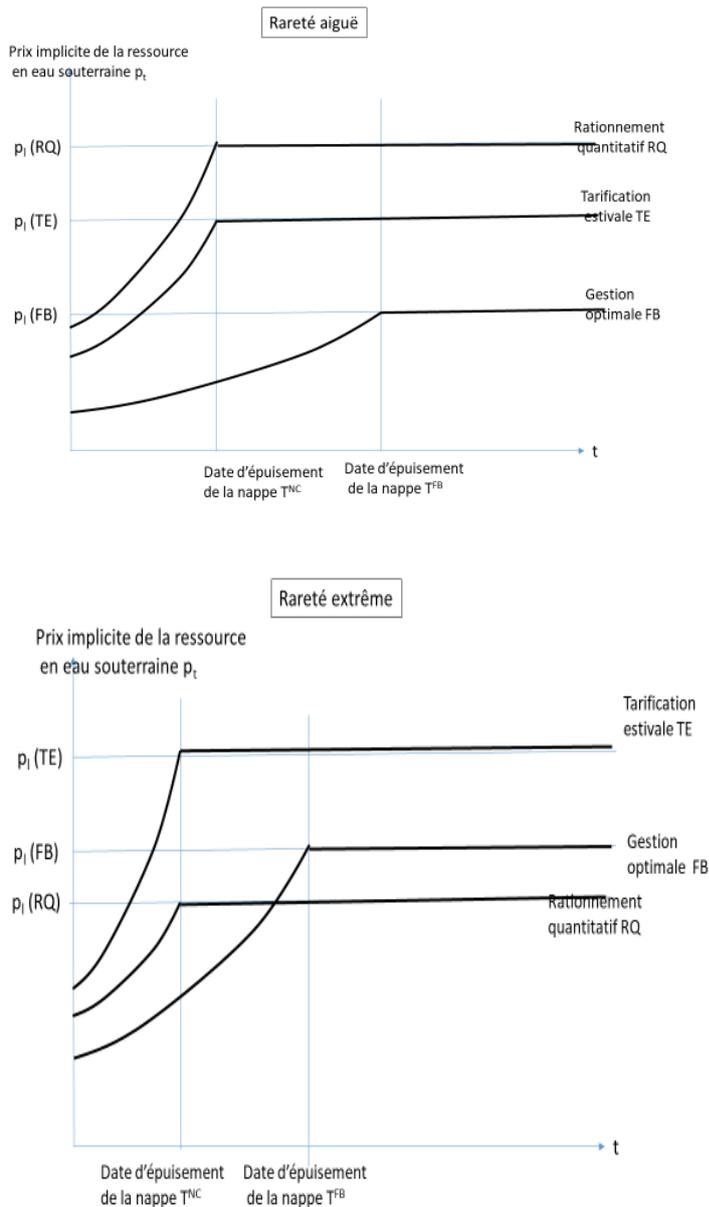
Gestion optimale

Compte-tenu de l'impossibilité intrinsèque « d'emprunter » les apports futurs, les trajectoires optimales (FB) combineront aussi une première période d'épuisement progressif de la ressource, puis un régime permanent consommant l'apport net annuel, comme cela a été établi par Amigues *et al.* (2001). Mais celui-ci sera mieux géré qu'avec les régulations précédentes : non seulement les usages écartés à l'été seront ceux ayant la moindre valeur, mais des incitations sont introduites pour constituer plus de réserve dans la phase de recharge. Ainsi, le prix implicite du régime permanent p_l^{FB} sera déterminé implicitement par l'égalité de l'offre et de la demande à chaque période annuelle : $X - d'^{-1}(p_l^{FB}) + v'^{-1}(p_l^{FB}) = A$. Ce prix est d'autant plus élevé que A est faible. Il est par ailleurs plus faible que pour la politique (TE) qui ne mobilise pas tous les leviers de flexibilité.

Pendant la première période, il demeure des réserves disponibles à tout instant si bien que, si la gestion est optimale, le prix implicite actualisé de la ressource est constant, comme dans un modèle de ressources épuisables. Son prix courant suit donc la règle de Hotelling, avec une évolution quasi-continue au point de basculement (T^{FB}) entre les deux régimes, soit : $p_t \approx p_l^{FB} e^{\delta(t-T^{FB})}$. Mais la durée de cette période est endogène et déterminée par l'égalité entre l'ensemble de la ressource (stock initial et apports nets) et l'ensemble des consommations, régulées par cette trajectoire de prix, sur cette période d'épuisement progressif. Celle-ci est allongée par rapport à T^{NC} , durée de la période avant épuisement pour les deux autres politiques, l'anticipation des tensions à venir conduisant à répartir les efforts.

Le schéma ci-dessous illustre ces trajectoires du prix implicite de la ressource en eaux souterraines selon le degré de raréfaction des apports. Les différentes configurations soulignent que l'évaluation du prix implicite d'une ressource naturelle dépend des contraintes pesant intrinsèquement sur sa gestion mais aussi sur les politiques pouvant être mises en œuvre et les possibilités ou non de les lever : la définition de la situation de référence projetée à cet égard est donc essentielle.

Schéma : Prix implicite de la ressource en eaux souterraines selon la rareté relative de la ressource et le mode de régulation



Notes : La situation « Rareté aiguë » correspond à un apport net A plus élevé que la situation de « Rareté extrême » ;
 RQ : politique de rationnement quantitatif proportionnel pendant la période estivale ;
 TE : politique de second rang en période de tension estivale : tarification marginale du prélèvement d'eau souterraine durant la phase estivale ;
 FB : politique de gestion optimale de 1^{er} rang : tarification marginale du prélèvement d'eau souterraine durant la phase de recharge et la phase estivale.
 T^{NC} (resp. T^{FB}) correspond à la date d'épuisement des réserves en eaux souterraines, avec les régulations RQ et TE (resp. FB) : date à partir de laquelle la consommation est égale à l'apport net annuel.
 $T^{NC} < T^{FB}$ et T^{NC} (resp. T^{FB}) fonction positive de A .

Références bibliographiques de l'annexe S2

Amigues, J-P, Favard, P. & Moreaux, M. (2001). Faut-il s'inquiéter de la baisse du niveau des aquifères ? *Économie et Prévision*, 148 2001-2, 127-139.

Cour des Comptes (2023). La gestion quantitative de l'eau en période de changement climatique. *Rapport de la Cour des Comptes*, 17 juillet 2023.

Explore 2070 (2012). Eau et changement climatique-Dynamique des systèmes littoraux et des milieux marins côtiers. *Synthèse du projet*, Ministère de la transition écologique.

SDES (2022). Évolutions de la ressource en eau renouvelable en France métropolitaine de 1990 à 2018. Juin 2022.

SDES (2023). Chiffres clés du climat – France, Europe et Monde, édition décembre 2022.

SDES (2023). Bilan environnemental de la France - édition 2022.



CREST
Center for Research in Economics and Statistics
UMR 9194

5 Avenue Henry Le Chatelier
TSA 96642
91764 Palaiseau Cedex
FRANCE

Phone: +33 (0)1 70 26 67 00

Email: info@crest.science

<https://crest.science/>

The Center for Research in Economics and Statistics (CREST) is a leading French scientific institution for advanced research on quantitative methods applied to the social sciences.

CREST is a joint interdisciplinary unit of research and faculty members of CNRS, ENSAE Paris, ENSAI and the Economics Department of Ecole Polytechnique. Its activities are located physically in the ENSAE Paris building on the Palaiseau campus of Institut Polytechnique de Paris and secondarily on the Ker-Lann campus of ENSAI Rennes.

