
Quels territoires pour une gestion optimale des ressources en eau ? Etude de cas du Mezzogiorno

Auteur : Nyns, Symi

Promoteur(s) : Schmitz, Serge

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en sciences géographiques, orientation générale, à finalité spécialisée en développement territorial

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/3121>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

QUELS TERRITOIRES POUR UNE GESTION OPTIMALE DES RESSOURCES EN EAU ?

ÉTUDE DE CAS DU MEZZOGIORNO

Symi Nyns

Université de Liège, faculté des Sciences, Sciences géographiques

Orientation générale à finalité spécialisée en développement territorial



Serge SCHMITZ

Promoteur

Année académique **2016 - 2017**

QUELS TERRITOIRES POUR UNE GESTION OPTIMALE DES RESSOURCES EN EAU ?

ÉTUDE DE CAS DU MEZZOGIORNO

Symi Nyns

Université de Liège, faculté des Sciences, Sciences géographiques

Orientation générale à finalité spécialisée en développement territorial



Serge SCHMITZ

Promoteur

Année académique **2016 - 2017**

Remerciements

Je voudrais adresser toute ma gratitude à Monsieur Schmitz, professeur à l'Université de Liège. En tant que promoteur de ce mémoire, il m'a guidée dans mon travail au travers d'un encadrement de qualité et m'a apporté l'aide et les suggestions nécessaires pour alimenter ma réflexion. Je tiens également à le remercier pour sa disponibilité et le temps qu'il a accordé aux relectures de ce mémoire.

Je tiens aussi à remercier les lecteurs, Messieurs Cornet, Gemenne et Houbrechts pour le temps qu'ils accorderont à la lecture de ce mémoire.

Merci également à toutes les personnes qui ont contribué d'une quelconque manière à la progression de ce mémoire.

Je voudrais exprimer ma reconnaissance à mes grands-parents, mes parents, ma sœur et mon petit ami pour avoir cru en mes capacités et m'avoir portée et soutenue tout au long de mes années d'études.

Je terminerais par remercier mes condisciples et amis géographes, en particulier Émilie Crespin-Noël et Quentin Glaude, pour leurs supports moral et intellectuel tout au long de ma démarche mais également, pour les très bons moments passés en leur compagnie.

Table des matières

INTRODUCTION	5
DE LA TERRITORIALISATION COMME ENJEU DE LA POLITIQUE DE L'EAU ...	11
CADRE INSTITUTIONNEL ITALIEN : LES TROIS RÉFORMES MAJEURES DANS LE DOMAINE DE LA GESTION DE L'EAU	11
PRIVATISATION DES SERVICES EN EAU : UN SUJET À CONTROVERSE	22
GESTION DES EAUX EN ITALIE : ACTEURS ET MODÈLE	26
... À LA GESTION TERRITORIALE DE L'EAU COMME OBJET DE RECHERCHE	33
AIRE D'ÉTUDE	34
PRÉSENTATION GÉNÉRALE ET CONTEXTE	34
SÉCHERESSES ET PÉNURIES EN EAU	36
SITUATION CLIMATIQUE	40
GESTION DE LA PÉNURIE PAR L'OFFRE OU LA DEMANDE	44
MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES ATOS	48
MÉTHODE D'ANALYSE PAR ENVELOPPEMENT DES DONNÉES	48
FONCTIONNEMENT MATHÉMATIQUE DES MODÈLES	54
ANALYSE PRÉALABLE DES DONNÉES	60
ANALYSE À L'ÉCHELLE RÉGIONALE	60
ANALYSE À L'ÉCHELLE DES ATOS	72
ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES ATOS ET RÉSULTATS	85
ÉCHANTILLON	85
SOURCES DES DONNÉES ET DESCRIPTION DES VARIABLES	85
MODÈLES	85
RÉSULTATS DE LA RÉGRESSION LINÉAIRE À PARTIR DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES	87
RÉSULTATS DU MODÈLE DEA COMBINÉ À LA RÉGRESSION LINÉAIRE SIMPLE	88
LIMITES DU MODÈLE	90
PISTES D'EXPLICATION ET DISCUSSION	91
PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE DE LA GOUVERNANCE DE L'EAU EN MÉDITERRANÉE : FOCUS SUR L'ITALIE	91
LOGIQUE DE DIVISION DU TERRITOIRE	91
CARACTÉRISTIQUES DES ATOS	93
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	95
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	98
ANNEXE	103

Introduction

Actuellement, la gestion de l'eau laisse de nombreuses questions en suspens en raison des changements de paradigmes auxquels elle fait face. En effet, l'eau est perçue de plus en plus comme un bien économique ce qui conduit à la recherche de profit et donc, aux processus de privatisation. Une des causes de ces changements réside dans la prise de conscience de la rareté de la ressource. Ce mémoire s'intéressera à la problématique du choix d'un découpage territorial approprié pour une gestion optimale de la ressource. Afin d'appréhender cette problématique, le contexte de la rareté de l'eau et les changements de paradigmes auxquels elle fait face seront développés.

L'eau est de plus en plus présentée comme une ressource rare qui nécessite une gestion coûteuse que seul, dans la plupart des cas, le secteur public ne peut assurer rapidement et efficacement. On prévoit d'ici 2030 que l'écart entre l'offre et la demande en eau douce sera de l'ordre des 40% et ce, en regard d'une part, de l'augmentation rapide de la population mondiale observée ces dernières années et d'autre part, de l'accentuation des pollutions des eaux de surface et des eaux souterraines dès lors impropres à la consommation (Petrella, 2003 et Baechler, 2012). L'origine de la rareté de l'eau potable est donc indépendante de la disponibilité physique de la ressource. En outre, la rareté découle des styles de vie et de la construction sociale (au travers des systèmes productifs et de consommations) qui exercent à leur tour une pression de plus en plus forte sur le cycle hydrologique. Cette dernière est qualifiée de stress hydrique. Le système dominant et la rareté de la ressource sont donc liés. En effet, les deux gros héritages du XX^e siècle nous amènent aujourd'hui au bord d'une crise mondiale de l'eau (Ciervo, 2009).

Il est cependant admis que la crise de l'eau en Méditerranée est avant tout une crise de la gouvernance, résultat de l'incapacité des institutions à gérer les ressources hydriques de manière durable c'est-à-dire en intégrant les besoins des hommes et des écosystèmes (Hamdy, 2012). Toutefois, il n'existe pas un modèle unique de gouvernance. Ce dernier doit être adapté aux conditions locales et aux caractéristiques régionales tout en tenant compte de problématiques plus globales telles que la responsabilité politique, le contrôle, la transparence, la réactivité, la participation, la croissance économique ou encore l'efficacité. Ainsi, les politiques de l'eau doivent être adaptées aux différents territoires (Hamdy, 2012 & OCDE, 2015).

Il est également important de distinguer la gestion de l'eau de sa gouvernance. La gestion renvoie à des objectifs à atteindre sur le plan fonctionnel et social sous certaines conditions et contraintes et ce, généralement avec des moyens donnés. La gouvernance, quant à elle, est un ensemble de systèmes politiques, sociaux, économiques et administratifs qui choisit des valeurs auxquelles adhérer et les traduit dans le développement et la gestion des ressources hydriques ainsi que dans la fourniture de ces derniers. Elle concerne avant tout la manière dont les décisions sont prises plutôt que les décisions en elles-mêmes (Hamdy, 2012).

Au vu de sa rareté, la ressource en eau nécessite une réflexion au niveau de sa conception. Deux auteurs seront privilégiés pour aborder cette problématique de la conception de l'eau en regard de sa rareté. Il s'agit de Riccardo Petrella, professeur à l'Université Catholique de Louvain et ancien directeur de l'aqueduc des Pouilles et Margherita Ciervo, chargée de cours à l'Université de Foggia et collaboratrice du département de géographie de l'Université de Liège.

Ils sont tous deux des auteurs engagés dans la lutte contre la privatisation des services en eau et, mettent en avant le fait qu'on assiste à une rationalisation de la gestion de l'eau par l'introduction d'une logique d'économie marchande. Cette rationalisation repose sur des valeurs qui favoriseraient les intérêts de la finance au détriment des consommateurs. Bien sur, au vu des valeurs éthiques et politiques sur lesquelles le sujet de la gestion de l'eau repose, une approche la plus objective possible sera favorisée dans le cadre de ce travail.

Depuis les années 1980, on assiste à un renversement des perspectives de la conception et de la politique de l'eau par les classes dirigeantes au travers de cinq principes fondateurs (Petrella, 2003) :

La marchandisation : elle définit la valeur d'un bien par sa valeur économique c'est-à-dire sa valeur d'échange dans un système capitaliste de marché. Selon ce principe, l'eau doit être traitée comme un bien économique qui possède une valeur économique à partir du moment où il y a intervention humaine pour transformer la ressource en bien ou service, générant des coûts. En effet, par définition, toute ressource naturelle est un bien commun naturel dont l'État est propriétaire (Petrella, 2003). La notion de « bien commun » a d'abord été définie dans le Code civil (1804) comme des choses à usage commun et n'appartenant à personne. Par la suite, Bollier enrichit la définition de bien commun sur base de trois éléments : un point de vue global sur la gestion d'une ressource, une définition de la valeur d'un bien sur base de critères qualitatifs et la primauté des intérêts de tous et de la capacité d'auto-organisation des parties concernées dans une logique qui répond d'abord aux valeurs partagées et non aux valeurs marchandes. Cette notion de bien commun rend donc compte de la relation entre l'individu et le collectif ainsi que leur engagement respectif pour construire une société basée sur un ensemble de valeurs partagées (Allain, 2012).

Ce premier principe a été reconnu formellement par la communauté internationale au travers de son adhésion en 1992 à la conférence des Nations unies sur l'eau à Dublin (Petrella, 2003 & Baechler, 2012).

Le financement privé : il est considéré comme le principal moteur du développement économique et social, le financement public étant considéré comme parasitaire et insuffisant face aux besoins d'investissements qui eux continuent de croître. Ce principe a été appliqué par la Banque mondiale ces vingt dernières années au travers de la mise en place d'une condition de libéralisation et de désinvestissement public dans le domaine dans lequel le pays a obtenu l'octroi d'un prêt de la Banque mondiale (Petrella, 2003).

Le service universel (culture de besoin plutôt que de droit) : il part du fait qu'il n'existe pas de droit humain dans le domaine de la vie économique sociale mais des besoins. Par conséquent, l'accès à l'eau doit être vu non pas comme un droit humain ou social mais comme un besoin vital (Petrella, 2003). À noter toutefois que la communauté internationale a reconnu officiellement en 2010 (par une résolution de l'Assemblée générale des Nations unies) que l'accès à l'eau est un droit de l'homme, cette ressource étant indispensable à la vie (Baechler, 2012). On pourrait donc parler de l'eau comme d'un bien individuel et social qui doit garantir un accès à tous sans discrimination (Petrella, 2003).

La privatisation : il s'agit d'un processus par lequel une activité publique est transférée au secteur privé dans le but d'accroître l'efficacité de l'économie qui repose sur l'hypothèse que l'agent économique minimise les coûts et maximise le profit (Bourguignon, 2008). La

privatisation des services en eau repose sur le fait que les entreprises privées ne sont intéressées ni par la propriété des ressources hydriques ni par leur contrôle au niveau politique. Elles seraient plus aptes en termes d'équipements que les services publics pour assurer la gestion des équipements et services d'eau. Cette délégation de la gestion des services d'eau aux particuliers et aux secteurs économiques marchands tout en conservant un contrôle par l'État qui protège et conserve le capital hydrique national prend la forme d'un partenariat public-privé. Cependant, depuis les années 1990, le processus de privatisation se présente sous d'autres formes : la transformation d'un organisme public en entreprise publique autonome, la dérégulation par l'ouverture des marchés et la suppression des monopoles naturels ou encore, la privatisation au sens strict avec une vente totale ou partielle des actifs (Petrella, 2003). Le développement au cours de ces dernières années d'initiatives politiques et normatives complexes et contradictoires a conduit les acteurs locaux en direction de privatisations partielles et limitées. Deux aspects clés expliquent cette tendance à la privatisation. D'une part, des conditions pour amener au changement ont été posées par les lois relatives à la protection de l'environnement et les directives européennes sur la qualité des eaux potables et sur l'épuration ainsi que par les réformes administratives et institutionnelles. Ces réformes ont conduit les collectivités locales à développer leur capacité de réponse institutionnelle et d'investissement et ont ainsi renforcé leur flexibilité et autonomie. D'autre part, les projets de lois relatifs à la concurrence et aux appels ont conduit les entreprises à se préparer aux défis du marché via des restructurations ou encore des alliances (Citroni, 2010).

La libéralisation : elle suppose que tant à l'échelle locale que nationale ou mondiale, l'allocation optimale des ressources nécessite une totale liberté d'accès au marché et par conséquent, que tout monopole public local doit être démantelé. Ce dernier principe est appuyé par la création, en 1994, de l'OMC (*Organisation Mondiale du Commerce*) et l'ouverture de négociations appelées « *Accord général sur le commerce des services* » (Petrella, 2003).

Ce renversement des perspectives de la conception et de la politique de l'eau a été appuyé par une série d'outils. Parmi ceux-ci, on retrouve : le Conseil Mondial de l'Eau (**CME**), le Stockholm Water Festival, le Global Water Partnership (**GWP**), la Commission mondiale de l'eau, le World Water Assessment Program (**WWAP**), les ONG et l'Integrated Resources Water Management (**IWRM**) (Petrella, 2003).

Le **CME** est une organisation privée créée en 1994 sous l'impulsion politique et financière de la Banque mondiale avec l'aide de gouvernements (le Canada, la France, le Japon et les Pays-Bas), d'organisations des Nations unies concernées par l'eau ainsi que le soutien de multinationales privées dont Suez. La tâche confiée à cette organisation est la définition d'une vision mondiale de l'eau pour légitimer sa politique. À cette fin, le CME organise tous les trois ans, le 22 mars (journée mondiale de l'eau), un forum mondial de l'eau basé sur les cinq principes cités précédemment. Parmi les moments de production culturelle et symbolique, on retrouve également le **Stockholm Water Festival**.

La concrétisation de cette vision mondiale de l'eau par la promotion du partenariat public-privé a été soutenue par la Banque mondiale et mise en place au travers de la création en 1996 du **GWP**. Dans l'optique de veiller à la cohérence entre la vision mondiale de l'eau et le cadre d'action associé, le CME et le GWP ont créé en 1998 la **Commission mondiale de l'eau**. Cette dernière s'appuie sur trois ouvrages : le rapport du Conseil mondial de l'eau (*The World Water Vision*), le rapport du partenariat mondial de l'eau (*From vision to action*) et le rapport de la

Commission mondiale pour l'eau pour le XXI^e siècle (Water Security). Un système d'évaluation (**WWAP**) de la politique mondiale de l'eau a été mis en place en 2001 pour assurer la conformité de ses principes fondateurs ainsi que de ses instruments d'application.

En parallèle, la promotion par le GWP, d'une gestion de l'eau basée sur le partenariat public-privé a été développée au sein des pays via la création de centres techniques régionaux et a été soutenue par une série d'**ONG**. Cette promotion s'appuie également sur le programme de la Banque mondiale, l'**IWRM**, qui reprend les outils politiques, socioculturels et économiques pour gérer de façon optimale les ressources en eau (Petrella, 2003 & Sintomer *et al.*, 2010).

Au travers de ces diverses conceptions, les impacts des acteurs de la finance mondiale (la Banque mondiale, le Fond Monétaire International et l'Organisation Mondiale du Commerce) sur le réseau global de l'eau peuvent clairement être identifiés et intéressent la recherche en géographie pour quatre raisons. D'une part, la finance mondiale peut interagir sur la relation population-ressources. Ensuite, elle peut orienter l'aménagement territorial selon les logiques, intérêts et objectifs des grands groupes financiers dont les profits augmentent alors que les retombées économiques, sociales et environnementales sont amorties par les populations. D'autre part, les changements discontinus qu'elle génère peuvent conduire à la production de stress territoriaux tels que des tensions et conflits. Enfin, ces structures de pouvoir détiennent le contrôle des populations, territoires et ressources en eau dans un espace-temps considéré puisqu'elles s'imposent à la démocratie tout en échappant à son contrôle.

Par conséquent, peu importe l'échelle spatiale, la finance mondiale agit directement ou indirectement sur la politique et l'économie. En effet, les territoires sont gérés par ses acteurs dans une logique de réorganisation de l'espace-monde et ce, en raison de la dépendance économique des pays face aux crédits extérieurs et de la place de plus en plus prépondérante et médiatisée qu'elle occupe dans la politique. De plus, la gestion des biens communs et des ressources naturelles est de plus en plus calquée sur ses intérêts, objectifs et visions (Ciervo, 2009).

Face à la rareté de l'eau, au mode de gestion de la ressource qui tend vers la privatisation et la rationalisation et, à l'implication des acteurs de la finance mondiale, la question du choix de l'unité territoriale de gestion des eaux ainsi que son efficacité ont fait l'objet de nombreux travaux ces dernières années et constituent l'une des principales préoccupations de l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE). Ce mémoire s'intègre dans la continuité de quatre travaux. Tout d'abord, Mermet et Treyer (2001) ont étudié et démontré les critères sur base desquels le choix de l'unité territoriale doit reposer pour une gestion durable des ressources en eau. Ensuite, l'efficacité des modes d'organisation et de distribution de l'eau ainsi que son évaluation par les méthodes des frontières de production ont été étudiées par Mande Buafua (2014) dans le cadre de sa thèse de Doctorat en Sciences Économiques. Lo Storto (2013, 2014) s'est, quant à lui, intéressé à l'efficacité opérationnelle des zones territoriales optimales de gestion des eaux en Italie ainsi qu'à celle des municipalités et des fournisseurs d'eau. L'influence du type de contrat sur l'efficacité de ces entités a également été abordée. Enfin, dans le cadre de sa thèse de Doctorat en Sciences Géographiques, Girard (2012) a traité la question de l'efficacité environnementale et son lien avec la territorialisation de la politique de l'eau au travers d'une analyse diachronique des dispositifs de gestion des eaux dans la vallée de la Drôme. Toutefois, l'approche géographique de l'efficacité des entités de gestion des eaux au travers d'un modèle mathématique n'a encore fait l'objet d'aucun travail.

Le cadre institutionnel de l'Italie et notamment ses trois réformes relatives à la gestion de l'eau impliquant pour deux d'entre-elles le processus de territorialisation, est propice à l'étude des territoires de gestion de la ressource en eau. En effet, la territorialisation des dispositifs de la loi Galli (1994) et de la Directive-Cadre sur l'eau (2000) respectivement, au travers de la création des zones territoriales optimales et des districts hydrographiques relève d'un double processus. Ces dispositifs sont territorialisés dans le sens où ils sont intégrés et façonnés par les acteurs en charge de les appliquer selon les particularités et les enjeux locaux. Par ailleurs, ils sont territorialisant car ils remettent en cause les territorialités existantes (Girard, 2012).

Les italiens ont, en particulier, travaillé sur un découpage depuis 1994: *les zones territoriales optimales ou Ambiti Territoriali Ottimali (ATO)*. Il s'agit de structures transversales résultantes du regroupement de communes visant à améliorer la gestion des services par transfert des responsabilités. L'objet de recherche de ce mémoire portera sur l'étude de l'efficacité de ces zones territoriales optimales au travers de l'étude de cas du Mezzogiorno. Le concept d'efficacité est ici lié à celui de territoire et est basé sur le postulat que la territorialisation accroît l'efficacité. Il sera abordé selon une approche économique et une approche quantitative au travers de la méthode d'analyse par enveloppement des données. Il s'agit d'une méthode non-paramétrique d'évaluation de la performance d'entités par rapport à une frontière d'efficience calculée à l'aide de la programmation linéaire sur base de variables d'inputs et d'outputs.

Le choix du Mezzogiorno comme aire d'étude repose sur les caractéristiques de cette région. En effet, les régions du Sud de l'Italie sont davantage soumises à la rareté et l'irrégularité des ressources en eau au travers des pénuries et nombreuses sécheresses. De plus, la vague de privatisation des services hydriques touche également davantage les régions du Sud que celles du Nord de l'Italie puisque la plupart des infrastructures de distribution des eaux sont obsolètes dans celles-ci. Par ailleurs, les zones territoriales optimales du Mezzogiorno couvrent trois territoires : celui des régions, celui des provinces et celui des communes fusionnées ce qui permet les comparaisons.

L'approche par la territorialisation est appréhendée ici dans une dimension pluridisciplinaire associant la Géographie, les Sciences Politiques et le Droit. Chacune de ces disciplines possède sa propre définition de la territorialisation. « *En Géographie, la territorialisation est définie comme la mise en place d'une organisation et d'une structuration nouvelles et spécifiques, matérielles et/ou idéelles, d'une portion d'espace par un groupe social. L'accent est mis sur l'appropriation. En Droit, la territorialisation est vue comme le moment où le territoire devient un lieu d'élaboration de nouvelles normes collectives de plus en plus prégnant (...) qui contribuent à sa structuration. Enfin, en Sciences Politiques, la territorialisation peut être présentée comme un modèle d'action publique, alternatif aux régulations sectorielles et aux mesures génériques. Elle recouvre le principe d'une différenciation des interventions selon les contextes locaux d'application.* » (p.25 Ghiotti, 2011).

De plus, cette recherche s'inscrit dans l'étude des dimensions spatiales de la société, l'espace étant le produit de cette société. En effet, la géographie tire sa spécificité de son objectif c'est-à-dire identifier et exprimer les relations existantes entre les faits s'inscrivant dans l'espace, entre les êtres et les éléments de la terre et entre les sociétés et les territoires. Au travers des rapports que les usagers et gestionnaires de l'eau entretiennent avec l'espace et entre eux à propos de l'espace, la gestion de l'eau est abordée comme un fait de société. Cette recherche s'intègre également dans la géographie des acteurs ou encore la géographie sociale car elle s'intéresse aux constructions territoriales produites par les acteurs de la gestion de l'eau et analyse l'organisation des individus et des groupes d'individus, leurs décisions ainsi que leurs actes

relatifs à l'espace. On parle ici de construction territoriale et non de territoire car on ne considère pas la manière dont le territoire a été construit ni sa forme. La notion de construction englobe le résultat et processus menant à ce résultat et s'inscrit donc dans un enchaînement chronologique des événements. Au cœur de l'analyse des constructions territoriales, on retrouve l'acteur dont la fonction première est l'interaction avec ses condisciples et dont la caractérisation se fait au travers de sa capacité à agir et des ressources nécessaires (Girard, 2012).

Dans le cadre de ce mémoire, la question de recherche sera introduite sur base d'un état de l'art relatif à la problématique de la gestion de l'eau en Italie. En outre, le cadre institutionnel italien et les trois réformes majeures dans le domaine de la gestion de l'eau seront développés. Dès lors, les zones territoriales optimales de gestion des eaux ainsi que les districts hydrographiques seront introduits. Le régime institutionnel ainsi que le système italien de gestion des eaux seront également présentés. Ce dernier fera l'objet d'une comparaison avec les modèles français, anglais et allemand. Sur cette base, l'hypothèse de recherche sera dévoilée. Dans un second temps, une présentation de la zone d'étude et de son contexte mettra en avant la problématique de la rareté et de l'irrégularité de la ressource au sein de cette région. Une analyse de la situation climatique sera également envisagée dans cette section au travers de la réalisation de diagrammes ombrothermiques incluant la variable d'évapotranspiration potentielle.

Par la suite, sera exposée la méthodologie selon laquelle les scores d'efficacité des entités étudiées seront calculés. Celle-ci intègre la problématique des variables à prendre en compte pour l'étude de l'efficacité des zones territoriales optimales de gestion. Une analyse à l'échelle régionale sera réalisée en vue de démontrer l'hétérogénéité des régions du Mezzogiorno en termes de disponibilité en eau. Cette analyse reposera sur une matrice de corrélation à partir de variables relatives aux principaux secteurs consommateurs en eau à savoir, l'agriculture et les pratiques d'irrigation associées et le tourisme. L'analyse régionale sera par la suite complétée par une analyse à l'échelle des zones territoriales optimales de gestion selon une approche différente. En effet, cette fois, une analyse en composantes principales sera réalisée et servira de base pour une première classification des zones territoriales. Ces deux analyses feront l'objet d'une approche cartographique.

Une fois les données à prendre en compte étudiées, une description de l'échantillon ainsi que des variables et des caractéristiques des modèles sur base desquels les scores seront calculés, sera effectuée. Une présentation des scores d'efficacité des ATOs obtenus selon une approche économique et selon une approche quantitative suivra ainsi qu'une comparaison entre les territoires que les ATOs couvrent ; deux d'entre eux se démarqueront. Sera enfin exposée une série de limites liées modèle.

La dernière section consistera en une discussion des potentielles pistes d'explication des scores d'efficacité. Il s'agira là d'une série de propositions qui ne feront pas l'objet d'une quelconque démonstration.

De la territorialisation comme enjeu de la politique de l'eau ...

Cadre institutionnel italien : les trois réformes majeures dans le domaine de la gestion de l'eau

Le cadre institutionnel italien a subi au cours de ces deux dernières décennies trois réformes majeures dans le domaine de la gestion de l'eau : la loi sur la conservation de l'eau et des sols (1989), la loi Galli (1994) et la Directive-cadre sur l'eau de l'UE (2000).

Directive-cadre sur l'eau de l'UE (DCE)

Depuis 2000, la DCE ou Directive-cadre sur l'eau de l'UE intervient dans le développement du cadre juridique, stratégique et institutionnel italien dans plusieurs optiques : d'une part, la protection et le rétablissement d'une eau propre en Italie et d'autre part, une utilisation durable à long terme pour 2015. L'Italie s'était engagée à atteindre un « bon état écologique et chimique ». Toutefois, 36% des masses d'eau de surface et 11% des masses d'eau souterraines n'ont pas atteint ces objectifs qui ont, par conséquent, été reportés en 2021 ou 2027 (OCDE, 2013).

Globalement, l'Italie n'est pas un cas à part entière en matière de non respect des objectifs fixés par la DCE. En effet, il résulte des directives européennes de l'environnement un clivage entre les pays n'éprouvant pas de difficultés à les territorialiser et ceux qui au contraire en éprouvent. La territorialisation se fait notamment au travers de la mise en œuvre et de l'application du droit européen de l'environnement par les acteurs nationaux et locaux en vue de recomposer l'organisation et le fonctionnement du champ politique et de projet de territoires existants. L'Italie fait partie du groupe de pays éprouvant une difficulté à mettre en place ces directives européennes. La principale cause réside dans l'hétérogénéité et l'incomplétude des dispositifs institutionnels, législatifs et réglementaires nécessaires pour accompagner l'organisation administrative. De plus, les lois sur l'eau de ces pays sont soit, trop anciennes et peu appropriées aux objectifs récents ou au contraire, trop récentes avec un dispositif qui n'est pas encore opérationnel (Ghiotti, 2011).

Le code de l'environnement de 2006 a permis d'introduire les exigences de la DCE dans le cadre juridique italien conduisant au réaménagement de l'ensemble de la législation environnementale et à la définition de normes environnementales relatives à l'eau ainsi que de conditions en matière de gestion des ressources. Pour ce faire, le territoire italien a été divisé en huit districts hydrographiques (Serchio, Padane, Alpes orientales, Apennin septentrional, Apennin central, Apennin méridional, Sardaigne et Sicile) (**Figure 1 et Tableau 1**) tandis que des normes environnementales et de santé publique ont été définies pour les ressources en eau. Par ailleurs, une analyse économique de la gestion de l'eau a également été mise en place, intégrant le principe du recouvrement intégral des coûts. Néanmoins, le processus de réforme s'est étalé dans le temps laissant certaines dispositions de la DCE en attente comme le montre le **Tableau 2**. La division en districts hydrographiques n'est pas optimale et laisse difficilement place à une gestion efficace des cours d'eau. La principale cause réside dans l'absence de coordination dans la répartition des tâches de gestion de l'eau entre les acteurs issus de divers niveaux d'administration : administration centrale, administrations régionales, autorités de bassin ou de district hydrographique, ATO, provinces et comités d'irrigation et de bonification

(OCDE, 2013). Au vu du découpage territorial des districts hydrographiques, on peut comprendre cette absence de coordination. En effet, les districts couvrent plusieurs régions et bassins hydrographiques ce qui complexifie la coordination en termes de gestion. De plus, le district Apennin septentrional présente une discontinuité et, est séparé en deux entités en raison de la présence du district Serchio. De prime abord, la superficie des districts est très variable couvrant de 1.600 km² à 74.000 km², induisant une diversité en termes de complexité de gestion.

En vue d'atténuer la fragmentation institutionnelle et territoriale de la politique de l'eau liée à la multitude d'acteurs pluri-niveaux interdépendants, le Cadre de gouvernance pluri-niveaux de l'OCDE a identifié sept principaux problèmes de capacité et de coordination couramment rencontrés par les pays indépendamment de leur dispositif institutionnel, de leurs caractéristiques hydrographiques et de l'organisation de leur politique de l'eau (**Tableau 3**). L'OCDE (2013) émet diverses recommandations en matière de gouvernance des ressources en eau en vue de l'améliorer. Elle recommande d'une part, d'élaborer une vision stratégique commune sur le long terme en tenant compte des disparités territoriales en termes de disponibilité de la ressource (accès/quantité/qualité), des priorités de l'action publique et des capacités d'initiative et d'engagement de sorte à définir des objectifs politiques plus clairs et conformes à la DCE et d'améliorer les performances du secteur de l'eau en stimulant l'engagement collectif. D'autre part, elle prône de simplifier les dispositifs institutionnels de gestion des bassins hydrographiques et de les rendre plus efficaces en les faisant concorder avec la limite des bassins et en mettant en place une seule autorité par district. Il faudrait également veiller à ce que l'autorité de réglementation dispose de moyens financiers et humains en suffisance que pour assurer les principales fonctions de réglementation des secteurs de distribution et d'assainissement de l'eau. Enfin, l'OCDE encourage à améliorer l'acquisition et le traitement des données relatives aux aspects économiques et financiers de la gestion des ressources en eau ainsi que leur diffusion.

Par ailleurs, la réforme de 2006 a entraîné la suppression de nombreuses autorités de bassins établies en 1989 et il a été envisagé la création de huit autorités de districts hydrographiques chargées des fonctions de planification et programmation. À la suite d'une forte opposition de la part de groupes d'intérêt et d'experts, ces autorités de districts n'ont jamais vu le jour. Il en a résulté la création en 2009 d'un nouveau cadre juridique qui confie à six autorités nationales de bassin existantes l'élaboration des premiers plans de gestion des bassins hydrographiques, en collaboration avec les régions relevant de chacun des districts. La problématique est que plusieurs autorités de gestion ont été assignées à un seul district d'où l'introduction de nouvelles complications (OCDE, 2013).

La succession de réformes et d'ajustements a inévitablement alimenté les conflits entre les autorités. Bien que les compétences de chaque autorité et administration soient définies par la loi, la hiérarchie entre les divers niveaux d'administration est peu claire. Par ailleurs, l'autorité de district est aujourd'hui considérée comme une source de conflits entre l'État et les régions. En effet, l'administration centrale s'est vue accroître son pouvoir en matière de gestion des bassins lorsque les autorités de bassin sont devenues les autorités de districts complexifiant ainsi la répartition des compétences autrefois plus clairement établies entre l'État et les régions (OCDE, 2013).

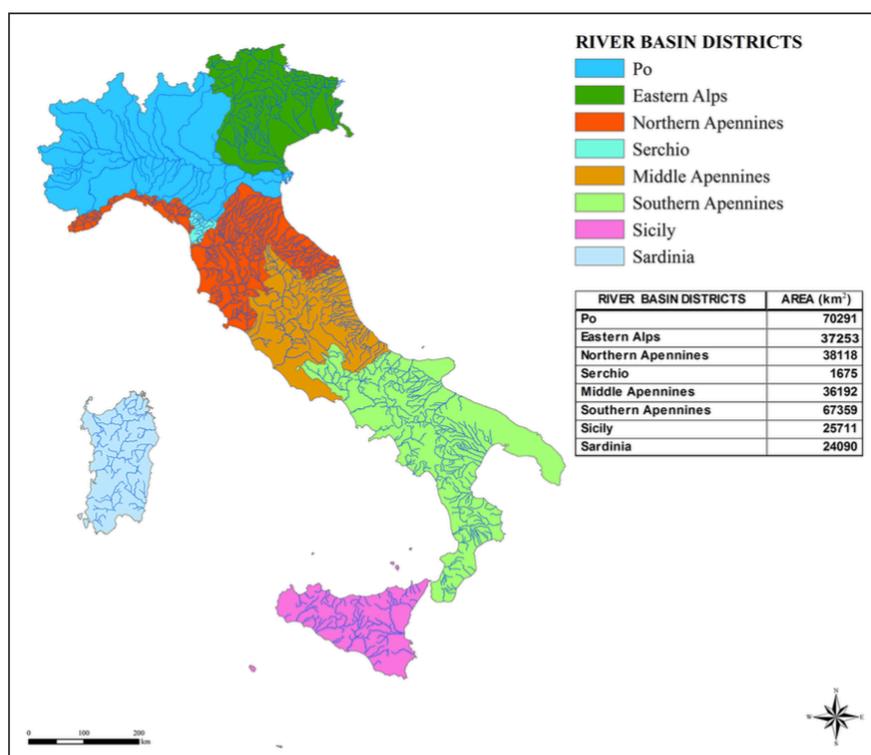


Figure 1. Délimitation des districts hydrographiques italiens (Istat, 2014).

District hydrographique	Superficie du bassin (km ²)	Autorités de bassin (AB) et régions désignées pour être en charge des districts hydrographiques	Régions incluses dans le district hydrographique
Alpes orientales	38.385	<ul style="list-style-type: none"> AB régionale pour l'Isonzo, le Tagliamento, la Livenza, le Piave, le Brenta-Bacchigliona AB nationale de l'Adige Région de Vénétie Province autonome de Trente 	Trentin-Haut-Adige, Frioul-Vénétie-Julienne, Vénétie
Padane	74.115	<ul style="list-style-type: none"> AB nationale du Pô Région du Piémont 	Emilie-Romagne, Ligurie, Lombardie, Piémont, Toscane, Vallée d'Aoste, Vénétie
Apennin septentrional	39.000	<ul style="list-style-type: none"> AB nationale l'Arno AB interrégionale de la Magra AB interrégionale de la Fiora AB interrégionale du Reno Région de Ligurie 	Emilie-Romagne, Latium, Ligurie, Marches, Toscane, Ombrie
Serchio	1.600	<ul style="list-style-type: none"> AB de Serchio Costa 	Toscane
Apennin central	35.800	<ul style="list-style-type: none"> AB nationale du Tibre 	Abruzzes, Emilie-Romagne, Latium, Marches, Molise, Toscane, Ombrie
Apennin méridional	68.200	<ul style="list-style-type: none"> AB nationale des Liri-Garigliano et Volturno Région de Campanie 	Abruzzes, Basilicate, Calabre, Campanie, Latium, Molise, Pouilles
Sardaigne	24.000	<ul style="list-style-type: none"> AB régionale de Sardaigne 	Sardaigne
Sicile	26.000	<ul style="list-style-type: none"> AB régionale de Sicile 	Sicile

Tableau 1. Districts hydrographiques et autorités de district dans le cadre de la Directive-cadre de l'UE sur l'eau (OCDE, 2013).

La directive-cadre sur l'eau de l'UE de 2000 (2000/60/CE) fixe plusieurs objectifs comme la prévention et la réduction de la pollution, la promotion d'une utilisation durable de l'eau, la protection de l'environnement, l'amélioration des écosystèmes aquatiques, et l'atténuation des effets des inondations et des sécheresses. Son objectif ultime est d'atteindre un « bon état écologique et chimique » pour l'ensemble des eaux communautaires (eaux intérieures de surface, eaux de transition, eaux côtières, et eaux souterraines) d'ici 2015.

Exigences de la DCE	État d'avancement de la mise en œuvre en Italie
<ul style="list-style-type: none"> Recenser tous les bassins hydrographiques situés sur le territoire national et les rattacher à des districts hydrographiques (les bassins s'étendant sur le territoire de plusieurs États membres seront intégrés à un district hydrographique international). 	<p>Les bassins hydrographiques ont été rattachés à des districts hydrographiques en 2006. Cependant, les districts hydrographiques recensés en Italie regroupent plusieurs sous-unités composées de différents bassins hydrographiques. La complexité du réseau hydrographique du pays (régions dépourvues de cours d'eau, régions dotées de grands cours d'eau, barrière des Apennins, transferts d'eau) a donné lieu à un regroupement complexe de petits et moyens bassins hydrographiques qui doit encore être simplifié.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Désigner l'autorité compétente pour l'application des règles prévues par la directive au sein de chaque district hydrographique. 	<p>Des autorités existantes ont été désignées en 2006, puis en 2009 pour établir les plans de gestion des bassins hydrographiques. Comme le prévoit l'article 3 de la DCE, l'Italie a communiqué à la Commission européenne la liste des autorités compétentes désignées pour l'application de la directive, mais avec un certain retard. Les autorités de district n'ont pas été mises en place en raison d'un cadre juridique incomplet, faute du décret ministériel sur le regroupement et le transfert de compétence et de financement des autorités de bassin existantes aux nouvelles autorités.</p>
<ul style="list-style-type: none"> D'ici 2004 au plus tard, entreprendre une analyse des caractéristiques de chaque district hydrographique ; une étude des incidences de l'activité humaine sur l'état des eaux ; une analyse économique de l'utilisation de l'eau ; établir un registre des zones nécessitant une protection spéciale ; et recenser toutes les masses d'eau utilisées pour le captage d'eau destiné à la consommation humaine fournissant en moyenne plus de 10 m³ par jour ou desservant plus de cinquante personnes. 	<p>Travaux en partie réalisés par l'autorité compétente en juillet 2006 avec un an de retard.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Avant 2009, établir des plans de gestion pour la période 2009-15 pour chaque district hydrographique, en tenant compte des résultats des analyses et études réalisées. 	<p>Les plans de gestion ont été établis avant 2010, mais l'analyse économique n'est que partiellement effectuée. Il n'a pas été établi de programmes de surveillance de l'état des eaux de surface et des eaux souterraines. Même s'ils respectent les exigences de la DCE, les programmes de mesures destinés à atteindre les objectifs de « bon état » des eaux fixés pour les bassins hydrographiques doivent être établis sous une forme suffisamment détaillée. Les plans de gestion des bassins hydrographiques contiennent une analyse des caractéristiques des masses d'eau. Le bon état écologique des eaux est défini, mais dans la plupart des cas, il repose sur un système de classification qui n'est pas conforme à la DCE, en raison du retard pris dans le passage à un nouveau système de surveillance ainsi que dans la mise en place de nouvelles méthodes en la matière.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Encourager la participation de tous les acteurs à la mise en œuvre de cette directive-cadre, en particulier en ce qui concerne les plans de gestion des districts hydrographiques (ils doivent être soumis à une consultation publique pendant au moins six mois). 	<p>Application partielle. Les plans de gestion sont soumis à une consultation publique pendant deux mois et à une évaluation environnementale stratégique.</p>
<ul style="list-style-type: none"> À partir de 2010, veiller à ce que la politique de tarification de l'eau incite les usagers à utiliser les ressources de façon efficace et à ce que les différents secteurs économiques contribuent à la récupération des coûts des services d'eau, notamment ceux liés à l'environnement et aux ressources. 	<p>Application partielle. Des progrès ont été réalisés concernant l'augmentation des redevances de distribution d'eau et d'assainissement. Les redevances de prélèvement pour l'industrie et l'agriculture sont toujours faibles et ne permettent pas de récupérer les coûts des services d'eau. Certains usagers ne sont toujours pas soumis à une redevance de prélèvement.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Avant 2012, mettre en œuvre les plans de gestion destinés à prévenir la détérioration, à améliorer et restaurer les masses d'eau de surface, à aboutir à un bon état chimique et écologique de ces eaux au plus tard en 2015, et à réduire la pollution issue des rejets et émissions de substances dangereuses. 	<p>En suspens. Dans certains cas, il est demandé aux autorités de bassin de préparer des programmes opérationnels pour veiller à ce que les mesures prévues dans les plans soient opérationnelles en 2012.</p>
<ul style="list-style-type: none"> Protéger, améliorer et restaurer toutes les masses d'eau souterraines, lutter contre la pollution et la détérioration de ces eaux, et assurer un équilibre entre les prélèvements et le renouvellement des eaux souterraines ; préserver les zones protégées. 	<p>En cours</p>

Tableau 2. Exigences de la Directive-cadre sur l'eau de l'UE et état d'avancement de leur mise en œuvre en Italie (OCDE, 2013).

Déficit administratif	<p>Non-concordance géographique entre les frontières hydrologiques et administratives. Ce décalage peut être à l'origine de déficits de ressources et d'approvisionnement.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'instruments pour agir de façon efficace à une échelle appropriée.
Déficit d'information	<p>Asymétrie, volontaire ou non, de l'information (quantité, qualité, type) entre les différents acteurs intervenant dans la politique de l'eau.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'instruments pour communiquer et partager l'information.
Déficit de politique	<p>Fragmentation sectorielle des tâches relatives à l'eau entre les différents ministères et organismes.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin de mécanismes pour établir des approches pluridimensionnelles/systémiques et pour donner l'impulsion et susciter l'engagement politique requis.
Déficit de capacités	<p>Insuffisance des capacités scientifiques, techniques, infrastructurelles des acteurs locaux pour concevoir et mettre en œuvre les politiques de l'eau (taille et qualité de l'infrastructure, etc.) et les stratégies requises.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'instruments pour renforcer les capacités locales.
Déficit de financement	<p>Irrégularité ou insuffisance des recettes nuisant à la mise en œuvre effective des responsabilités au niveau infranational, des politiques intersectorielles et des investissements requis.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin de mécanismes de cofinancement.
Disparité des objectifs	<p>Logiques différentes créant des obstacles à l'adoption d'objectifs convergents, notamment en cas de divergence des motivations (problèmes affaiblissant la volonté politique de s'impliquer réellement dans l'organisation du secteur de l'eau).</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'instruments pour aligner les objectifs.
Déficit de responsabilisation	<p>Difficulté d'assurer la transparence des pratiques des différentes parties prenantes, due essentiellement au manque d'intérêt, de sensibilisation et de participation et à l'implication insuffisante des utilisateurs.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'instruments pour renforcer la qualité institutionnelle. • Besoin d'instruments pour renforcer le cadre d'intégrité au niveau local. • Besoin d'instruments pour renforcer la participation des citoyens.

Tableau 3. Cadre de gouvernance pluri-niveaux de l'OCDE : un outil pour déceler les déficits de capacités et de coordination dans le secteur de l'eau (OCDE, 2013)

Loi sur la conservation de l'eau et des sols (1989)

Avant l'introduction de la loi sur la conservation de l'eau et des sols, les responsabilités en matière de gestion des eaux relevaient des compétences de l'État et des régions respectivement, pour les questions de disponibilité et de qualité des ressources. L'instauration de la loi de 1989 a permis la coordination des politiques sectorielles relatives à l'utilisation de l'eau, à la réduction de la pollution de l'eau ainsi qu'à la conservation des sols. Elle est innovante dans trois domaines : la définition de bassins hydrographiques comme zone optimale d'intervention pour une politique intégrée de protection des sols et de gestion de l'eau, la création d'autorités de bassin chargées de la gestion de l'eau impliquant à la fois les régions et l'État et l'élaboration de plans de bassins hydrographiques. Sur base de cette loi, le pays a été divisé en 6 bassins hydrographiques d'importance nationale, 18 bassins d'importance interrégionale et 20 bassins d'importance régionale. À la suite de la mise en place du nouveau cadre de gestion des eaux nationales en 2006, ces bassins hydrographiques ont été regroupés en districts hydrographiques présentés ci-dessus (OCDE, 2013).

Loi Galli et Merli (1976 et 1994)

À partir de 1976, l'Italie a entrepris une réforme de l'organisation et de la régulation de son système de gestion de l'eau au travers de la création de deux lois dites loi Merli et loi Galli afin d'améliorer l'efficacité du secteur et la qualité du service (Guerin-Schneider *et al.*, 2002 &

Argento et Van Helden, 2010). La réorganisation du secteur de l'eau en un système complexe reposant sur un découpage territorial et la responsabilité des municipalités dérivent de ces lois (Sintomer *et al.*, 2010).

La loi Merli date de 1976 et renvoie à la fixation des rôles respectifs dans la gestion de l'eau, de chaque niveau administratif à savoir, les communes, les provinces et l'État. Cette réforme s'inscrit dans un contexte de forte décentralisation de la gestion des services en eau avec notamment en 1987, 23.500 unités physiques réparties entre 13.000 gestionnaires. Cet éclatement des services constitue une forte caractéristique du pays (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

La loi Galli a, quant à elle, été introduite en 1994 par Giancarlo Galli et constitue un changement radical de la gestion de l'eau en Italie. Elle a permis en encourageant la rationalisation du secteur et le regroupement, l'atténuation de la fragmentation territoriale des services d'eau et d'assainissement (OCDE, 2013). Outre l'introduction du concept de services des eaux intégrés (*Servicio idrico integrato*), cette loi visait quatre principaux objectifs (Guerin-Schneider *et al.*, 2002 & Citroni *et al.*, 2007 & Citroni, 2010 & Sintomer *et al.*, 2010):

- I. **Regrouper les communes** de sorte à améliorer la gestion des services par transfert des responsabilités à des structures transversales : *les zones territoriales optimales ou Ambiti Territoriali Ottimali (ATO) (Figures 2 et 3)*. Ces périmètres ont été imposés par la région lorsqu'ils n'étaient pas volontairement effectués. Par ailleurs, leur délimitation reposait sur trois éléments : le respect du bassin versant, la centralisation des ressources et la création d'effets positifs à grande échelle. Il s'agissait là d'une relation de concession entre les communes et la zone à laquelle elles appartiennent où la propriété des ressources relève du public mais où l'exploitation, la maintenance et les investissements sont remis aux mains de l'opérateur. Cet objectif tentait également de contrer la fragmentation des services et ainsi d'effectuer des économies d'échelle ;
- II. **Créer les conditions de l'efficacité économique et financière** des services de l'eau au travers de la fixation d'un prix basée sur un plan d'investissement relatif à chaque zone territoriale optimale et sur un ensemble de règles. En 1990, la moitié des gestions relevait encore de la compétence des administrations communales or, il n'était pas possible de connaître les budgets municipaux alloués au service des eaux. Une vision claire des coûts, contraintes, opportunités et stratégies de développement devait donc émerger de la centralisation du service. Ainsi, au sein de chacune des ATOs, les municipalités devaient être rassemblées et supervisées par les autorités des zones de gestion optimale ou *Autorita di Ambiti Territoriali Ottimali (AATO)* soit, sous forme de contrat soit, dans le cadre d'un partenariat. Il s'agissait de l'acteur institutionnel central de la réforme qui dépendait des services provinciaux. Le rôle des AATOs était de définir un plan de gestion fixant le cadre légal des activités, du modèle de gestion et du budget. L'AATO se voyait ainsi confier une double mission à savoir, repérer les installations existantes et confier à un tiers de nature juridique publique, privée ou mixte la gestion et le contrôle du respect du contrat par le gérant en termes de tarifs, d'investissements et de qualité de service ;
- III. **Améliorer la qualité du service rendu** au travers d'une vision intégrée du cycle de l'eau et la prise en compte des usagers. Selon une logique d'intégration verticale, chacune des ATOs devait posséder un système de gestion intégrée des services en eau dont une seule

compagnie serait en charge depuis le prélèvement jusqu'au traitement des eaux usées. En réalité, la loi n'oblige pas à choisir un seul gérant au sein de chaque ATO mais elle l'encourage pour favoriser la coordination. C'est aux municipalités que revenait le choix de l'entreprise responsable de la gestion des eaux de même que le type de système de gestion (sur les 106 compagnies de gestion des eaux en Italie, on retrouve 5 entreprises privées, 31 sociétés d'économie mixte et 64 entreprises publiques de droit privé ainsi que des partenariats). Au travers d'une politique tarifaire, les municipalités devaient exercer un contrôle de gestion sur les entreprises, le tarif devant couvrir tous les frais y compris ceux liés au service et à l'investissement. Ainsi, il y aurait séparation entre les fonctions de contrôle et d'intervention de la gestion depuis l'extérieur, assurées par les AATOs au travers de la fixation d'investissements, de tarifs et de standards et les fonctions de gestion relevant des sociétés de gestion sous forme de délégation qui assureraient la distribution des services en eau ainsi, que l'entretien des installations. Par ailleurs, la Charte du système de gestion intégrée garantit les droits des usagers ;

IV. **Planifier la gestion de l'offre et la demande** et soumettre les usages de l'eau à un régime d'autorisation plus strict.

Le contenu de la réforme n'a été que partiellement mis en œuvre. En effet, la réforme n'est, à ce jour, pas achevée et les premières applications ont été seulement observées en 1999. En 2006, 87 des 91 AATOs étaient créées or, seule la moitié des compagnies intégrées des services en eau avaient été conçues soit, 43 sur les 91 prévues parmi lesquelles la majorité était des entreprises mixtes ou gérées par les municipalités. De plus, la plupart des ATOs comptaient plusieurs fournisseurs (700 actifs sur le territoire national) ce qui n'a pas permis de défragmenter le secteur à l'échelle espérée (Argento et Van Helden, 2010).

L'explication de la réalisation partielle de la réforme de 1994 réside dans cinq éléments (Argento et Van Helden, 2010):

- I. **Le contenu de la réforme** imposait des changements radicaux au caractère révolutionnaire (les régions auraient dû légiférer dans les six mois) et élaborés par le gouvernement central sans concertation avec les principaux acteurs devant les mettre en œuvre à savoir, les régions et les municipalités ;
- II. **Les réactions des organisations** n'étaient pas favorables aux changements. En effet, la plupart des organisations ne tiraient pas d'avantage de la réforme hormis les compagnies plus importantes qui voyaient au travers de celle-ci la possibilité d'étendre leurs activités ;
- III. **Les relations en réseau** n'étaient pas propices aux changements. La fragmentation du secteur et le manque de volonté de coordination de la part des parties prenantes agissant à diverses échelles n'ont pas permis la création des coalitions nécessaires pour résoudre les problèmes communs. Par ailleurs, l'absence d'adhésion au contenu de la réforme résultant du fossé entre les niveaux de gouvernance centrale et locale a favorisé les décisions axées sur les besoins régionaux et locaux même si elles ne s'inscrivaient pas dans les prescriptions de la réforme. De plus, le manque de cohésion entre les entreprises actives dans le secteur de l'eau n'a pas permis d'aboutir à un compromis ;

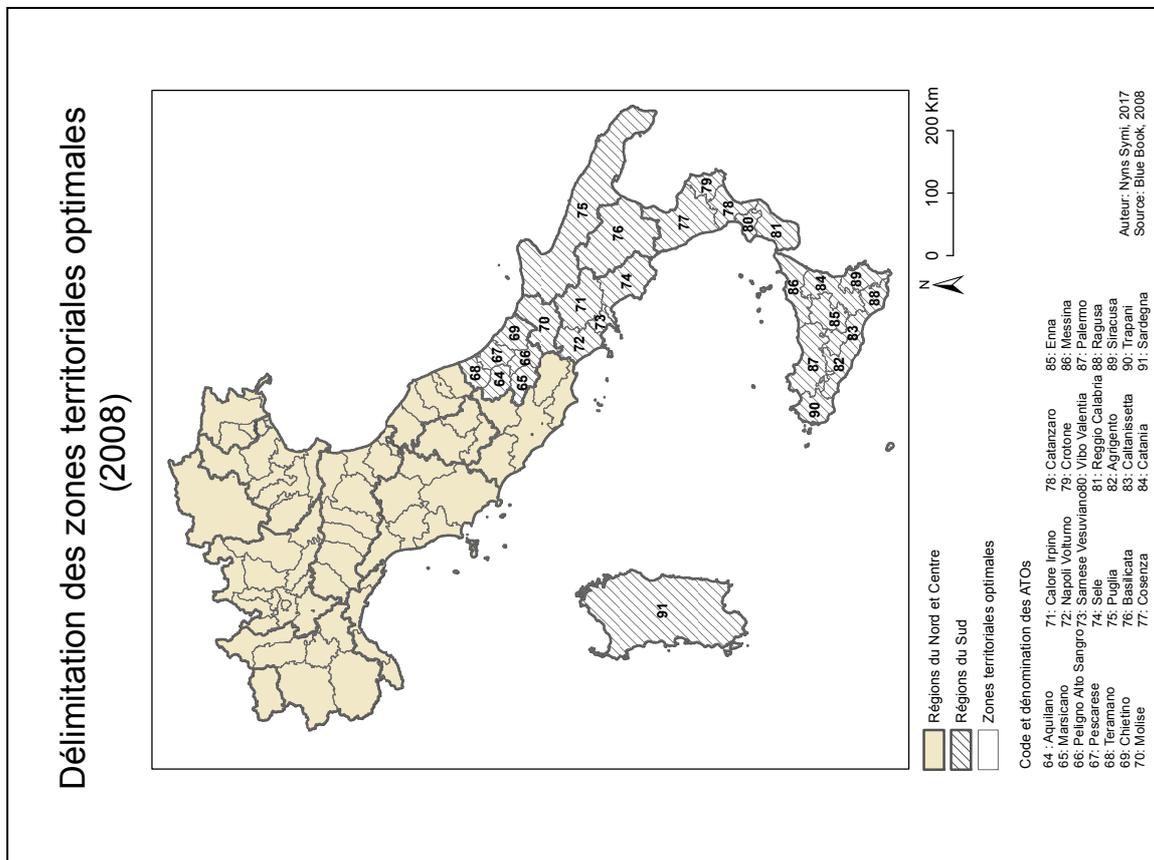


Figure 2. Délimitation des zones territoriales optimales italiennes en 2008.

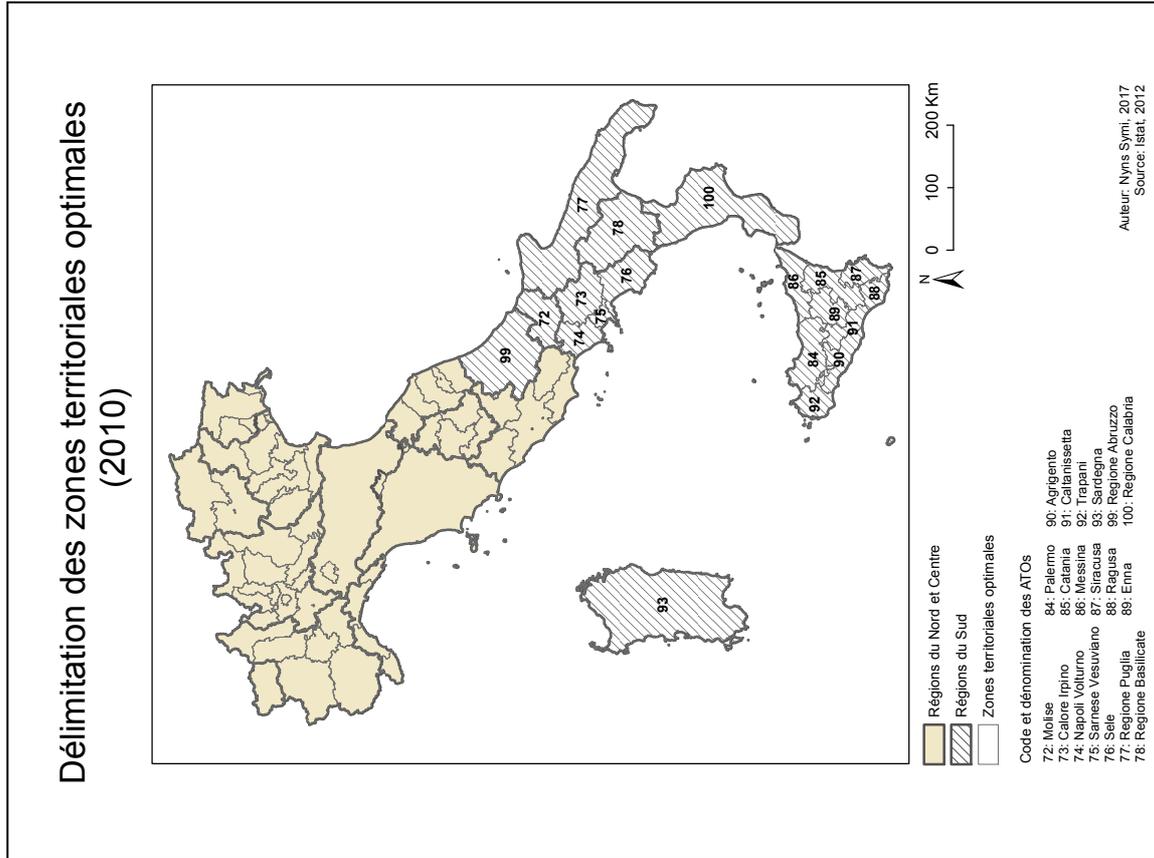


Figure 3. Délimitation des zones territoriales optimales italiennes en 2010.

- IV. **Les procédures institutionnalisées** ont entravé l'application du contenu de la réforme. La création des AATOs supposait la coordination entre les municipalités qu'elle regroupait. Toutefois, les divergences décisionnelles relatives à la gestion des services intégrés et politiques n'ont pas permis cette coordination. De plus, la privatisation des services en eau au sein des AATOs n'a pas été appliquée étant donné qu'elle supposait l'augmentation des tarifs de l'eau entraînant donc le mécontentement des usagers ;
- V. **La réforme générale de la gestion des services publics locaux** a créé un cadre juridique national instable qui s'est ressenti dans la mise en œuvre de la réforme au travers de sa flexibilité. En effet, le législateur a imposé en 2002, la délégation de la prestation des services publics locaux via des appels d'offres publics de sorte à favoriser la privatisation. Toutefois, en 2004, la délégation des services publics locaux à des entreprises mixtes ou publiques était de nouveau autorisée.

Quinze ans après la réforme, 69 ATOs ont confié la gestion à un ou plusieurs gérants. Parmi les 114 sociétés de gestion concernées, 51% sont publiques, 27% mixtes et 6% privées en comparaison à la situation de 1990 où les organismes de gestion étaient chiffrés à 8.000 et où 83% étaient des régies communales, 9% des entreprises publiques, 3% des entreprises privées et 5% d'autres formes de gestion. On distingue toutefois des tendances régionales en termes de gestion avec une prépondérance de sociétés de droit public au nord du pays, des sociétés d'économie mixte au centre et des sociétés privées au sud en raison de l'absence de sociétés publiques préexistantes (Citroni, 2010).

Actuellement, les contextes régulateur et organisationnel nécessaires à la mise en œuvre d'une gestion intégrée des services en eau sont toujours absents dans certaines ATOs tandis qu'au sein de la plupart de ces dernières, les services relatifs à l'eau potable, au système d'égouts et au traitement des eaux sont gérés par un grand nombre de compagnies. Par ailleurs, différents accords contractuels relatifs à la fourniture de services d'eau intégrés sont présents au sein d'une même ATO. Ces éléments conduisent à une absence d'efficacité opérationnelle ainsi qu'à une inégalité en termes de tarif et de qualité du service. Plusieurs défauts¹ sont donc apparus à la suite de la mise en place de la loi Galli dont l'absence de prise en compte des disparités régionales². Pour corriger ces défauts, la réforme de la gestion intégrée de l'eau urbaine de 2010 a mis en place la suppression des AATOs en tant qu'entités juridiques sans pour autant leur définir un successeur. Cela a conduit à une série d'ambiguïtés et d'incertitudes. Dans la plupart des cas, les régions bien que ce soit à titre temporaire, assurent les fonctions des AATOs d'où la fusion de la plupart des ATOs à l'échelle régionale (OCDE, 2013).

Le **Tableau 4** synthétise la réforme du secteur de l'eau en Italie au travers de ses objectifs, ses moyens, sa stratégie de mise en œuvre et ses résultats. Ces derniers concernent pour la

¹ Un déficit d'expertise et d'autorité vis-à-vis des prestataires de services, des données fournies par les prestataires alors qu'elles servaient de base au contrôle externe ne permettant pas ainsi une évaluation indépendante, des décisions négociées et prises en dehors des assemblées des ATOs, des autorités qui ne possèdent pas les capacités techniques nécessaires pour négocier avec les prestataires, l'absence de projets de planification stratégique des bassins hydrographiques dans les plans d'investissement des ATOs qui traduisaient davantage les demandes locales ou encore, la conception des contrats de service trop vagues vis-à-vis des imprévus et des règles de révision des tarifs (OCDE, 2013).

² Par exemple, la région des Pouilles qui se caractérise par un besoin chronique en eau tandis que la Calabre, bien qu'elle dispose d'abondantes quantités d'eau, est limitée par l'absence d'infrastructures de distribution et de plans de traitements (Lo Storto, 2014).

plupart la réglementation, le niveau exécutif n'ayant obtenu des résultats que partiels même si on observe la création des compagnies des eaux intégrées et des tarifs de l'eau intégrés. Ce tableau peut être complété par les facteurs ayant entravé la réalisation des changements opérés à savoir, l'absence d'esprit d'entreprise, la fragmentation du secteur, le caractère radical des changements, l'introduction permanente de nouvelles règles, le désaccord entre les diverses parties prenantes, la résistance des échelons locaux et régionaux face aux idées de réforme du gouvernement central, les pratiques fortement institutionnalisées, le désaccord général face à la privatisation ainsi que l'absence de coordination sur le territoire national (Argento et Van Helden, 2010).

Par ailleurs, la stratégie de mise en œuvre initiale de la réforme était descendante dans le sens où elle portait sur l'intégration des organisations du secteur de l'eau et des tarifs dans l'optique de défragmenter et d'améliorer l'efficacité du secteur (Argento et Van Helden, 2010).

<i>Projet de réforme</i>	<i>Italie</i>
Objectif	Amélioration de l'efficacité et de l'efficacité dans la gestion des services d'eau.
Moyens	Révision de la gouvernance : <ul style="list-style-type: none"> - réorganisation territoriale du secteur ; - instauration de régulateurs locaux et du Comité national de supervision ; - création de compagnies des eaux intégrées ; - mise au point d'un tarif de l'eau intégré.
Stratégie de mise œuvre	Passage d'une approche descendante à une approche ascendante.
Résultats obtenus	Projets de collaboration entre les maillons de la chaîne ; Améliorations dans l'efficacité (en particulier dans les maillons que sont l'eau potable et le traitement des eaux usées) grâce à une modernisation constante et à des analyses comparatives.

Tableau 4. Projet de réforme du secteur de l'eau en Italie (Argento et Van Helden, 2010).

On peut également établir le lien entre les composantes de base du cadre théorique des réformes identifiées sur base des cadres proposés par Hood en 1995, Greenwood et Hinings en 1996, Lüder en 2002 et Pollitt et Bouckaert en 2004 (**Figure 4**) et le contenu et les processus de réformes en Italie (**Tableau 5**). Le processus de changements initié par la réforme résulte de différents facteurs. Ces facteurs sont repris dans la figure ci-dessous mais méritent une explication détaillée (Argento et Van Helden, 2010).

Les motivations des réformes peuvent soit, découler d'un mécontentement vis-à-vis de la situation en cours ou soit, s'inscrire dans une réforme plus globale. Le contenu de ces réformes peut être mis en œuvre de façon radicale c'est-à-dire en intégrant une forme d'organisation totalement nouvelle ou de façon convergente avec des modifications mais qui ne remettent pas en cause l'archétype d'organisation existante. Par ailleurs, les réactions des organisations peuvent se traduire, selon le degré d'acceptation de la réforme, au travers de mouvements de résistance ou au contraire de coopérations. Les relations que ces organisations entretiennent créent des réseaux qui leur permettent de résister au changement dans le cas où elles n'y sont pas favorables. Toutefois, le degré de cohésion au sein du réseau va intervenir dans la réalisation du contenu de la réforme. De plus, l'institutionnalisation des procédures peut également entraver la réforme. En effet, les idées, pratiques et les règles sont ancrées dans les organisations et leur remise en question peut s'avérer être complexe (Argento et Van Helden, 2010).

Outre l'importance des facteurs à l'origine de la réforme, les circonstances contextuelles jouent également un rôle majeur dans la mise en œuvre de la réforme (Argento et Van Helden, 2010).

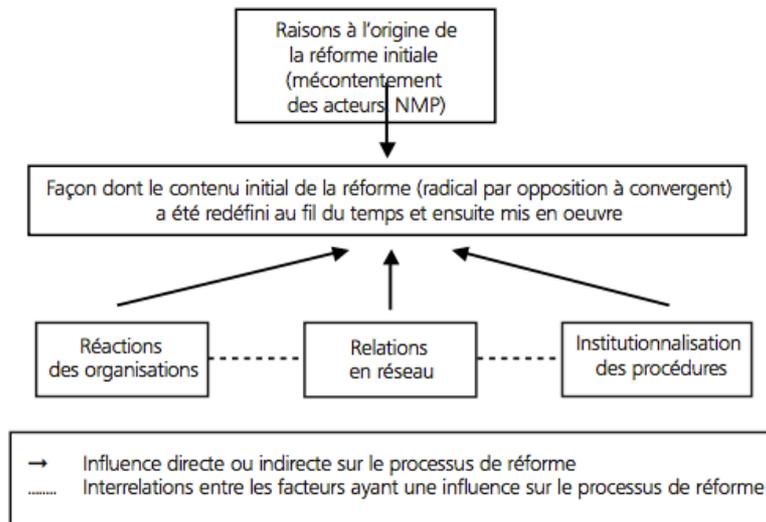


Figure 4. Cadre théorique des réformes (Argento et Van Helden, 2010).

Le caractère incertain de la réforme italienne est renforcé par le manque de partisans aux échelons locaux et régionaux, ces derniers n'étant pas conviés aux discussions sur le contenu de la réforme ainsi que par l'indépendance des gouvernements régionaux et locaux depuis la décentralisation du pouvoir (la réforme constitutionnelle de 2001) ce qui réduit le pouvoir du gouvernement central à conforter ces échelons aux lois et règles adoptées. Ces deux influences se renforcent mutuellement (Argento et Van Helden, 2010).

<i>Facteurs</i>	<i>Italie</i>
Facteurs de réforme	Mécontentement de certains ministères ; Tendance à la modernisation de l'administration publique ; Politique de la Commission européenne.
Contenu de la réforme	Changements descendants radicaux afin d'améliorer la transparence et l'efficacité ; Partiellement modifié au fil du temps en raison du passage d'une approche descendante à une approche ascendante.
Réactions des organisations	Résistance locale ; Comportement proactif de la part de certaines organisations dans le secteur de l'eau ; Hésitation de la part de certains acteurs au niveau central.
Relations en réseau	Relations puissantes, cohésion entre les groupes de parties prenantes, ce qui a facilité les solutions communes ;
Institutionnalisation des procédures	Institutionnalisation importante, acceptation et réalisation de changements radicaux peu probables ;

Facteurs nationaux non liés au cadre théorique	L'amélioration de l'efficacité est un facteur de réforme contesté ; Secteur public caractérisé par une tradition de recherche de consensus ; L'ampleur variable des différents types d'organisation dans le secteur de l'eau entrave la création de compagnies des eaux intégrées.
--	--

Tableau 5. Facteurs influençant la mise en œuvre des réformes dans le secteur de l'eau en Italie (Argento et Van Helden, 2010).

Entre 1989 et 2009, une série de lois se sont succédées et ont inspiré voire conforté la loi Galli. Il s'agit des lois sur la protection de l'environnement et sur la ressource hydrique et sa gestion, les lois sur la réforme administrative et institutionnelle des collectivités locales et de leurs activités économiques et enfin, les lois sur les réglementations de la concurrence dans le secteur des services publics locaux (Citroni, 2010).

La première date de 1989 et a été introduite ci-dessus. Comme déjà évoqué, elle prévoyait un système de coordination et de régulation, par des autorités de bassin, garantissant la protection du territoire et des ressources hydriques qui lui sont associées. Cette loi anticipait la loi Galli mais n'a suscité aucun intérêt et n'a pas eu de répercussions. De plus, elle n'a par la suite, pas été coordonnée avec la loi de 1994 dans la manière d'établir le lien entre les AATOs et les autorités de bassin. Les délimitations des ATOs privilégient sur base des lois de finances pour 2008, les limites administratives et non plus le critère de bassin hydrographique prévu par la loi Galli, de sorte à réduire la complexité institutionnelle de l'administration locale (Citroni, 2010). Les réformes relatives aux collectivités locales se sont mises en place en deux temps. Une première réforme datant de 1990 a contribué à l'organisation des autonomies locales au travers du renforcement de leur rôle institutionnel, de l'introduction de principes de gestion managériale et de la création d'entreprises spéciales affranchies du contrôle du conseil communal. Une seconde réforme datant de 1993 a entraîné un changement du cadre de gestion des services, renforçant le pouvoir des maires en leur confiant le rôle de nommer les dirigeants et représentants des entreprises spéciales. Le contrôle de gestion s'est opéré en 1995 et en 1997, un ensemble de lois et décrets a permis le renforcement de la gestion des collectivités locales et la conversion des entreprises spéciales en sociétés de droit privé. Les réformes institutionnelles et administratives se sont poursuivies en 2000 avec l'approbation du Texte Unique sur les collectivités locales et en 2001, la loi de réforme constitutionnelle. Ces réformes ont renforcé le positionnement des régions et collectivités locales dans la structure et le fonctionnement du pays (Citroni, 2010).

Privatisation des services en eau : un sujet à controverse

Les services hydriques sont traditionnellement un exemple de monopole naturel qui appartient au secteur public. Cependant, l'idée que la modernisation de ce secteur puisse améliorer positivement le bien-être de la population a suscité son passage progressif d'un monopole public à privé via des transferts de compétences et fonctions à des sociétés privées, ce qu'on appelle en d'autres termes, la privatisation (Sciandra, 2005). La privatisation des réseaux de distribution des eaux a véritablement pris une ampleur à la fin des années 1980 et s'insère dans le contexte politique et économique de la libéralisation économique pour laquelle la Grande-Bretagne a joué un rôle essentiel (Sintomer *et al.*, 2010). La gestion des services

hydriques par des acteurs privés remonte donc au début du XIX^e siècle tant en Europe qu'aux États-Unis. Toutefois, à la fin de ce siècle, les entreprises privées furent remplacées par le secteur public en raison des effets que la gestion privée engendrait sur la population d'un point de vue sanitaire et socio-économique (Ciervo, 2009).

Aujourd'hui, la privatisation renvoie au rachat des systèmes en eau par les firmes privées, à l'acquisition des droits d'exploitation sur les ressources par ces firmes ainsi qu'aux permissions exclusives et à la transformation de sociétés de droit public en sociétés de droit privé. Il s'agit donc soit, d'une coopération entre le secteur privé et public soit, d'une participation au secteur privé (Ciervo, 2009). En outre, on distingue deux types de modèle de privatisation : le modèle anglo-saxon où les installations et réseaux relèvent de l'appropriation privée et le modèle français où la gestion est déléguée sous diverses formes au privé. Pour ce deuxième modèle, on distingue l'affermage où les collectivités sont en charge de l'entretien des installations, de la concession où les installations relèvent tant pour l'entretien que pour le renouvellement de l'entreprise privée, ou encore de la régie intéressée où le rôle décisionnel est maintenu par la collectivité et où l'entreprise est rémunérée selon les résultats financiers de la gestion (Petrella, 2003).

Une des principales raisons pour laquelle on privatise les services en eau est la vétusté des infrastructures. En effet, les collectivités locales attendent de la privatisation une réduction de leur endettement et une déresponsabilisation vis-à-vis de l'entretien et de la maintenance de l'infrastructure alors que les multinationales sont dans une logique de rentabilité (Petrella, 2003). Swyngedouw (2005) met en évidence deux arguments pour la privatisation : l'échec de l'État mais aussi la « Tragedy of the Commons » où la privatisation et la production par le marché sont considérées comme optimales.

Sintomer, Herzberg et Houdret (2010) ont établi un tableau reprenant les arguments « pour et contre » la participation du secteur privé dans la gestion de l'eau (**Tableau 6**). Ce tableau traduit le changement d'éthique qui caractérise la gestion de l'eau. En effet, au travers de ce changement on oppose le bien-être de l'entreprise à celui du citoyen-usager ; les décisions sont prises dans un horizon temporel plus court et lorsqu'il y a délégation pour un nombre limité d'années, la durabilité des investissements n'est pas au centre des préoccupations. Ainsi, la ressource en eau et son allocation renferment une dimension sociale, politique, citoyenne mais également écologique (Sintomer *et al.*, 2010).

Postulats des défenseurs d'une gestion privée de l'eau	Postulats des défenseurs d'une gestion publique de l'eau
L'eau est un bien économique et potentiellement privé soumis aux contraintes financières et économiques.	L'eau est un bien social et public devant obéir au principe de l'équité sociale.
Les humains ont un besoin en eau, devant être satisfait par le paiement d'un service (une allocation minimale étant parfois subventionnée et alors gratuite pour le consommateur).	Le « droit de l'Homme à l'eau » incluant la possibilité de sa revendication et qui doit être assuré par la collectivité publique.
Le gestionnaire doit assurer un recouvrement des frais de gestion et d'investissement « à tout prix ».	Le gestionnaire doit assurer une allocation socialement équitable de l'eau, potentiellement subventionnée (par l'État, le gestionnaire ou bien un « cross-subsidising »).
Afin de faciliter la participation et l'investissement du secteur privé dans l'eau, le	Le cas échéant, le secteur public doit veiller à une répartition des coûts, des bénéfices et des risques

secteur public doit être obligé de fournir des garanties de sécurité publique.	d'investissement équitable entre secteur privé et public.
Le privé peut réaliser des économies d'échelle en utilisant le savoir-faire et les investissements-recherche de multinationales de l'eau.	Le public peut favoriser une coopération public-privée favorisant les économies d'échelles.
Le privé peut apporter rapidement des capitaux que le public ne peut mobiliser que beaucoup plus difficilement.	Sur le long terme, le privé fait payer aux consommateurs l'engagement initial de capital beaucoup plus cher que ne le ferait le public.
Le secteur privé permet en fin de compte un meilleur rapport qualité/prix pour les consommateurs, car il repose sur un mode d'organisation interne (gestion du personnel, etc.) soumis à des impératifs de performance et parce que la concurrence et le contrôle qu'organise l'État le poussent à la performance.	Le secteur public n'a pas besoin de faire des profits sur le service en eau ; Il peut adapter des techniques venues du privé (nouveau management public, benchmarking, etc) et/ou organiser des formes de contrôle démocratique, notamment à travers l'implication des élus et la participation des citoyens-usagers.

Tableau 6. Arguments « pour et contre » la participation du secteur privé dans la gestion de l'eau (Sintomer et al., 2010).

En tant qu'auteur engagé dans la lutte contre la privatisation, Ciervo (2009) dénonce les effets négatifs auxquels une privatisation complète des services hydriques peut conduire. D'abord, les services hydriques peuvent être l'objet d'une concurrence entre les acteurs privés pour l'obtention de leur concession pour une période limitée et renouvelable. Cette concurrence pour le marché se traduit par une réduction des coûts de gestion qui engendre l'aggravation de la qualité et distribution du service ainsi que la baisse des pratiques de protection environnementale. Ensuite, les entreprises privées n'ont d'intérêt pour les services hydriques que s'ils génèrent des profits, la logique étant la maximisation du profit. Cela signifie que les entrées doivent être supérieures aux coûts ce qui se traduit d'une part, en encourageant les consommations et/ou en augmentant les prix et d'autre part, en réduisant les coûts de gestion. Ainsi, la réduction des consommations n'est pas favorisée et les usagers aux revenus moindres ou situés en zone d'habitat éloignée seront défavorisés.

Les effets de la privatisation des services en eau sont donc principalement de nature socio-économique et politique. D'un point de vue socio-économique, la privatisation conduit à l'augmentation des tarifs, la diminution des coûts de gestion et des investissements ce qui réduit la qualité du service et de sa distribution. Peut-on garantir un service universel c'est-à-dire accessible à tous financièrement (Sciandra, 2005)? D'un point de vue politique, elle entraîne une diminution de la capacité décisionnelle et de contrôle par les gouvernements (Ciervo, 2009).

Petrella (2003) souligne, quant à lui, la problématique de la stabilité financière de l'entreprise privée. Quand sera-t-il de l'accès à ce service si cette dernière devient insolvable ?

Les principaux acteurs intervenants dans le processus de privatisation peuvent être classés en deux catégories : celle des institutions supranationales et des financements et celle des entreprises multinationales et du pouvoir économique.

La première catégorie regroupe notamment la Banque mondiale et le Fond Monétaire International créés en 1944 par les Accords de Bretton Woods et dont le rôle principal est d'inciter le financement à la libéralisation des services en eau et à la déréglementation du secteur. Dans le processus de libéralisation des services commerciaux, l'Accord Général sur le Commerce intervient également à l'échelle mondiale en tant qu'accord multilatéral et fait partie

de l'Organisation Mondiale du Commerce. Ces institutions supranationales encouragent³ le processus de privatisation qu'elles voient comme une opportunité pour améliorer l'efficacité et la transparence des gouvernements, financer les investissements et promouvoir la concurrence et ainsi, réduire les coûts.

La seconde catégorie intervient dans la privatisation des secteurs hydriques pour ses intérêts. En effet, l'eau est actuellement considérée comme une ressource stratégique dont l'impact sur l'économie mondiale est non négligeable. Ainsi, la gestion des services des eaux est calquée sur les intérêts de ces entreprises dont l'objectif est une rentabilité sur le court-terme plutôt que sur le moyen-long terme (Ciervo, 2009).

Sur base des héritages institutionnels et politiques, il peut y avoir soit, acceptation des processus de privatisation lorsqu'ils se sont inscrits dans une série de mutations progressives du service via des dispositifs de déplacements ou de conversion institutionnelle soit, rejet suite à des transformations brusques et d'ampleur considérable des principes préalables de gestion du service. Le processus de changement ainsi que son ampleur dépendent fortement de la nature du cadre institutionnel de par la capacité de veto des acteurs locaux et la nature plus ou moins wébérienne de l'administration centrale (stabilité des carrières et recrutement au mérite). Ces stratégies de changement ont défini le rythme, l'ampleur et les modalités de recomposition du pouvoir entre les anciens acteurs du service et ceux de la privatisation mais également de la marchandisation du service en sanctionnant fortement ou non les usagers les plus pauvres. Ainsi, le gradualisme permet l'acceptation sociale des privatisations en dépolitisant le mécanisme de réforme, en épargnant les usagers perdants et en graduant les effets négatifs de ces changements (Mayaux, 2010).

Outre la gestion privée des entreprises à la suite de la vente du système entier ou d'une de ses parties à une entreprise privée, il existe quatre principales formes de gestion de l'eau potable et de l'assainissement impliquant le secteur public et le secteur privé à différents degrés (Sintomer *et al.*, 2010).

- **la gestion publique directement prise en charge par une administration ou une régie** : le service des eaux est soit géré par un secteur de l'administration soit, par une régie contrôlée par l'autorité publique. D'une part, il peut y avoir indépendance du secteur public ou d'autre part, dépendance du secteur public au secteur privé pour certaines phases.
- **la gestion publique par une entreprise publique municipale** : l'entreprise municipale ou régionale qui gère les services en eaux détient un capital public mais de droit privé. La délégation de pouvoir d'une telle entreprise se fait en interne et est détenue par un manager tandis que le contrôle politique sur l'équipe administrative est variable selon les pays.
- **le partenariat public-privé** : l'intervention de capitaux privés avec des structures de type société d'Économie Mixte (SEM) est une conséquence de l'autonomie juridique des entreprises municipales. Ainsi, le partenariat public-privé est une collaboration entre

³ La Banque mondiale véhicule notamment sa vision en faveur du processus de privatisation au travers de financements destinés aux infrastructures et projets hydriques. Son capital appartient à 186 pays membres dont le pouvoir décisif varie selon le capital versé. Le Fond Monétaire International accorde, quant à lui, des prêts sur base de dispositions macroéconomiques. Cette institution supranationale intervient principalement dans les pays en voie de développement endettés où la gestion des services hydriques est concédée aux sociétés privées sur des périodes couvrant plusieurs dizaines d'années, les dépenses publiques ne permettant pas de financer les services de base. En 2000, elle a réitéré 40 prêts parmi lesquels 12 ont été accordés à condition d'une privatisation des services hydriques et de l'élimination des subsides (Ciervo, 2009).

des acteurs privés et des entreprises devenus copropriétaires et se partageant les bénéfices.

- **le contrat de délégation (leasing)** : il s’agit de l’externalisation d’un service entier sous forme d’un contrat Build-operate-transfer dans lequel le partenaire privé doit, pour une durée de trente ans, assurer sa participation à l’investissement initial nécessaire à la mise sur pieds de l’infrastructure. Le partenaire public est, quant à lui, chargé des garanties financières relatives aux investissements et du système lorsque le contrat arrive à expiration.

Gestion des eaux en Italie : acteurs et modèle

Le régime institutionnel

La conception, la réglementation et la mise en œuvre des politiques de l’eau à l’échelle nationale résultent de la participation de six ministères et organismes publics. Ainsi, la multiplicité des acteurs concernés au niveau de l’administration centrale et la diversité des autorités impliquées au niveau infranational caractérisent l’organisation institutionnelle italienne dans le domaine de l’eau. Le **Tableau 7** reprend les différents acteurs et leurs rôles respectifs en matière de gestion des ressources en eau tandis que la **Figure 5** reprend la schématisation institutionnelle de la gestion des ressources en eau (OCDE, 2013).

Acteurs	Rôles
Ministère de l’Environnement, de la Protection du territoire et de la mer (MATTM)	Responsable de la politique de l’eau et de la coordination des autorités de bassin hydrographique. En charge de la planification, détermination des priorités et de l’établissement des cadres généraux pour la gestion des ressources en eau et la fourniture des services.
Ministère des Infrastructures et des Transports (MIT)	Gère les infrastructures d’envergure nationale (transferts d’eau sur de longues distances).
Ministère des Politiques agricoles, alimentaires et forestières (MIPAAF)	Rôle majeur dans la planification stratégique, l’établissement des priorités, l’information et la surveillance et l’évaluation concernant l’usage de l’eau à des fins d’irrigation ainsi que l’utilisation de l’azote et des pesticides.
Ministère de Développement économique (MSE)	Rôle équivalent à celui du MIPAAF mais en matière d’utilisation des eaux pour usage industriel.
Ministère de la santé	Supervise les normes relatives à l’eau potable et participe à la surveillance des eaux.
Comité de surveillance de l’utilisation des ressources hydriques (COVIRI)	Responsable de la supervision des services d’eau en matière de définition et établissement des tarifs et de défense des intérêts des usagers. Depuis 2011, ces responsabilités ont été transférées à l’Autorité italienne de l’électricité et du gaz (AEEG).
Institut supérieur pour la protection et la recherche pour l’environnement (ISPRA) sous l’autorité du MATTM	Soutien technique pour la définition des normes et règles en matière de rejets d’eau, de collecte des données géophysiques et météorologiques et de coordination des agences régionales de la protection de l’environnement (ARPA).
Comité interministériel de programmation	Principal organe interministériel chargé de la

économique (CIPE)	définition de la politique économique du pays, de l'élaboration des budgets pluriannuels et du suivi de leur exécution.
Agence nationale pour les nouvelles technologies, l'énergie et l'environnement (ENEA) et l'Institut de recherche sur l'eau	Fourni les données, informations ainsi qu'un appui technique et scientifique.

Tableau 7. Acteurs et rôles respectifs dans la gestion des ressources en eau en Italie (OCDE, 2013).

Par ailleurs, plusieurs niveaux d'organes gèrent les ressources en eau et fournissent les services d'eau au niveau infranational. Ces niveaux résultent de l'inégale décentralisation et du retard de la mise en œuvre des réglementations nationales (**Tableau 8**) (OCDE, 2013).

Organes	Rôles
Régions et provinces	Superviser la surveillance qualitative et quantitative des eaux superficielles et souterraines, concevoir les plans relatifs à l'usage de l'eau, mettre à jour les instruments de planification et contrôler les plans d'investissement dans les services d'eau. Délivrer les autorisations de prélèvement et de contrôle de conformité.
Autorités de bassin	Établir les plans de gestion des bassins et assurer leur cohérence vis-à-vis des règles européennes, nationales, régionales et locales.
Autorités chargées des ATOs (AATO)	Établir les contrats relatifs à la distribution des eaux et à l'assainissement et superviser ces prestations. Concevoir les plans techniques et financiers, choisir les opérateurs, définir les tarifs et faire respecter les contrats relatifs à l'eau.
Comité d'irrigation et bonification	Contrôler la bonification des sols et la répartition de l'eau d'irrigation.
Collectivités locales	Mettre en œuvre des plans de gestion de l'eau adaptés selon les régions.

Tableau 8. Organes chargés de la gestion des ressources en eau en Italie et de la fourniture des services d'eau au niveau infranational (OCDE, 2013).

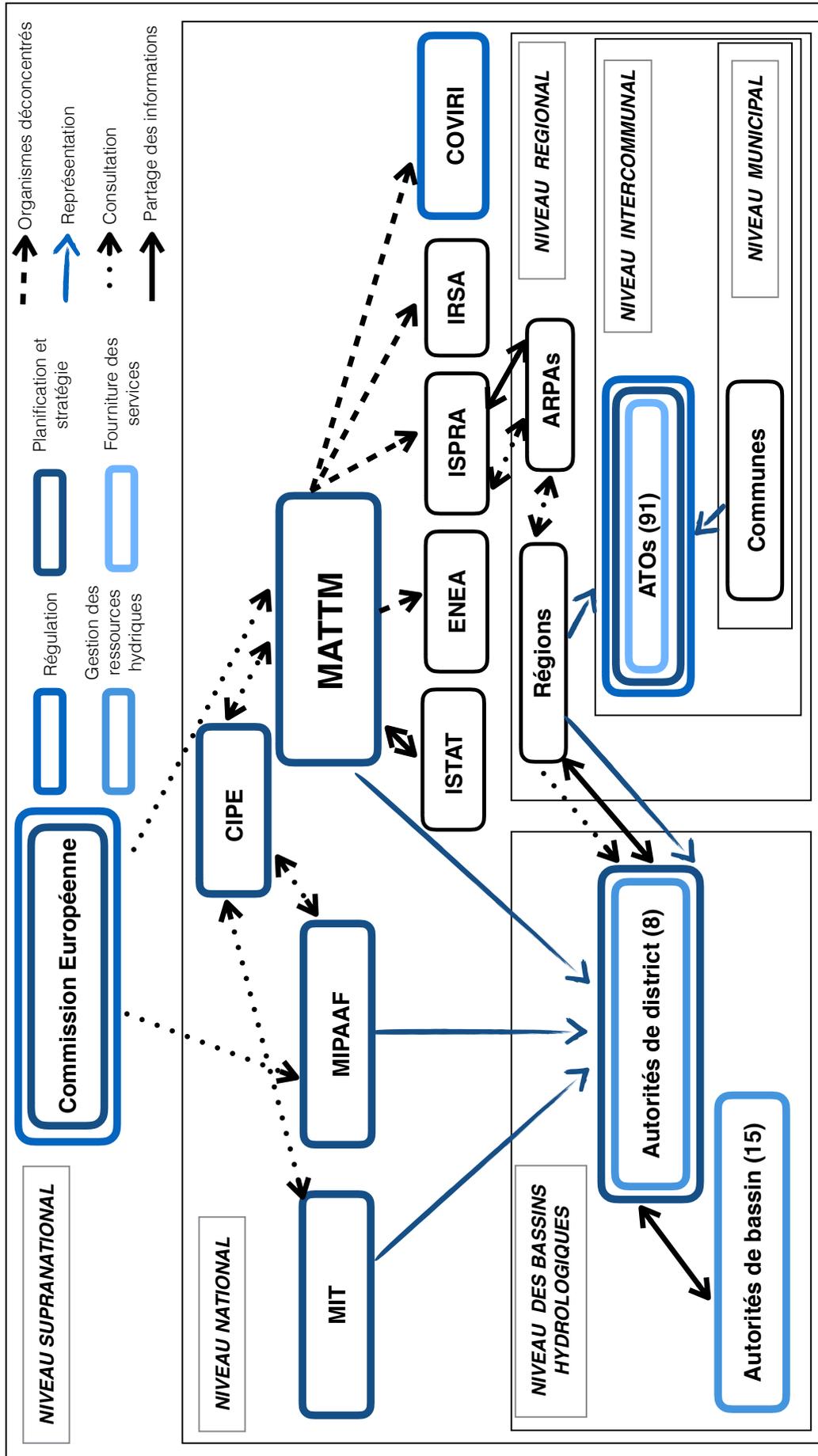


Figure 5. Schématisation institutionnelle de la gestion des ressources en eau en Italie (OCDE, 2013 ; modifiée).

Les principaux défis à relever par les pouvoirs publics italiens dans le domaine de l'eau sont identifiés dans la **Figure 6** (OCDE, 2012).

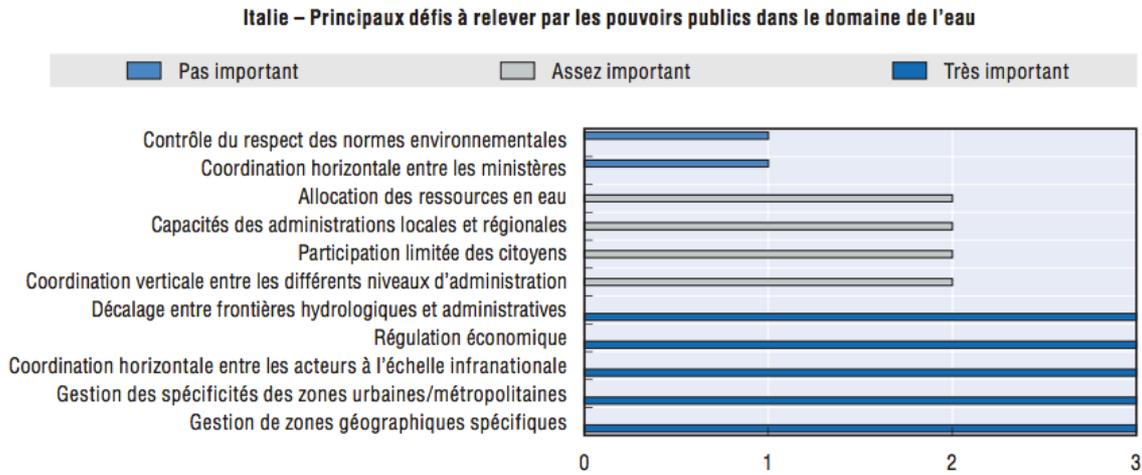


Figure 6. Évaluation finale des problèmes de gouvernance qui persistent en Italie dans le domaine de l'eau (OCDE, 2012).

Le système italien de gestion des eaux

Deux tendances caractérisent le système italien de gestion des eaux. D'une part, la tendance à la centralisation avec la création de périmètres optimaux de gestion, des opérateurs d'envergure nationale ou à l'échelle d'agglomérations ou encore, des instances nationales de régulation telles que les Ministères ou le Comité de Vigilance. D'autre part, la tendance à la gestion locale avec une majorité de petits exploitants et une volonté des collectivités de freiner le regroupement (**Figure 7**) (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

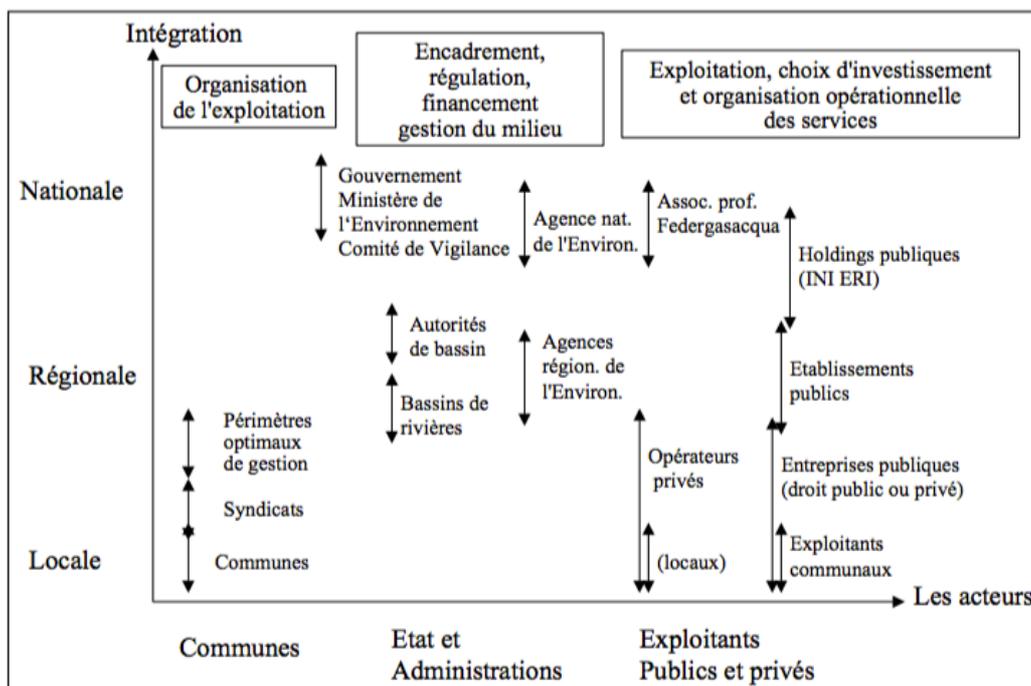


Figure 7. Intégration des différents acteurs de la gestion de l'eau en Italie (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

L'organisation de la gestion des services locaux se faisait au travers de prérogatives communales et des syndicats intercommunaux. Toutefois, suite à la mise en place de la loi Galli, ces prérogatives ont été transférées aux ATOs caractérisées en principe chacune par un opérateur. Des établissements publics ont été créés pour les infrastructures de transfert d'eau entre régions. Généralement, ces établissements sont rattachés à l'État, aux régions ou encore aux grandes holdings d'État en rapport avec le secteur de l'énergie (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

En termes d'organisation administrative, trois principales formes de répartition existent entre les opérateurs publics et privés (Guerin-Schneider *et al.*, 2002 & Citroni *et al.*, 2007) :

- la gestion directe (environ 35%) : le service d'eau n'a pas de budget propre et est géré par le personnel municipal.
- l'entreprise municipale autonome de droit public (*azienda municipalizzata*) (environ 43%) : le service d'eau dispose de son propre budget mais l'autonomie vis-à-vis de la commune est limitée en raison de l'absence de personnalité juridique propre.
- la gestion déléguée à une entreprise privée (environ 4%) : l'investissement et l'exploitation sont confiés à l'opérateur privé tandis que la commune reste propriétaire des installations.
- la gestion au travers d'établissements publics régionaux contrôlés par l'État (environ 19%) : ce mode de gestion est surtout développé dans le Sud de l'Italie et permet d'organiser l'adduction et l'assainissement d'eau potable au travers d'infrastructures de transfert de grande échelle.

Il faut noter que le secteur de l'eau en Italie attire peu les prestataires privés en raison notamment de l'incertitude juridique et réglementaire, de la fermeté du régime tarifaire et des conflits d'intérêts entre les fournisseurs internes et les autorités locales responsable de la gestion de l'eau. Toutefois, depuis la restructuration du secteur au travers de la loi Galli, les prestataires du secteur ont diminué de 7.826 à 3.351 en 2009 avec une augmentation des fournisseurs privés même si cette dernière reste stable (Lo Storto, 2013).

Au travers de l'évolution législative, se dégagent trois directions principales dans la gestion des services d'eau afin d'améliorer son fonctionnement :

- I. favoriser les effets d'échelle positifs au travers du regroupement des collectivités (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).
- II. centraliser les outils de régulation en respectant la flexibilité locale : avant la loi Galli, la fixation des prix était approuvée par le comité des prix de la province et était adoptée définitivement par le Comité Interministériel des Prix. La proposition de prix dérivait de la commune ou de l'organe de gestion et avait pour objectif le contrôle de l'inflation et non pas l'équilibre entre coûts et recettes et faisait abstraction des besoins de développement des services. Suite à la création de la loi de 1994, ces diverses instances ont été supprimées pour laisser place au comité de contrôle « Comitato di Vigilanza » et à une régulation du prix établie par chaque AATO et inspirée du modèle anglais c'est-à-dire en tenant compte des coûts d'exploitation et du projet d'investissement traduisant l'intégration de principes tels que l'efficacité du service intégré en eau, la protection de l'environnement, le respect des droits de l'homme et la garantie de la concurrence (**Figure 8**) (Guerin-Schneider *et al.*, 2002 & Urbaniti, 2011).

En regard du contexte anglais, la faiblesse du régulateur central en Italie et l'émiettement des services posent certaines difficultés. D'une part, le Comité de Vigilance n'exerce aucun contrôle sur les plans d'investissements tant en termes de pertinence que d'objectivité d'où l'absence de coordination et d'autre part, le détail des conventions comptables et la prise en compte des charges de sous-traitance ne sont fixés dans aucune règle. Ainsi, le système de régulation ne crée pas les conditions nécessaires pour modifier radicalement la situation (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

Formule de fixation des prix des services d'eau en Italie

$$T_n = (a + b + c)_{n-1} X (1 + \Pi + K)$$

avec :

T_n = recette de l'année courante
 a = coûts d'exploitation de l'année précédente
 b = amortissement lié à la dépréciation du capital de l'année précédente
 c = rémunération de l'investissement
 Π = taux d'inflation
 K = limite d'augmentation du prix tenant compte des gains de productivité potentiels, des besoins d'investissement et de l'acceptabilité sociale (la valeur est fixée à 7,5-15% pour la première année et 5-10% pour les suivantes, afin d'éviter des augmentations trop violentes)

Le coût d'exploitation est calculé suivant une formule obtenue par une régression statistique réalisée à partir de l'ensemble des services disposant d'une comptabilité propre.

Le coût d'exploitation retenu pour calculer l'augmentation suppose de comparer le coût actuel (à partir de la comptabilité) et le coût calculé. Le coût « a », finalement pris en compte, ne doit pas excéder le coût théorique de plus de 30% (sauf autorisation particulière, consentie par le Comité de Vigilance).

L'amortissement « b » est fixé à partir de règles fiscales appliquées au plan d'investissement des périmètres de gestion.

Enfin, la rémunération du capital « c » est basée sur un taux de 7%.

Figure 8. Formule de fixation des prix des services d'eau en Italie (Guerin-Schneider *et al.*, 2002 ; modifiée).

- III. Ouvrir le secteur de l'eau aux opérateurs privés afin d'améliorer les conditions techniques et financières de gestion (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

Le modèle italien face aux modèles français, anglais et allemand

Le modèle anglais se caractérise par une privatisation complète des services au niveau régional. En effet, ce sont des entreprises privées d'échelle régionale et cotées en bourse qui possèdent les infrastructures et gèrent leur exploitation en développant des compétences techniques et commerciales avec la possibilité de se développer à l'étranger. Le modèle français est, quant à lui, ambivalent puisqu'il repose sur un partenariat public-privé avec une gestion déléguée par les autorités communales ou intercommunales. La régulation est assurée par les collectivités présentes en grand nombre et généralement de petite taille mais aidées par le niveau départemental. Enfin, le modèle allemand repose sur une gestion publique pure communautaire caractérisée par un opérateur qui souvent est une entreprise à capitaux municipaux permettant ainsi la conservation des compétences au niveau local. Après l'unification en 1990, bien que les formes de gestion glissent vers la privatisation, la majorité de l'exploitation reste publique (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

Le modèle italien de gestion se rattache partiellement aux trois modèles cités ci-dessus. En effet, initialement caractérisé par une gestion communale pure semblable à la gestion allemande, le modèle italien met en place l'idée de concession privée inspirée du modèle français. Parallèlement, il développe des autorités de régulation nationales typiques du modèle anglais et qui en Italie, gèrent la mise en place de la fixation des prix dans chaque service (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

Globalement, l'ensemble des modèles européens⁴ tend vers la privatisation et une augmentation de l'échelle de gestion (**Figure 9**). Par ailleurs, suivant le niveau de regroupement et de privatisation des services, divers types de mécanismes de régulation sont pratiqués et englobent le contrôle des prix, l'encadrement des règles de concurrence et la mesure de performance (**Figure 10**) (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

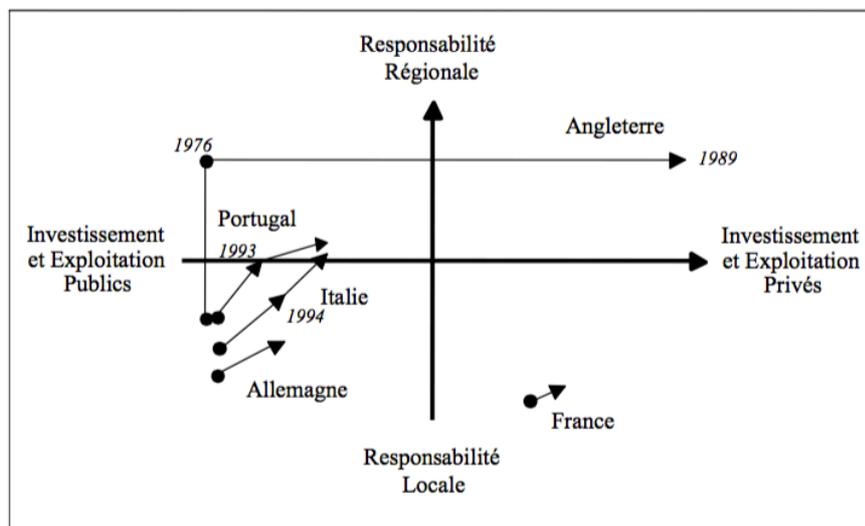


Figure 9. Évolution des modèles de gestion des eaux européens (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

⁴ Le cadre wallon de gestion des eaux repose sur quatre types de structures institutionnelles et se rapproche davantage du modèle allemand et français que du modèle anglais. En termes de structures institutionnelles, on retrouve d'une part, la Société Wallonne de Distribution d'Eau créée en 1986. Il s'agit d'une société coopérative dont la région, les provinces, les communes et autres institutions publiques assurent le rôle d'associés. Des partenaires privés peuvent participer au capital bien que cette disposition ne soit pas appliquée en Wallonie. D'autre part, les intercommunales dont l'intérêt ne peut être commercial et dont le capital peut soit, être d'origine publique soit, être associé à un partenaire privé. Sur les 19 intercommunales présentes en Wallonie aucune ne présente un caractère mixte. On retrouve également les régies et les services communaux directement gérés par les communes. On distingue les régies (7 en Wallonie) des services communaux (82 en Wallonie) de par leur autonomie financière et décisionnelle. Enfin, des sociétés privées intègrent ces dernières années le secteur de l'eau sous forme d'intercommunales mixtes mais également de concessions comme c'est le cas d'Electrabel. À noter toutefois que la pratique de la concession à un partenaire privé est davantage pratiquée en Flandre qu'en Wallonie (Cornut, 1999).

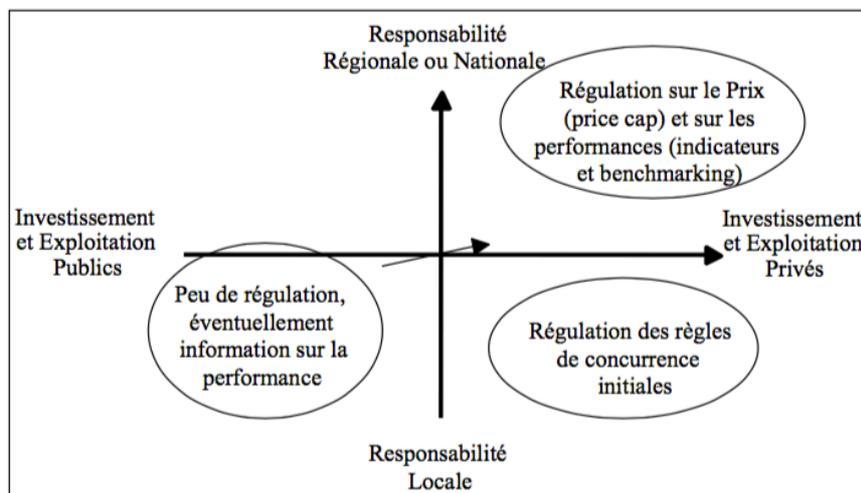


Figure 10. Les mécanismes de régulation pratiqués suivant le niveau de regroupement et de privatisation des services hydriques (Guerin-Schneider *et al.*, 2002).

... à la gestion territoriale de l'eau comme objet de recherche

Le cadre et le régime institutionnels italiens ainsi que le système de gestion des eaux nous ont permis de comprendre la complexité de la gestion des eaux en Italie et plus précisément, de la mise en application des réformes relatives à la ressource ainsi que la multitude d'acteurs impliqués dans la gestion. Il ressort également que la question des territoires de gestion optimale des eaux constitue une des principales préoccupations de l'OCDE.

Ces dernières années, de nombreux chercheurs ont entrepris d'analyser l'efficacité dans la gestion des services publics de l'eau. Les principales motivations sont liées au caractère de monopole naturel du secteur, à l'importance de la régulation ainsi qu'aux réformes entreprises par les gouvernements dans cette industrie (Mande Buafua, 2014). Comme expliqué ci-dessus, le concept d'efficacité sera abordé ici selon une approche géographique en considérant son lien avec le territoire.

L'objet de recherche de ce mémoire consistera à étudier l'efficacité des zones territoriales optimales italiennes de gestion au travers de l'étude de cas du Mezzogiorno dans la perspective d'identifier quels sont les territoires pour une gestion optimale des ressources en eau. L'hypothèse de recherche sur laquelle ce mémoire se basera est la suivante : *la territorialisation des dispositifs de gestion de l'eau est garante d'une plus grande efficacité de ce secteur en ce qu'elle modifie les rapports que les usagers et les gestionnaires entretiennent avec les ressources en eau dans et avec l'espace. Les dimensions territorialisées et territorialisantes de la politique de l'eau réorganisent les rôles et pouvoirs des acteurs de la gestion de l'eau dans l'espace ainsi que ses modalités.*

La réflexion s'appuiera sur un examen de la littérature, des analyses statistiques confortées par une approche cartographique ainsi que sur le calcul de scores d'efficacité selon la méthode d'analyse par enveloppement des données.

Aire d'étude

Présentation générale et contexte

Le Mezzogiorno est situé au sud de l'Italie et comprend huit régions dont deux insulaires (**Figure 11**) : la Sardaigne et la Sicile. Il représente 75% des eaux territoriales, 41% de la surface du territoire italien et 35% de sa population (Spataro, 2009).

Malgré les disparités saisonnières et régionales, la disponibilité en eau en Italie est en moyenne faible. En effet, les parties septentrionales du pays se caractérisent par des débits de cours d'eau stables et abondants toute l'année alors que le Sud présente de longues périodes de sécheresse et de rationnement en eau en raison de l'absence de précipitations. Par ailleurs, les réseaux fluviaux sont très divers d'un point de vue hydrologique : dans le Nord, les grands bassins hydrologiques sont alimentés par les Alpes et caractérisés par une abondance en eau tandis que l'on retrouve de nombreux cours d'eau aux débits irréguliers dans les bassins plus petits situés le long de l'arc des Apennins. Dans le Sud, le réseau fluvial est peu dense, en particulier dans région des Pouilles (**Figure 12**). Le déficit en eau de surface a donc été compensé par l'utilisation croissante des eaux souterraines et des transferts en eau. Les eaux souterraines sont, quant à elles, inégalement réparties avec près de 70% des eaux souterraines disponibles chaque année (13 milliards de m³) situées dans les plaines alluviales du Nord. Enfin, l'ensemble des régions d'Italie est confronté au vieillissement des infrastructures avec certains réseaux d'assainissement qui peuvent être âgés de plus de 50 ans ; ce problème est particulièrement exacerbé dans le Sud (OCDE, 2013).

La moitié des cours d'eau italiens a été identifiée comme étant de bonne qualité. Cette proportion est toutefois plus importante dans le Nord que dans le Sud du pays où elle est respectivement de l'ordre de 70% et 35%. Les cours d'eau de petite ou moyenne importance drainant les zones comportant des centres urbains majeurs ou industriels sont à l'origine de cette piètre qualité des eaux de surface. Dans le Nord, ils sont liés au tannage ou au textile tandis que dans le Sud, l'agro-alimentaire prime. Entre 2000 et 2007, le nombre d'épidémies d'origine hydrique était de 3 ou 4 par an. Dans 70% des cas, le principal facteur à l'origine était la contamination de l'eau distribuée par les réseaux municipaux (OCDE, 2013).

Par ailleurs, près de 100% de la population tant dans les zones urbaines que rurales dispose d'un accès à l'eau potable. Toutefois, l'approvisionnement dans le Nord est menacé par la contamination des ressources souterraines de par les activités agricoles et les rejets urbains et industriels tandis que le Sud est menacé par la limitation des capacités de stockage et la concurrence entre usagers de l'eau. L'approvisionnement en eau dans les régions du Sud est très irrégulier, ce dernier provenant principalement des sources et des nappes phréatiques. De plus, en 2008, 82% de la population italienne était raccordée à une station d'épuration. Les réseaux de distribution enregistrent un taux élevé d'eau non comptabilisée de l'ordre des 36% à l'échelle nationale bien que les erreurs de comptage ou de facturation ne soient pas prises en compte dans la moyenne nationale. Entre 4 et 20% du volume total des prélèvements d'eau seraient d'origine illégale (OCDE, 2013).

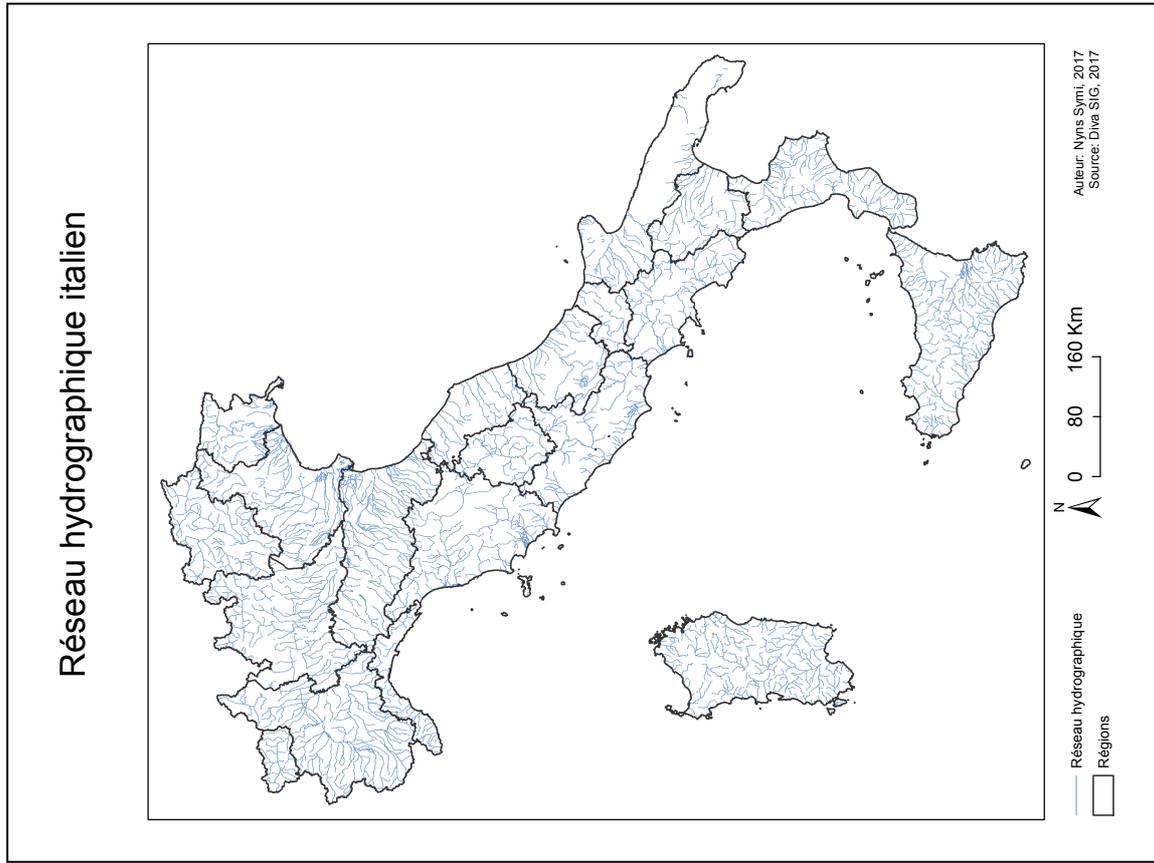


Figure 12. Réseau hydrographique italien.

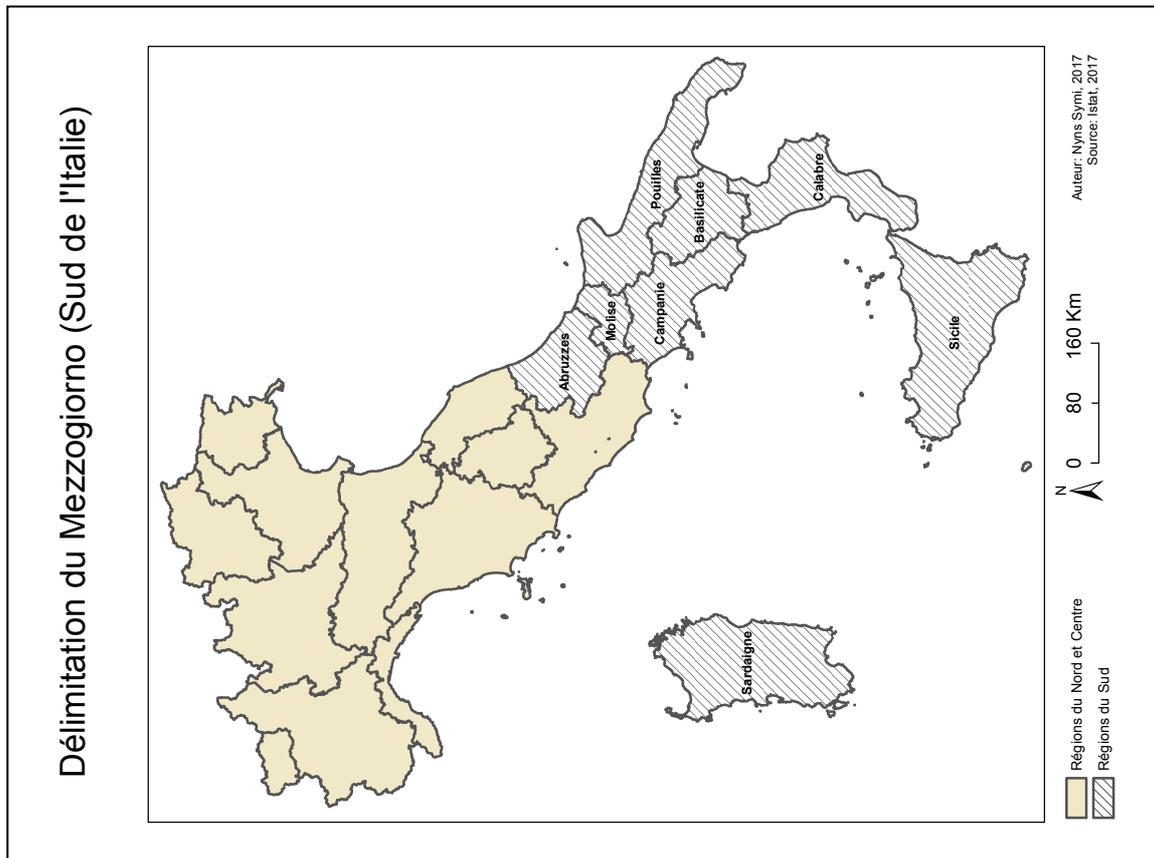


Figure 11. Délimitation des régions du Mezzogiorno.

Sécheresses et pénuries en eau

L'équilibre entre la demande en eau et les ressources disponibles a atteint depuis un certain temps un point critique. La pénurie de l'eau et les sécheresses sont les défis d'aujourd'hui dont l'importance a été reconnue par la Commission Européenne en 2007 qui, identifie que 17% du territoire européen et ses 11% de la population sont touchés par des phénomènes de pénurie d'eau (Baggiani *et al.*, 2010).

Commission Européenne de 2007

La problématique de la pénurie d'eau en Europe a été abordée par la Commission Européenne lors de la communication du 18 juillet 2007. Cette dernière s'adressait au Conseil et au Parlement Européen et consistait à proposer une série d'orientations pour faire face à la sécheresse et à la pénurie sur le long terme des ressources en eau. Ces lignes directrices ont trait à la tarification de l'eau, l'allocation des ressources, la prévention et la préparation à la sécheresse ainsi que des informations de qualité et l'application des meilleures solutions technologiques. En particulier, sept options stratégiques pour faire face à la problématique de pénurie d'eau et à la sécheresse ont été mentionnées dans la communication (Baggiani *et al.*, 2010) :

1. *fixer un juste prix de l'eau* au travers des dispositions spécifiques mentionnées dans la Directive-Cadre sur l'eau ;
2. *distribuer plus efficacement l'eau et le financement du secteur de l'eau*. Dans le cadre du programme 2007-2013 de la politique de cohésion, il est prévu d'utiliser plus de 6% du total du budget pour le financement des investissements dans les infrastructures liées à la gestion de l'eau. Enfin, 5,8 milliards d'euros sont prévus pour la « prévention des risques » et seront utilisés pour soutenir des projets relatifs à l'eau, y compris ceux relatifs à la pénurie d'eau ;
3. *améliorer la gestion des risques de sécheresse* au travers de plans de gestion dont l'objectif est de minimiser les potentiels impacts négatifs sur l'économie, la société et l'environnement. Un plan de gestion de la sécheresse doit établir des seuils clairs et objectifs liés à un système d'indicateurs permettant de traiter rapidement les circonstances exceptionnelles ;
4. *envisager la création d'infrastructures ou d'options supplémentaires pour l'approvisionnement en eau*. Parmi celles-ci, on retrouve le dessalement, la réutilisation des eaux usées, la recharge des eaux souterraines et la récolte des eaux de pluie. L'option appropriée dépend des caractéristiques spécifiques des domaines concernés et doit être choisie sur base d'une évaluation d'impacts en tenant compte de l'énergie nécessaire à la construction des nouvelles infrastructures et au traitement et transport de l'eau ;
5. *promouvoir les technologies et les pratiques qui permettent une utilisation efficace de l'eau* notamment en remplaçant les équipements obsolètes qui utilisent une consommation importante d'eau tels que le lave-vaisselle ou encore la machine à laver où une réduction potentielle de la consommation en eau est respectivement estimée à 50% et 32% ;
6. *encourager le développement d'une culture d'économie d'eau en Europe* au travers du développement de programmes européens pour l'eau et de campagnes d'information et de sensibilisation ;
7. *améliorer la collecte des connaissances et des données*.

C'est sept options stratégiques reposent sur l'hypothèse d'une gestion efficace et ne tiennent pas compte des éventuelles fragmentations institutionnelles et territoriales de la politique de l'eau qui comme dans le cas de l'Italie, génèrent l'absence de coordination entre les acteurs des différents niveaux d'administration et par conséquent, une gestion peu efficace des ressources en eau.

Malgré un niveau de précipitations (1.000 mm/an) supérieur à la moyenne européenne, l'Italie et en particulier les régions du Sud ont connu plusieurs pénuries d'eau. La disponibilité moyenne en eau douce pour la population est l'une des plus faibles des pays de l'OCDE avec 2.900 m³/habitant. Les principales causes sont, la répartition inégale des précipitations au cours de l'année et entre les régions, une évapotranspiration significative ainsi qu'une capacité de stockage limitée dans les zones côtières (les plaines alluviales étant situées au niveau de la mer). Néanmoins, les transferts d'eau entre régions permettent d'atténuer les pénuries en eau. Cela concerne principalement les régions du Sud où d'importants volumes sont transférés vers les Pouilles (60% de l'eau utilisée proviennent de transferts) et vers la Campanie (24% de l'eau sont fournis par d'autres régions). Pour compléter les approvisionnements provenant de réservoirs ou de transferts, d'importantes quantités d'eau sont prélevées dans les nappes phréatiques locales (OCDE, 2013).

La pénurie d'eau se rapporte au fait que les ressources en eau disponibles ne sont pas suffisantes pour satisfaire les besoins de consommation ce qui crée des déséquilibres sur le long terme. La pénurie se produit donc lorsque la demande en eau dépasse les ressources exploitables dans des conditions durables. La sécheresse, quant à elle, est un phénomène naturel selon lequel il y a une diminution temporaire de la quantité d'eau. Globalement, depuis ces trente dernières années, des événements de sécheresse ont eu lieu régulièrement en Europe mais la durée de ces événements, la surface et la population affectée ont progressivement augmenté. De cette manière, selon la durée et les effets sur l'environnement, on distingue différents types de sécheresse (**Figure 13**) (Baggiani *et al.*, 2010):

- météorologique : lorsque les épisodes de pluie sont rares et que les températures sont élevées ;
- agricole : lorsqu'on enregistre un déficit d'eau dans le sol et un stress hydrique au niveau des plantes ;
- hydrologique : lorsqu'il y a une diminution notable de l'écoulement des cours d'eau et un abaissement des niveaux d'eau des lacs.

Ces diverses formes de sécheresse ont pour conséquences des impacts économiques, sociaux et environnementaux. On retrouve dans le Sud de l'Italie à la fois la sécheresse météorologique, agricole et hydrologique.

Vlachos a développé en 1983 une taxonomie schématisée selon le contexte à savoir, une pénurie permanente ou un déséquilibre temporaire et, les processus selon qu'ils soient naturels ou anthropiques (**Figure 14**). De ce schéma, il ressort qu'une pénurie permanente d'eau peut résider soit, dans l'aridité naturelle du sol soit, dans la désertification dans le cas où l'aridité naturelle est exacerbée par l'activité humaine. Les déséquilibres temporaires d'eau sont quant à eux soit, en lien avec la sécheresse naturelle soit, avec la rareté de l'eau dans le cas où la sécheresse naturelle est aggravée par les activités humaines (Baggiani *et al.*, 2010).

Par ailleurs, l'extraction de la ressource en eau fait référence au volume d'eau prélevé dans les réserves naturelles ou artificielles et ne traduit donc pas la consommation réelle de la ressource. En effet, après utilisation, une certaine quantité d'eau regagne les plans d'eau. Or, cette quantité varie fortement d'un secteur économique à l'autre et peut contribuer aux pénuries. Par exemple, l'eau extraite pour la production d'électricité regagne presque complètement les plans d'eau alors qu'une grande partie de l'eau prélevée pour l'agriculture est consommée par évapotranspiration (Baggiani *et al.*, 2010).

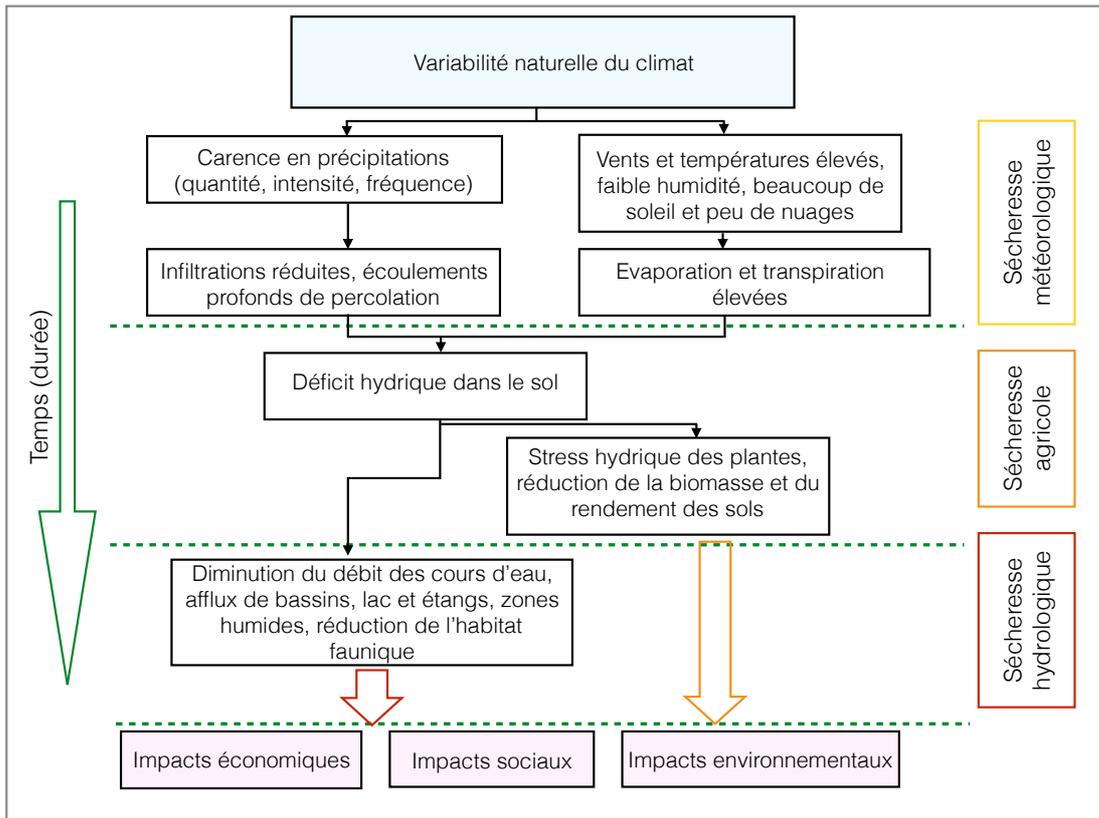


Figure 13. Les différents types de sécheresse et leurs impacts (Baggiani *et al.*, 2010 ; modifiée).

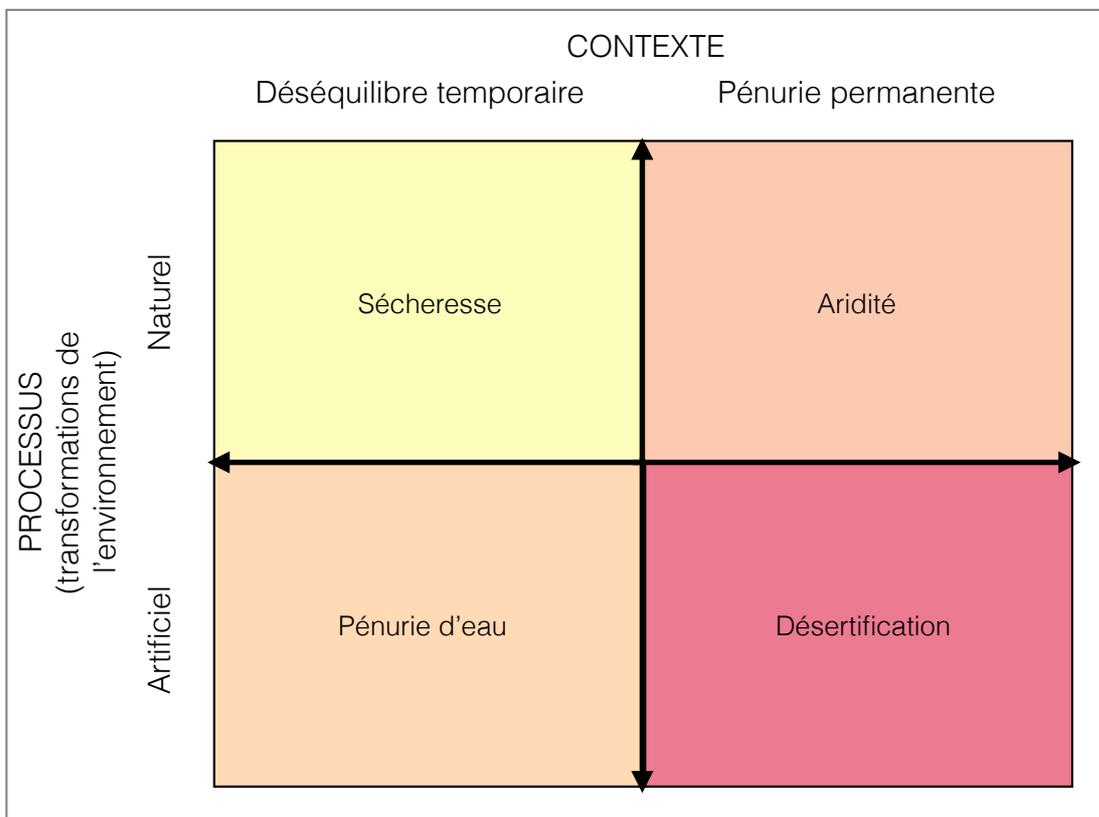


Figure 14. Taxonomie schématisée de Vlachos en 1983 (Baggiani *et al.*, 2010 ; modifiée).

En Italie, le principal secteur consommateur d'eau est l'agriculture (**Figure 15**). En effet, 50% de la consommation annuelle d'eau douce est destinée à l'irrigation pour l'agriculture et l'élevage ; 17,4% de la superficie agricole totale étant occupée par des terres irriguées alors que la moyenne de l'OCDE est de 4,5% (OCDE, 2013).

La pratique de l'irrigation est à la base de la vie économique et sociale de nombreuses régions du Sud de l'Europe car elle permet le maintien de champs de culture sur des terres arides ou semi-arides là où la pénurie d'eau serait un facteur limitant. Cependant, malgré l'amélioration du rendement et de la qualité des cultures, l'irrigation peut mener à une série d'impacts négatifs sur l'environnement et en particulier, en termes de pénurie d'eau. En effet, la viabilité économique de l'activité agricole en Italie est menacée dans les régions où les volumes d'eau destinés à l'irrigation dépassent le taux de recharge des nappes souterraines. C'est d'ailleurs la principale cause d'invasion d'eau salée dans les nappes souterraines dans le sud des Pouilles et les plaines côtières de la Campanie, Calabre et Sardaigne (OCDE, 2013).

Il faut toutefois noter que ces dernières années, la consommation annuelle moyenne de l'eau à des fins agricoles a diminué suite à la mise en place de diverses mesures comme, la conversion de certaines terres en cultures pour bio carburant limitant les quantités d'eau utilisées, l'amélioration technologique (exemple : les réseaux de conduites à haute pression sont plus efficaces que les canaux ouverts fonctionnant avec la gravité), l'instauration de taux et les politiques locales (Baggiani *et al.*, 2010). Au cours de la dernière décennie en Italie, le volume total d'eau destiné à l'irrigation a diminué de 20% alors que la superficie totale des terres irriguées ne présentait une réduction que de 8% avec une production agricole constante par rapport aux chiffres de 2010 (OCDE, 2013).

Les contraintes sur les ressources en eau douce peuvent être mesurées à l'aide de l'indice d'exploitation de l'eau. Ce dernier est le rapport annuel entre le volume total d'eau extrait et le volume total de la ressource renouvelable disponible. Un indice supérieur à 20% traduit une situation de stress hydrique moyen tandis qu'un indice supérieur à 40% traduit une situation de stress hydrique grave qui ne permet pas une utilisation viable de la ressource sur le long terme. D'après les estimations réalisées au niveau national, l'Italie se trouve dans la tranche des 20% en termes d'indice d'exploitation de l'eau (Baggiani *et al.*, 2010). Malgré les lacunes relatives aux données nationales de captage de l'eau, l'Italie se caractérise par un stress hydrique moyen⁵ avec 30% du total de ses ressources en eau renouvelables qui proviennent de prélèvements (OCDE, 2013).

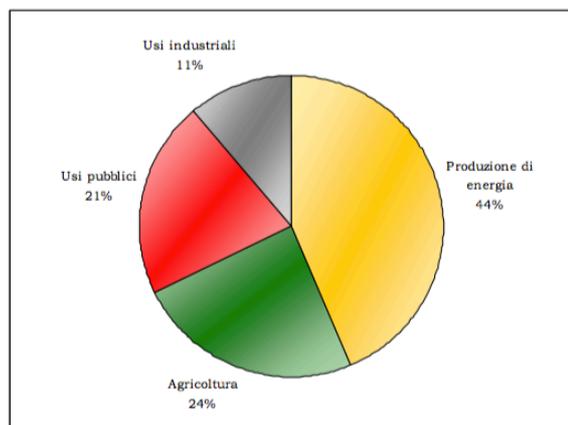


Figure 15. Importance des prélèvements en eau en Italie selon les secteurs économiques (Baggiani *et al.*, 2010).

⁵ D'après l'OCDE (2013) : «Par stress hydrique, on entend l'intensité d'utilisation des ressources en eau douce, calculée comme les prélèvements bruts du total des ressources en eau douce renouvelables disponibles (y compris les apports de pays voisins) ou en pourcentage des ressources internes (précipitations-évapotranspiration) » p38.

Situation climatique

Comme expliqué précédemment, la situation météorologique peut être à l'origine de la sécheresse d'où, l'importance de l'étude des climats rencontrés en Italie et plus précisément dans le Mezzogiorno. Le climat italien est un climat de type méditerranéen c'est-à-dire un climat de transition entre le climat tempéré des moyennes latitudes et le climat tropical. Il se caractérise par un maximum de précipitations en hiver, ces dernières étant influencées par le flux d'ouest à cette période tandis que les précipitations sont presque nulles en été suite au retrait vers le nord des perturbations du front polaire et de l'influence des hautes pressions subtropicales. Globalement, le climat méditerranéen se caractérise par des hivers doux et des étés chauds. En termes d'évaporation, la saison humide à savoir l'hiver, présente un bilan hydrique positif tandis que l'été se caractérise par un déficit général en eau (Erpicum, 2014 & Raymond *et al.*, 2016). Par ailleurs, le bassin méditerranéen se caractérise par une géographie complexe et hétérogène. Les versants au relief fortement escarpé sont soumis à des expositions différentes laissant place à une diversité climatique importante entre des secteurs parfois très proches (Raymond *et al.*, 2016).

La **Figure 16** met en évidence la répartition spatiale des précipitations moyennes sur le bassin méditerranéen pour la période 1950-2013 et uniquement en automne et hiver, les précipitations en Méditerranée étant concentrées de septembre à avril. On distingue ainsi deux zones pluviométriques au sein du bassin : une concernant les pays européens plus arrosés et l'autre concernant les pays du nord de l'Afrique, le Proche-Orient et l'Anatolie où les précipitations moyennes par saison sont très faibles. Le Mezzogiorno se retrouve dans la première catégorie. Cette hétérogénéité réside dans la circulation atmosphérique générale avec la partie nord du bassin qui est influencée par les flux atmosphériques d'ouest résultant de la position de l'anticyclone des Açores et de la dépression d'Islande et, des dépressions septentrionales du bassin. Ainsi, l'intensité et la phase de l'Oscillation Nord Atlantique (NAO) influence le climat hivernal sur la partie nord du bassin. Lorsqu'elle sera dans une phase positive c'est-à-dire un creusement de la dépression Islandaise et un renforcement de l'anticyclone des Açores, la NAO laissera place sur la partie sud de l'Europe à des hivers frais et secs tandis que lorsqu'elle sera dans une phase négative c'est-à-dire un affaiblissement de la dépression Islandaise et de l'anticyclone des Açores, elle laissera place sur la partie sud de l'Europe à des hivers doux mais pluvieux. Par ailleurs, du fait de l'influence prépondérante de la partie descendante de la cellule de Hadley et l'anticyclone des Açores sur la partie sud du bassin, ce dernier présente un cumul de précipitations plus faible caractéristique du Mezzogiorno (Raymond *et al.*, 2016).

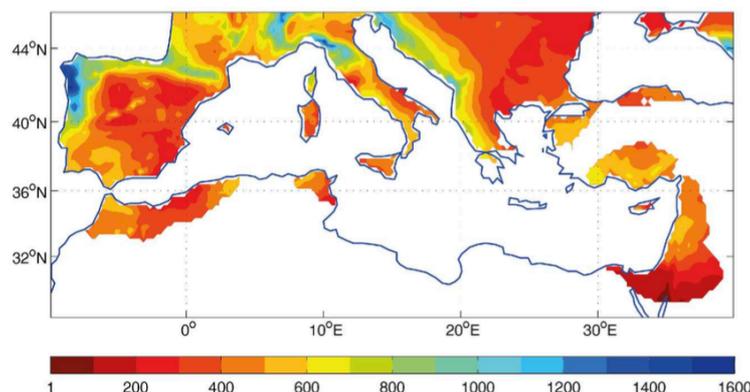


Figure 16. Précipitations moyennes cumulées par saison humide sur le bassin méditerranéen pour la période 1950-2013 (Raymond *et al.*, 2016).

En termes de fréquence d'apparition des jours de pluie par saison, on observe une disparité entre la partie nord/nord-ouest du bassin méditerranéen et la façade sud et est du bassin, dans laquelle le Mezzogiorno se situe, où les précipitations sont plus faibles et moins régulières et où la fréquence maximale d'apparition des jours de pluie est de 35% par saison (**Figure 17**). Ce constat s'explique par la présence d'abondantes zones dépressionnaires dans le secteur nord qui résultent du contact entre les vents du sud-est/sud-ouest et les eaux chaudes méditerranéennes des Golfes du Lion et de Gênes ainsi que des différents reliefs côtiers. Le secteur sud est, quant à lui, influencé par les flux provenant de la mer (nord-ouest) ou ayant contourné l'Atlas (sud-ouest) (Raymond *et al.*, 2016).

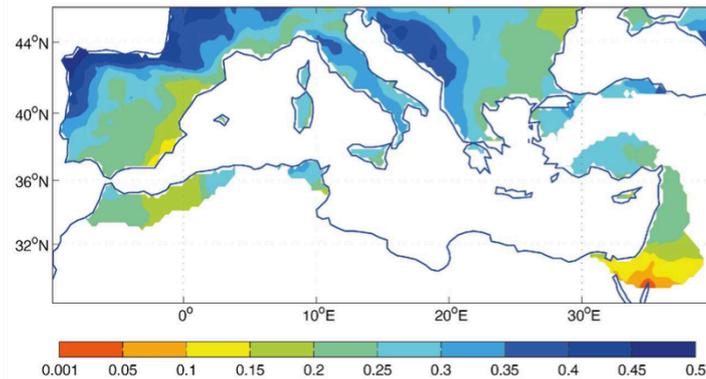
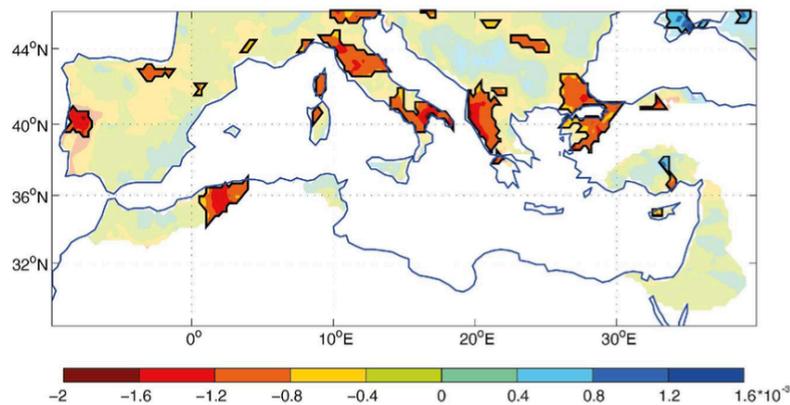


Figure 17. Évolution moyenne des fréquences d'apparition des jours de pluie par saison humide sur le bassin méditerranéen pour la période 1950-2013 (Raymond *et al.*, 2016).

Ainsi, malgré que le Mezzogiorno se situe dans la zone pluviométrique la plus arrosée du bassin méditerranéen, sa position au sud du bassin réduit la fréquence et la quantité de ses précipitations. Par ailleurs, l'occurrence des jours de pluie par saison présente une diminution de façon globale⁶. L'Italie est l'un des pays les plus touchés par cette diminution comme le montre la **Figure 18** (Raymond *et al.*, 2016).



Les secteurs entourés en noir montrent les évolutions statistiquement significatives à un seuil de 0.05, d'après le test de Bravais-Pearson.

Figure 18. Fréquence moyenne d'apparition des jours de pluie par saison humide sur le bassin méditerranéen pour la période 1950-2013 (Raymond *et al.*, 2016).

⁶ Trois éléments expliquent cette tendance à l'assèchement du bassin méditerranéen. D'une part, la hausse de la concentration atmosphérique en gaz à effet de serre. D'autre part, l'augmentation de la fréquence de la phase positive de la NAO ces dernières décennies qui renforce les vents d'ouest et facilite la pénétration des masses d'air océaniques chaudes et humides sur la moitié nord du continent européen laissant place à un hiver doux et humide au Nord et frais et sec au Sud. Enfin, le réchauffement des océans favorisant la formation de systèmes anticycloniques centrés sur le bassin méditerranéen (Raymond *et al.*, 2016).

Les données mensuelles de précipitations et de températures de 2002, enregistrées pour 25 stations (**Figure 19**) réparties au sein du Mezzogiorno permettent d'identifier au sein de ce territoire six grands types de climats selon la classification des climats de Köppen (**Figure 20**) basée sur les précipitations et températures (Peel *et al.*, 2007) :

- Csa : Climat tempéré à été sec et chaud
- Csb : Climat tempéré à été sec et chaud mais pas Csa
- Cfa : Climat tempéré sans saison sèche à été chaud
- Cfb : Climat tempéré sans saison sèche à été chaud mais pas Cfa
- Bsk : Climat aride et steppique et froid
- Bsh : Climat aride et steppique et chaud

À noter toutefois que la majorité des stations présentent un climat tempéré à été sec et chaud.

Les mesures proviennent du site *klimadiagramme* qui se réfère du point de vue des données au service météorologique allemand (stations allemandes), au National Climatic Data center (stations internationales) ainsi qu'aux services météorologiques nationaux (ex : la Suisse) (Mürh, 2010). La comparaison des critères de Köppen vis-à-vis des diagrammes ombrothermiques semble cohérente. Il faut également noter l'importance de l'altitude des diverses stations dans les données récoltées et de la taille de l'échantillon des stations qui ne traduit pas l'ensemble des hétérogénéités intra-régionales.

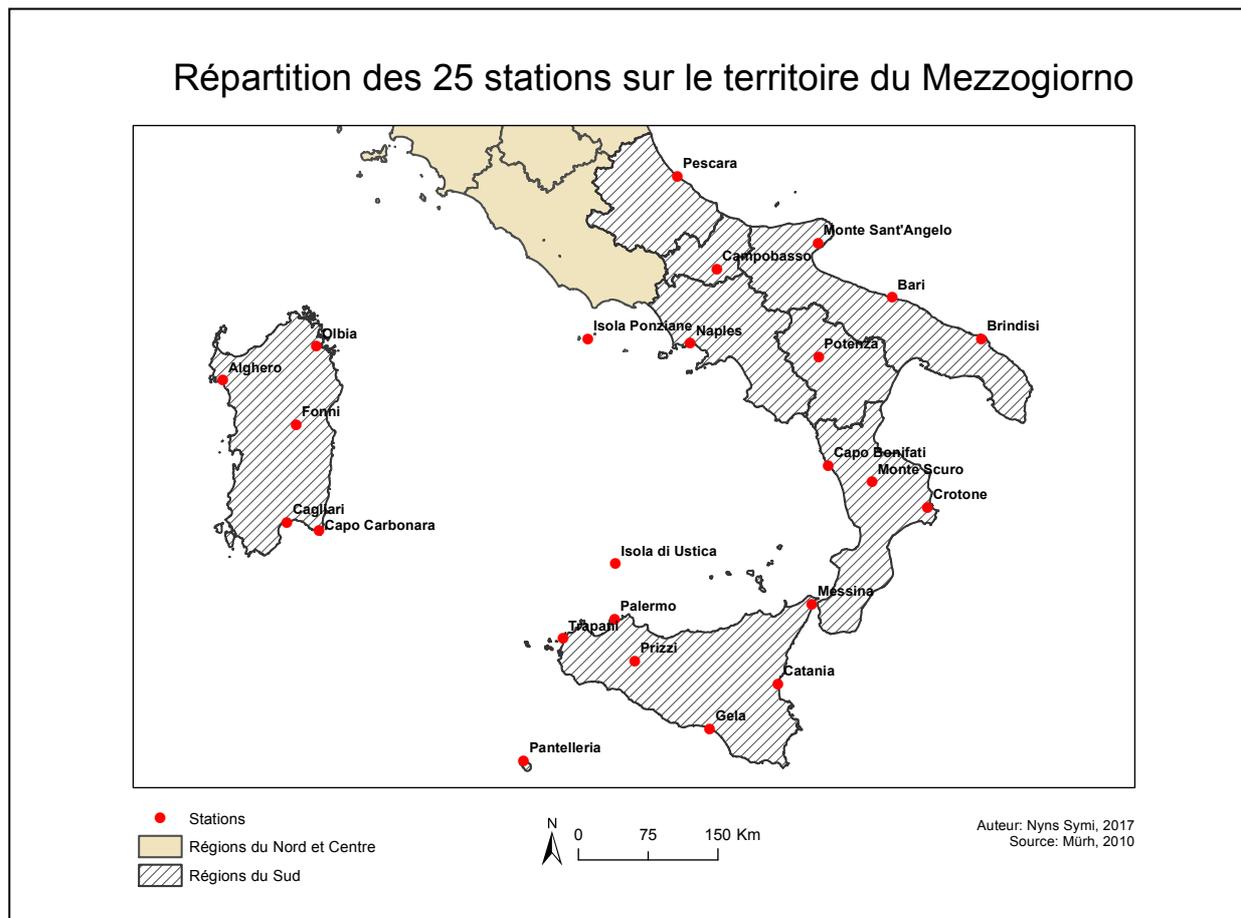


Figure 19. Répartition des 25 stations au sein du Mezzogiorno.

Table 1. Description of Köppen climate symbols and defining criteria.

1st	2nd	3rd	Description	Criteria*
A			Tropical	$T_{cold} \geq 18$
	f		- Rainforest	$P_{dry} \geq 60$
	m		- Monsoon	Not (Af) & $P_{dry} \geq 100 - MAP/25$
	w		- Savannah	Not (Af) & $P_{dry} < 100 - MAP/25$
B			Arid	$MAP < 10 \times P_{threshold}$
	W		- Desert	$MAP < 5 \times P_{threshold}$
	S		- Steppe	$MAP \geq 5 \times P_{threshold}$
		h	- Hot	$MAT \geq 18$
		k	- Cold	$MAT < 18$
C			Temperate	$T_{hot} > 10$ & $0 < T_{cold} < 18$
	s		- Dry Summer	$P_{sdry} < 40$ & $P_{sdry} < P_{wwet}/3$
	w		- Dry Winter	$P_{wdry} < P_{swet}/10$
	f		- Without dry season	Not (Cs) or (Cw)
		a	- Hot Summer	$T_{hot} \geq 22$
		b	- Warm Summer	Not (a) & $T_{mon10} \geq 4$
		c	- Cold Summer	Not (a or b) & $1 \leq T_{mon10} < 4$
D			Cold	$T_{hot} > 10$ & $T_{cold} \leq 0$
	s		- Dry Summer	$P_{sdry} < 40$ & $P_{sdry} < P_{wwet}/3$
	w		- Dry Winter	$P_{wdry} < P_{swet}/10$
	f		- Without dry season	Not (Ds) or (Dw)
		a	- Hot Summer	$T_{hot} \geq 22$
		b	- Warm Summer	Not (a) & $T_{mon10} \geq 4$
		c	- Cold Summer	Not (a, b or d)
	d	- Very Cold Winter	Not (a or b) & $T_{cold} < -38$	
E			Polar	$T_{hot} < 10$
	T		- Tundra	$T_{hot} > 0$
	F		- Frost	$T_{hot} \leq 0$

*MAP = mean annual precipitation, MAT = mean annual temperature, T_{hot} = temperature of the hottest month, T_{cold} = temperature of the coldest month, T_{mon10} = number of months where the temperature is above 10, P_{dry} = precipitation of the driest month, P_{sdry} = precipitation of the driest month in summer, P_{wdry} = precipitation of the driest month in winter, P_{swet} = precipitation of the wettest month in summer, P_{wwet} = precipitation of the wettest month in winter, $P_{threshold}$ = varies according to the following rules (if 70% of MAP occurs in winter then $P_{threshold} = 2 \times MAT$, if 70% of MAP occurs in summer then $P_{threshold} = 2 \times MAT + 28$, otherwise $P_{threshold} = 2 \times MAT + 14$). Summer (winter) is defined as the warmer (cooler) six month period of ONDJFM and AMJJAS.

Figure 20. Critères de classification des climats de Köppen (Peel *et al.*, 2007).

Par ailleurs, l'évapotranspiration est un facteur déterminant pour mesurer la disponibilité des eaux bien qu'il suppose une quantité d'eau toujours disponible pour l'évaporation et qu'il dépende des conditions aérodynamiques. En effet, l'évapotranspiration est la somme des processus d'évaporation et transpiration des plantes. Diverses formules permettent d'estimer l'évapotranspiration potentielle ou ETP de façon indirecte. L'absence de paramètres climatiques ou météorologiques nécessaires pour effectuer un calcul détaillé de l'ETP sur base du bilan d'énergie et de l'intégration des conditions aérodynamiques conduit à l'utilisation de formules simplifiées ne faisant intervenir que un ou deux paramètres. Le calcul de l'ETP du mois m (ETP_m) (en supposant un mois fictif de 30 jours avec une durée théorique d'ensoleillement de 12 heures par jour) des diverses stations repose ici sur la formule de Thornthwaite qui ne fait intervenir qu'un seul paramètre : la température moyenne mensuelle (t_m). Ces résultats sont donc une approximation à interpréter avec précaution (Bovy *et al.*, 2014).

$$ETP_m = 1,6 \left(10 \frac{t_m}{I}\right)^\alpha$$

Où $I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{t_m}{5}\right)^{1,514}$

Et $\alpha = \frac{1,6}{100} I + 0,5$

Les résultats obtenus pour les diverses stations étudiées sont présentés dans le **Tableau 9**:

Région	Station	ETP (cm/an)	Région	Station	ETP (cm/an)
Abruzzes	Pescara	71	Sardaigne	Alghero	75
Basilicate	Potenza	61	Sardaigne	Cagliari	77
Calabre	Capo Bonifati	72	Sardaigne	Capo Carbonara	80
Calabre	Crotone	77	Sardaigne	Fonni	64
Calabre	Monte Scuro	48	Sardaigne	Olbia	76
Campanie	Isola Ponziane	77	Sicile	Catania	80
Campanie	Lampedusa	85	Sicile	Gela	79
Campanie	Naples	74	Sicile	Isola di Ustica	78
Molise	Campobasso	63	Sicile	Messina	82
Pouilles	Bari	75	Sicile	Palerme	83
Pouilles	Brindisi	77	Sicile	Pantelleria	80
Pouilles	Monte Sant'Angelo	61	Sicile	Prizzi	64
			Sicile	Trapani	80

Tableau 9. ETP des 25 stations étudiées sur base de la formule de Thornthwaite.

La **Figure 21** reprend les diagrammes ombrothermiques (incluant l'évapotranspiration potentielle) caractéristiques des six types de climats étudiés et réalisés sur base des données de Mürh (2010). Les diagrammes ombrothermiques des autres stations se trouvent en **Annexe**. L'évapotranspiration potentielle ayant été calculée uniquement sur base des températures moyennes mensuelles, il est difficile de tirer des conclusions en termes de pénurie en eau et de sécheresse sur base de ces diagrammes ombrothermiques. On remarque cependant la présence d'un déficit hydrique pour les mois d'été. Bien que les réserves d'eau dans le sol et les nappes superficielles ne soient pas prises en compte, on peut toutefois s'attendre à ce qu'elles soient rapidement épuisées en raison des pratiques d'irrigation courantes en Italie.

Gestion de la pénurie par l'offre ou la demande

Considérant les quantités d'eau disponibles sur la planète comme étant fixes, la notion d'offre de l'eau peut être appréhendée comme une réalité géophysique et économique. D'une part, la réalité géophysique se base sur le fait que la ressource en eau ne peut ni être détruite ni être créée ; elle est infiniment renouvelée par le cycle de l'eau. D'autre part, la réalité économique de l'eau est que l'offre ne peut s'ajuster au marché qu'à la marge c'est-à-dire en augmentant la productivité de son utilisation par un moindre gaspillage et une meilleure utilisation, contrairement aux autres ressources primaires. Cependant, une exception relative aux contraintes géophysiques permettrait d'augmenter la disponibilité en eau douce, il s'agit du dessalement. Cette solution est toutefois trop coûteuse (0,4 à 0,6 euros/m³, soit le double du prix de l'eau conventionnelle, sans tenir compte des investissements de départ) et trop consommatrice d'énergie dans le contexte actuel et reste limitée aux zones riches présentant un stress hydrique élevé (Blinda et Thivet, 2009 & Baechler, 2012).

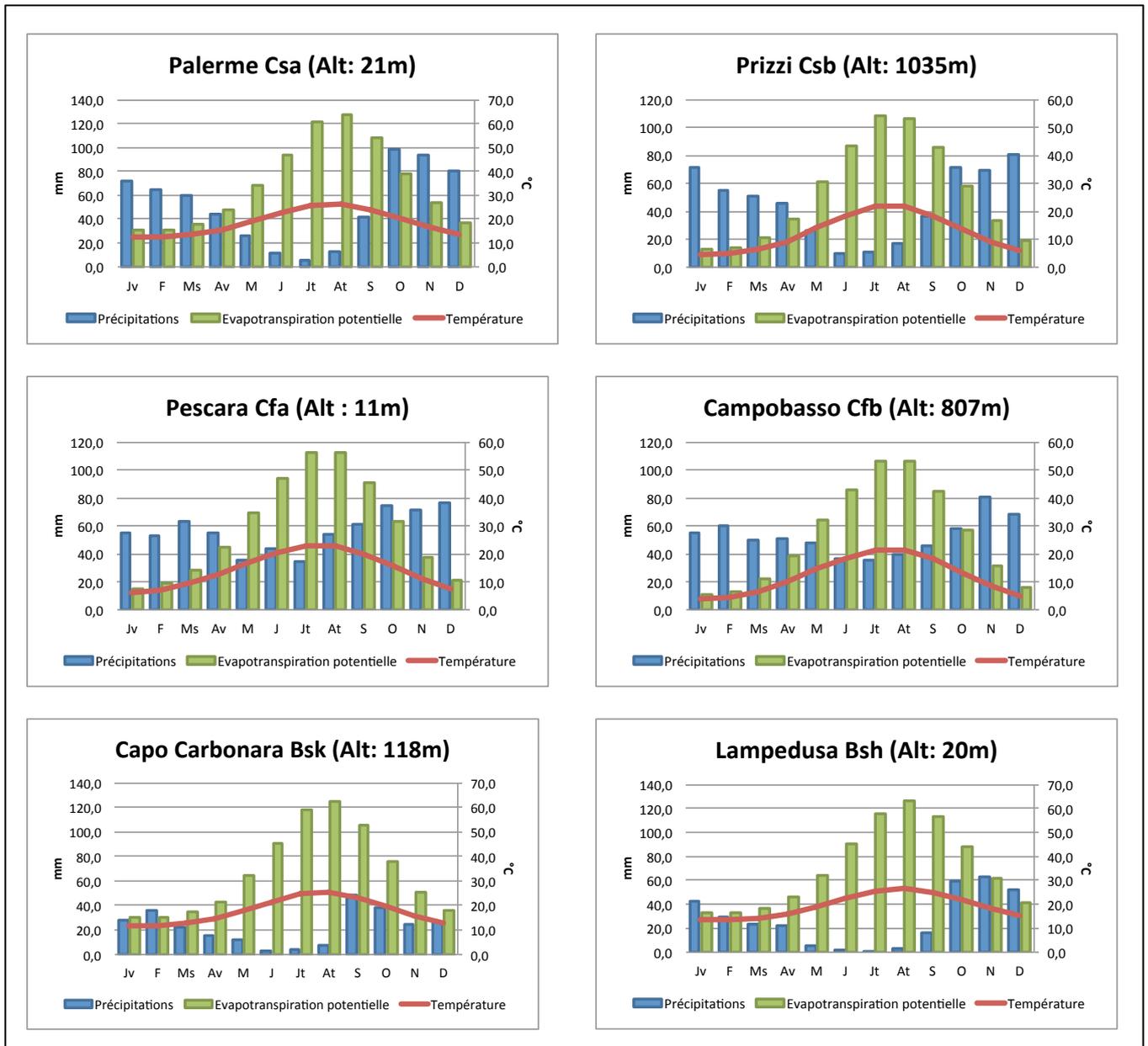


Figure 21. Diagrammes ombrothermiques incluant l'évapotranspiration potentielle de six stations couvrant les différents types de climat du Mezzogiorno selon la classification de Köppen.

Contrairement à l'offre considérée comme fixe, la demande évolue positivement ces dernières décennies en raison de la croissance démographique et de l'augmentation des niveaux de vie (Baechler, 2012). La demande en eau est définie comme la part des ressources en eau nécessaire à la satisfaction des usagers et ce, en incluant les pertes et non-usages relatifs au transport et à l'usage (Blinda et Thivet, 2009). En Italie, les pertes sont estimées en moyenne à 36% à l'échelle nationale. Toutefois, les volumes mesurés incorrectement ou impayés ne sont pas pris en compte dans cette moyenne ce qui peut entraîner une surestimation des pertes. Par ailleurs, 4 à 20 % des prélèvements se feraient illégalement (OCDE, 2013). Les **Figures 22 et 23** reprennent les prévisions de développement de la demande italienne en eau par région et par zone géographique (en milliers de m³) pour la période 2010-2020 sur base des données de 2010. Tandis que les **Figures 24 et 25** mettent en avant l'augmentation de cette demande en

pourcentage. De ces figures, il ressort que l'augmentation de la demande est principalement localisée au niveau des îles et dans le Sud. Cette augmentation résulte essentiellement de la contribution de quatre régions : Molise, Sicile, Campanie et Basilicate (Baggiani *et al.*, 2010). Les volumes d'eau prélevés destinés à la consommation des ménages proviennent principalement (86%) des nappes phréatiques et enregistrent depuis la fin des années 1990 une légère augmentation de 3% (OCDE, 2013).

La consommation annuelle en eau des familles italiennes, composées en moyenne de 3,5 membres, est d'environ 200 m³ par an. Ainsi, le coût du service intégré en eau renfermant à la fois l'approvisionnement et l'assainissement représente 0,7% de leur revenu (Urbaniti, 2011).

La gestion par l'offre ne peut se baser que sur une amélioration de l'accès aux quantités d'eau disponibles et non pas sur l'augmentation des prélèvements auquel cas, les limites physiques, socio-économiques et environnementales de la ressource pourraient être atteintes au travers de la réduction des écoulements ou encore de l'épuisement rapide de certaines sources fossiles (Blinda et Thivet, 2009). Pour améliorer l'accès à l'eau, diverses possibilités techniques sont envisagées au plan local pour ce qui concerne la gestion : augmenter les capacités de stockage de flux via des barrages, augmenter l'accès aux ressources ou encore améliorer la gestion des eaux souterraines et aquifères, éviter les gaspillages en optimisant l'utilisation de la ressource par le recyclage (réutilisation des eaux usées provenant de l'activité urbaine pour alimenter les activités agricoles), réduire les coûts de traitement des eaux par un contrôle plus rigoureux de la pollution des eaux, dessaler les eaux de mers ou encore envisager des transferts de ressources entre les bassins fluviaux (Blinda et Thivet, 2009 & Baechler, 2012).

En ce qui concerne la gestion par la demande, le principe sur lequel elle repose est l'utilisation optimale de la ressource c'est-à-dire aboutir à l'égalisation de la valeur d'une unité marginale d'eau pour tous les utilisateurs potentiels. Pour ce faire, il faudrait encourager les utilisateurs à un usage plus efficace de la ressource en limitant les pertes relatives à l'acheminement de l'eau via les réseaux urbains et en favorisant un usage approprié de la ressources pour les activités agricoles et industrielles via par exemple, des modifications dans les techniques d'irrigation ou encore la création de variétés plus résistantes à la carence en eau. Une autre solution serait de stimuler les transferts des usages à moindre rendement vers les usages les plus bénéfiques. Ainsi, lorsque les usages de l'eau destinés aux besoins de subsistance sont couverts, on oriente la ressource vers les usages productifs. Pour arriver à stimuler ces transferts, le principe des avantages comparatifs de David Ricardo peut servir de base. Selon lui, l'eau doit s'échanger internationalement au travers des biens qu'elle participe à produire de telle sorte que les ressources en eau soient dirigées vers les usages les plus valorisants. Pour ce faire, il faut identifier le potentiel d'échanges internationaux que cela pourrait engendrer et convaincre les acteurs et marchés du caractère opérationnel de ce principe (Baechler, 2012).

Regione	2010	2011	2012	2015	2020
Piemonte	412.574	413.754	415.043	418.870	422.332
Valle d'Aosta	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Lombardia	872.094	873.266	874.129	877.159	882.979
Liguria	130.000	129.622	129.244	128.560	130.727
Trentino Alto Adige	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Veneto	370.117	371.683	373.014	377.459	381.713
Friuli Venezia Giulia	13.570	13.570	13.570	13.570	13.570
Emilia Romagna	211.091	211.323	211.576	212.875	214.709
Toscana	252.136	252.694	253.253	254.687	256.269
Umbria	59.391	59.584	59.753	60.163	60.742
Marche	42.150	42.150	42.150	42.150	42.150
Lazio	564.514	565.425	566.447	569.141	574.195
Abruzzo	92.220	92.533	92.797	93.590	94.910
Molise	25.810	25.829	24.848	28.956	29.137
Campania	528.198	532.086	536.816	544.899	555.318
Puglia	239.223	240.780	243.063	246.870	n.d.
Basilicata	43.821	44.793	45.786	46.052	46.052
Calabria	204.036	204.300	204.623	205.366	206.705
Sicilia	430.325	441.900	453.380	463.605	471.472
Sardegna	142.404	142.404	142.404	142.404	142.404

Figure 22 Prévion de développement de la demande en eau par région italienne (Baggiani et al., 2010).

Area Geografica	2010	2011	2012	2015	2020
Nord Ovest	1.414.669	1.416.643	1.418.416	1.424.590	1.436.039
Nord Est	594.779	596.576	598.160	603.904	609.993
Centro	918.192	919.854	921.603	926.142	933.357
Sud	1.133.308	1.140.321	1.147.933	1.165.732	932.122
Isole	572.729	584.304	595.784	606.009	613.876
ITALIA	4.633.675	4.657.698	4.681.897	4.726.377	4.525.386

Figure 23. Prévion de développement de la demande en eau par zone géographique italienne (Baggiani et al., 2010).

Regione	2011	2012	2015	2020
Piemonte	0,3%	0,6%	1,5%	2,4%
Valle d'Aosta	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Lombardia	0,1%	0,2%	0,6%	1,2%
Liguria	-0,3%	-0,6%	-1,1%	0,6%
Trentino Alto Adige	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Veneto	0,4%	0,8%	2,0%	3,1%
Friuli Venezia Giulia	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Emilia Romagna	0,1%	0,2%	0,8%	1,7%
Toscana	0,2%	0,4%	1,0%	1,6%
Umbria	0,3%	0,6%	1,3%	2,3%
Marche	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Lazio	0,2%	0,3%	0,8%	1,7%
Abruzzo	0,3%	0,6%	1,5%	2,9%
Molise	0,1%	-3,7%	12,2%	12,9%
Campania	0,7%	1,6%	3,2%	5,1%
Puglia	0,7%	1,6%	3,2%	n.d.
Basilicata	2,2%	4,5%	5,1%	5,1%
Calabria	0,1%	0,3%	0,7%	1,3%
Sicilia	2,7%	5,4%	7,7%	9,6%
Sardegna	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Figure 24. Prévion d'augmentation de la demande en eau par région italienne (Baggiani et al., 2010).

Area Geografica	2011	2012	2015	2020
Nord Ovest	0,1%	0,3%	0,7%	1,5%
Nord Est	0,3%	0,6%	1,5%	2,6%
Centro	0,2%	0,4%	0,9%	1,7%
Sud	0,6%	1,3%	2,9%	4,3%
Isole	2,0%	4,0%	5,8%	7,2%
ITALIA	0,5%	1,0%	2,0%	3,0%

Figure 25. Prévion d'augmentation de la demande en eau par zone géographique italienne (Baggiani et al., 2010).

Méthode d'évaluation de la performance des ATOs

Le concept d'efficacité est ici lié à celui de territoire. Ils forment à eux deux un couple fondateur de la territorialisation de l'action publique en reposant sur le postulat historique que la territorialisation accroît l'efficacité. En effet, la territorialisation tend à rationaliser l'action publique en vue de la légitimer dans l'espace public tandis que le territoire repose sur l'existence de systèmes politiques situés. L'efficacité territoriale est donc la capacité des systèmes politiques à articuler *l'efficacité des politiques* c'est-à-dire l'adéquation entre les problèmes et solutions, et *l'efficacité politique* à savoir, la construction de la possibilité d'agir (Méasson, 2008).

Dans cette section, sera présentée la méthodologie employée pour étudier l'efficacité des ATOs à savoir, *la méthode d'analyse par enveloppement des données* permettant de calculer des scores d'efficacité. Il s'agit de l'approche utilisée par Corrado Lo Storto (Département d'Ingénierie Industrielle de l'Université Federico II de Naples) dans ses travaux. Parmi ceux-ci, on retrouve l'analyse comparative de l'efficacité opérationnelle de la fourniture des services intégrés en eau à l'échelle des ATOs ainsi que la mise en évidence de l'influence du type de contrat (Lo Storto, 2014).

L'application de la méthode de calcul des scores d'efficacité en elle-même ainsi que les résultats seront présentés dans une section à part entière qui sera précédée d'une analyse des données à prendre en compte réalisée à l'échelle régionale et l'échelle des ATOs.

Méthode d'analyse par enveloppement des données

La méthode Data Envelopment Analysis (DEA) ou méthode d'analyse par enveloppement des données est une méthode non-paramétrique d'évaluation de la performance d'entités par rapport à une frontière d'efficacité calculée à l'aide de la programmation linéaire sur base d'inputs et outputs. Ces entités, nommées *les Decision Making Units (DMU)*, transforment les ressources (*inputs*) en prestations (*outputs*) (Cooper *et al.*, 2006 & Huguénin, 2013). L'utilisation initiale de cette méthode développée par Charnes, Cooper et Rhodes en 1978 était destinée à l'évaluation de l'efficacité d'un programme fédéral américain d'allocation de ressources aux écoles. Par la suite, elle s'est généralisée aux organisations des secteurs privé et public mais également aux entités spatiales telles que les villes ou les régions (Huguénin, 2013).

Cette analyse est uniquement dépendante des données et non de leur relation (Cooper *et al.*, 2006). En effet, chaque entité doit être évaluée dans le cadre d'une collection d'entités ayant les mêmes inputs et outputs. Il en résulte des scores de performance variant entre 0 (l'entité est située sous la frontière et jugée inefficace) et 1 (l'entité est située sur la frontière et jugée efficace) et représentant le degré d'efficacité de l'entité évaluée. Pareto-Koopmans définit les concepts d'efficacité et d'inefficacité comme suit: « *la performance d'une DMU est efficace si et seulement si, il n'est pas possible d'améliorer certains inputs ou outputs sans affecter négativement d'autres inputs ou outputs. La performance d'une DMU est inefficace si et seulement si, il est possible d'améliorer l'efficacité de certains inputs et outputs sans affecter négativement d'autres inputs et outputs* » (Cooper *et al.*, 2006 & Huguénin, 2013).

Notions de base

Une mesure commune de l'efficacité d'une organisation est le ratio des outputs par les inputs. Diverses situations, dépendantes de la quantité d'inputs et d'outputs, seront illustrées ci-dessous afin de contextualiser les notions de base du modèle DEA (Cooper *et al.*, 2006).

Le cas de 1 input et 1 output

Supposons l'existence de 8 magasins identifiés de A à H et disposant chacun d'un certain nombre d'employés dont l'unité est 10 (input) et de ventes dont l'unité est 100.000\$ (output). La mesure de base de la productivité de chacun de ces magasins se résume à diviser la quantité de ventes par le nombre d'employés (**Figure 26**). Sur base de cette mesure, le magasin B est identifié comme étant le plus efficace et F comme le moins efficace (F atteint 40% de l'efficacité de B) (Cooper *et al.*, 2006).

Une représentation de ces données (**Figure 27**) met en évidence le fait que le ratio output/input correspond à la pente de chacune des lignes connectant chaque point à l'origine du graphique. Ainsi, la ligne caractérisée par la pente la plus forte, ici OB, est qualifiée de frontière d'efficacité (Cooper *et al.*, 2006).

Se pose maintenant la problématique de rendre efficaces les magasins situés sous la frontière d'efficacité (**Figure 28**). Pour se faire, deux solutions sont envisageables. La première consiste à réduire les employés et donc les inputs tandis que la seconde consiste à augmenter les outputs. En effet, si nous prenons le cas du magasin A de l'exemple précédent, « le rendre efficace » consiste à placer le point A sur la frontière d'efficacité. Ceci est réalisable soit, en déplaçant le point A aux coordonnées (1,1) ce qui consiste à réduire ses inputs soit, aux coordonnées (2,2) ce qui consiste à augmenter ses outputs (Cooper *et al.*, 2006).

Store	A	B	C	D	E	F	G	H
Employee	2	3	3	4	5	5	6	8
Sale	1	3	2	3	4	2	3	5
Sale/Employee	0.5	1	0.667	0.75	0.8	0.4	0.5	0.625

Figure 26. Présentation des données du cas de 1 input et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

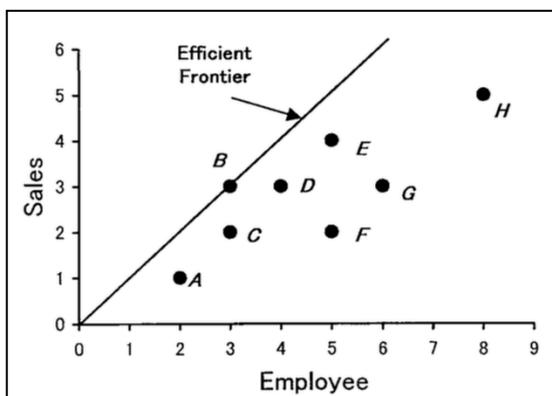


Figure 27. Représentation des données du cas de 1 input et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

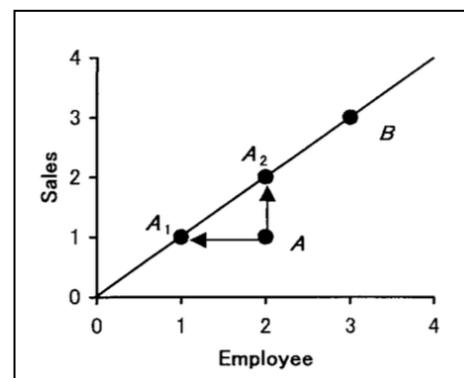


Figure 28. Amélioration de l'efficacité de A : cas de 1 input et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

Le cas de 2 inputs et 1 output

Considérons maintenant le cas de 9 magasins chacun caractérisé par deux inputs et 1 output (**Figure 29**). L'input x_1 est exprimé en unité 10 tandis que l'input x_2 en unité 1000 m². L'output y est, quant à lui, exprimé en unité 100.000\$ mais, selon l'hypothèse de rendement constant d'échelle, il est ramené à l'unité (Cooper *et al.*, 2006).

Il semble logique de considérer les magasins utilisant le moins d'inputs pour produire une unité d'output comme étant les plus efficaces. La frontière d'efficacité est, par conséquent, définie par les points C, D et E (**Figure 30**) (Cooper *et al.*, 2006).

L'efficacité du point A peut être mesurée comme étant le rapport entre la distance OP (P étant l'intersection de OA avec la frontière d'efficacité) et la distance OA (**Figure 31**). Ainsi, l'inefficacité de A peut être évaluée sur base d'une combinaison de D et E étant donné que le point P est situé sur le segment délimité par ces deux points ; il s'agit des points de référence de A. L'efficacité de A peut être améliorée en déplaçant le point A au point P. Toutefois, tout point situé sur le segment ED par projection soit, horizontale ce qui consiste à réduire les inputs x_1 (A_1) soit, verticale c'est-à-dire une réduction des inputs x_2 (D) de A sur la frontière d'efficacité peut être utilisé comme candidat pour améliorer l'efficacité de A (Cooper *et al.*, 2006).

Store		A	B	C	D	E	F	G	H	I
Employee	x_1	4	7	8	4	2	5	6	5.5	6
Floor Area	x_2	3	3	1	2	4	2	4	2.5	2.5
Sale	y	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Figure 29. Présentation des données du cas de 2 inputs et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

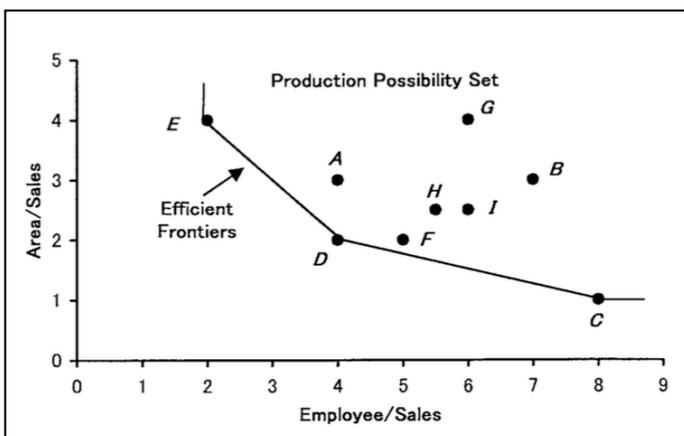


Figure 30. Représentation des données du cas de 2 inputs et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

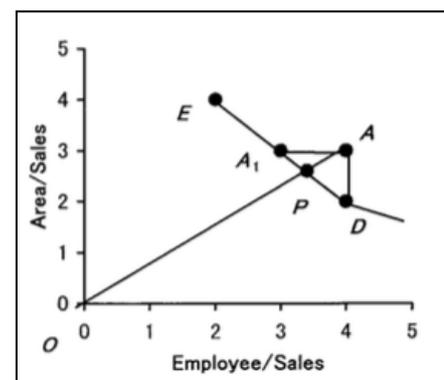


Figure 31. Amélioration de l'efficacité de A : cas de 2 inputs et de 1 output (Cooper *et al.*, 2006).

Le cas de 1 inputs et 2 outputs

Considérons maintenant le cas de 7 magasins possédant chacun un input (employés) et deux outputs (les clients en unité 10 et les ventes en unité 100000\$) (**Figure 32**). La frontière d'efficacité est donc formée par les points B, E, F et G sur base du même postulat que dans le cas précédant (**Figure 33**). Tandis que la possibilité de production est délimitée par les axes et la frontière d'efficacité (Cooper *et al.*, 2006).

Par exemple, l'efficacité de D peut être mesurée sur base du rapport entre la distance OD et la distance OP avec P l'intersection du prolongement de la droite OD avec la frontière d'efficacité (**Figure 34**). Nous obtenons que l'efficacité de D est égale à 0,75. Ainsi, le ratio se calcule sur base de la distance euclidienne. En effet, $d(O,D) = \sqrt{4^2 + 3^2} = 5$ et $d(O,P) = \sqrt{(\frac{16}{3})^2 + 4^2} = \frac{20}{3}$ ainsi, $5/\frac{20}{3} = \frac{15}{20} = 0,75$. L'équation réciproque à savoir, $\frac{d(O,P)}{d(O,D)} = \frac{4}{3}$ permet de déterminer de combien augmenter les outputs de D pour qu'il devienne efficace. Ainsi, si on applique ce ratio aux coordonnées de D (4, 3), on obtient les coordonnées de P (16/3, 4) situé sur la frontière d'efficacité. Ici, on se trouve dans la situation d'une inefficacité technique c'est-à-dire que l'ensemble des outputs est inefficace ce qui signifie que le déficit de production de D peut être comblé en augmentant les outputs grâce au ratio obtenu mais en conservant leur proportion. Dans le cas où seuls certains outputs sont inefficaces, on parlera d'inefficacité mixte. C'est par exemple le cas du point A. En effet, l'efficacité technique de ce point est améliorée par un déplacement en Q sans altérer la proportion des outputs. Toutefois, malgré que Q soit situé sur la frontière d'efficacité, il ne se trouve pas sur une partie efficiente de celle-ci en raison de la position de B. Pour corriger ce défaut, il faut déplacer un des deux outputs (dans ce cas l'output 1) en B ce qui modifiera les proportions de ces derniers (Cooper *et al.*, 2006).

Table 1.4. One Input and Two Outputs Case

Store	<i>x</i>	A	B	C	D	E	F	G
Employees	<i>x</i>	1	1	1	1	1	1	1
Customers	<i>y</i> ₁	1	2	3	4	4	5	6
Sales	<i>y</i> ₂	5	7	4	3	6	5	2

Figure 32. Présentation des données du cas de 1 input et de 2 outputs (Cooper *et al.*, 2006).

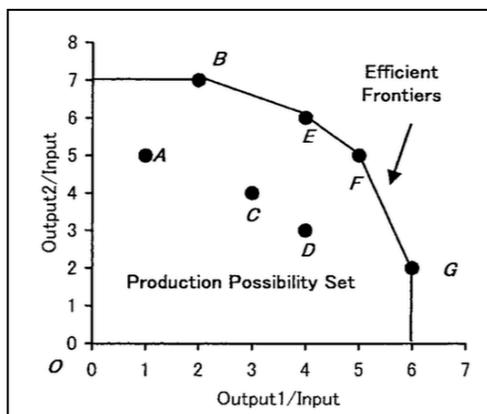


Figure 33. Représentation des données du cas de 1 input et de 2 outputs (Cooper *et al.*, 2006).

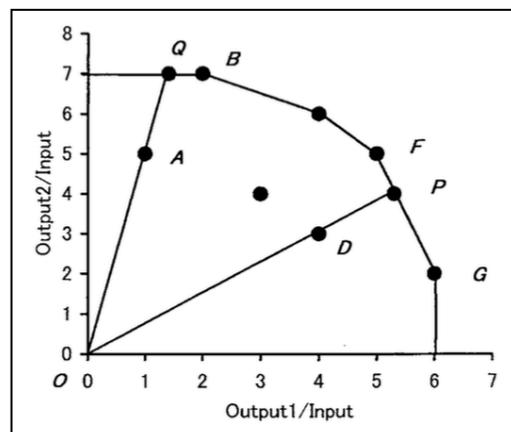


Figure 34. Amélioration de l'efficacité de A et D : cas de 1 input et de 2 outputs (Cooper *et al.*, 2006).

Les exemples présentés ci-dessus ont permis d'introduire les notions de base de la méthode DEA et ainsi, de comprendre son fonctionnement. Dès lors, ses caractéristiques seront présentées ci-dessous. Parmi celles-ci, on retrouve les différents modèles et leurs orientations possibles ainsi que les notions de benchmarks et slacks. Le cas d'un modèle aux multiples inputs et outputs sera également envisagé.

Les deux modèles possibles

Deux modèles DEA de base existent. L'un repose sur l'hypothèse que les entités évoluent dans une situation de rendements d'échelle constants où règne une concurrence parfaite ; il s'agit du modèle **Constant Returns to Scale** ou modèle **Charnes Cooper & Rhodes**. Le modèle **Variable Returns to Scale** ou modèle **Banker Charnes et Cooper** repose, quant à lui, sur l'hypothèse que les entités évoluent dans une situation de rendements d'échelle variables. Généralement, ce second modèle est d'application dans les cas de concurrence imparfaite ou de marchés régulés (Huguenin, 2013).

La comparaison entre ces deux modèles permet l'identification des sources d'inefficacité. En effet, l'efficacité technique dans le modèle CRS (*constant return to scale technical efficiency*) traduit la mesure globale de la performance d'une entité et se compose d'une mesure de l'efficacité technique pure c'est-à-dire celle obtenue sous hypothèse de rendements d'échelle variables (*variable return to scale technical efficiency*) et d'une mesure d'efficacité d'échelle (*scale efficiency*). L'efficacité technique correspond donc à une mesure globale de la performance d'une organisation et n'indique pas la source d'inefficacité. Cette dernière peut avoir deux origines : une gestion perfectible qui renvoie à la notion d'efficacité technique pure ou une taille non optimale de l'organisation qui renvoie à la notion d'efficacité d'échelle (Huguenin, 2013).

Les deux orientations possibles

Le modèle DEA peut soit, minimiser les inputs d'une organisation pour un niveau d'outputs donné et ainsi, indiquer de combien ses inputs peuvent être réduits tout en maintenant son niveau de production soit, maximiser ses outputs pour un niveau d'inputs donné et ainsi, indiquer de combien la production peut être augmentée si il y a maintien d'un certain niveau d'inputs. On parlera alors respectivement d'une orientation input et output. Peu importe le modèle sélectionné, l'orientation choisie n'affectera pas la frontière d'efficacité du modèle en question ; les organisations localisées sur la frontière seront les mêmes pour une orientation input que pour une orientation output. Toutefois, bien que les scores d'efficacité technique du modèle CRS ne dépendent pas de l'orientation de ce dernier, les scores obtenus pour le modèle VRS varient selon l'orientation choisie même si cette variation reste très minime (Huguenin, 2013).

Il se pose également la problématique du choix de l'orientation du modèle. Ce choix se fait sur base des variables pour lesquelles les décideurs exercent le plus grand pouvoir de gestion. Par exemple, dans le cas du secteur public, si les décideurs désirent atteindre un quota imposé, ils vont chercher à minimiser la consommation de leurs ressources et opteront pour une orientation input tandis que s'ils souhaitent maximiser les prestations sur base de l'allocation d'un certain niveau de ressources, ils choisiront une orientation output (Huguenin, 2013).

Les benchmarks

Lorsqu'une entité est inefficace, le modèle DEA identifie les entités efficaces qui se rapprochent le plus de sa fonction de production. Ces entités sont les benchmarks ou pairs. Elles ont pour fonction d'agir comme le pair de référence des entités inefficaces en termes de *best practice* (Huguenin, 2013). C'est pourquoi, la méthode DEA est qualifiée de technique de benchmarking ou analyse comparative (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013).

La **Figure 35** met en évidence les pairs sous hypothèse de rendements d'échelle variables. Sur cette figure, trois entités sont efficaces (A, B et C) de par leur position sur la frontière d'efficacité et deux entités sont inefficaces (D et E). Les pairs de l'entité C sont les entités B et E étant donné que la projection de C sur la frontière (C_{VRS-1}) est située sur le segment de la frontière délimité par les entités B et E tandis que les pairs de l'entité D sont les entités A et B (Huguenin, 2013).

Les slacks

Comme le montre la **Figure 36**, l'office d'état civil F est inefficace de par sa position sous la frontière d'efficacité. Pour devenir efficace, l'office F doit être déplacé par projection sur la frontière et devient alors F_{VRS-1} . Ainsi, il y a pour cet office une production de 0,5 document pour deux employés. Or, l'office A situé sur la frontière produit 1 document pour un nombre équivalent d'employés. Par conséquent, l'office F n'est pas 100% efficace à cet endroit et doit subir un second mouvement vers A. Ce mouvement additionnel est appelé *slack* et est pris en considération dans la méthode DEA. Ainsi, chaque point situé sur un segment de frontière parallèle aux axes doit être ajusté aux *slacks* (Huguenin, 2013).

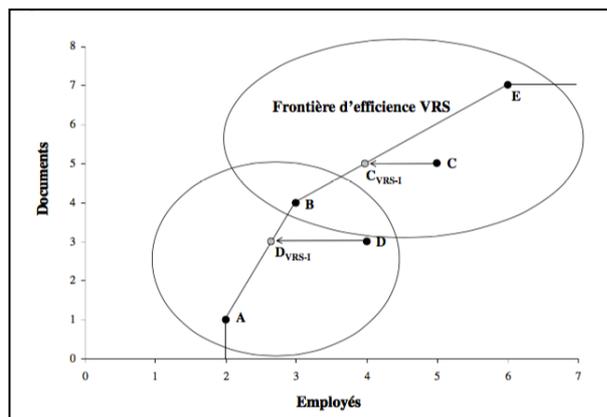


Figure 35. Pairs de référence des entités A et B (Huguenin, 2013).

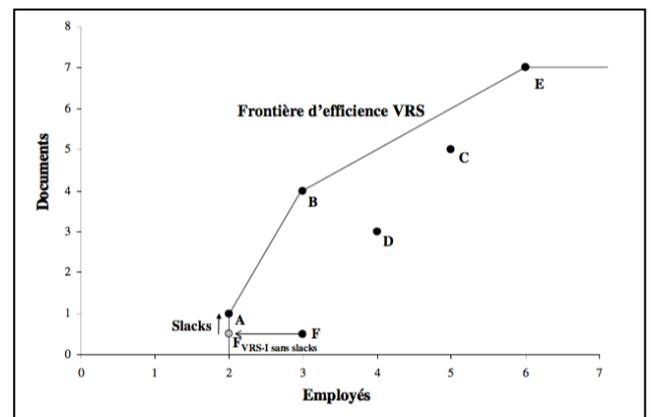


Figure 36. Ajustement des projections des organisations inefficaces sur la frontière en tenant compte des *slacks* (Huguenin, 2013).

Multiplés outputs et inputs

La méthode DEA peut être étendue à l'utilisation de plusieurs outputs et inputs. Toutefois, ce nombre est limité par le nombre d'organisations à comparer qui ne peut être inférieur à trois fois la somme du nombre d'inputs et d'outputs. Ceci s'explique par le fait que plus le nombre d'inputs et d'outputs est élevé, plus la probabilité que les organisations aient un score d'efficacité de 100% est grande. Ainsi, un échantillon de 21 entreprises permet de prendre en compte un nombre total d'outputs et d'inputs de 7 (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013).

Fonctionnement mathématique des modèles

Le modèle CRS ou CCR

Charnes, Cooper et Rhodes ont développé en 1978 le modèle DEA sous hypothèse de rendements d'échelle constants et définissent la notion d'efficacité comme étant la valeur maximale du ratio « outputs pondérés par inputs pondérés » sous la contrainte de ratios inférieurs ou égaux à l'unité. L'efficacité technique (TE_k) de l'entité k utilisant m inputs pour produire s outputs est définie par l'équation suivant (1) (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013):

$$TE_k = \frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{rk}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{ik}} \quad (1)$$

Où

y_{rk} est la quantité de l'output r produit par l'entité k ;

x_{ik} est la quantité de l'input i consommé par l'entité k ;

u_r est le poids de l'output r ;

v_i est le poids de l'input i ;

n est le nombre d'organisations à être évaluées ;

s est le nombre d'outputs ;

m est le nombre d'inputs ;

Pour chaque organisation, un set de poids différent est calculé par le modèle de sorte à ce qu'elles obtiennent le score d'efficacité le plus élevé (Huguenin, 2013). Bien qu'il soit possible que les décideurs fixent eux-mêmes les poids relatifs aux variables, cette extension du modèle ne sera pas utilisée dans le cadre de ce mémoire.

Par ailleurs, l'efficacité technique est maximisée (2) selon deux contraintes : les poids appliqués aux inputs et outputs de l'organisation ne peuvent pas générer un score d'efficacité supérieur à 1 (3) et doivent être strictement positifs (4) (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013).

Maximiser	$\frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{rk}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{ik}} \quad (2)$
Sous contraintes	$\frac{\sum_{r=1}^s u_r y_{rj}}{\sum_{i=1}^m v_i x_{ij}} \leq 1 \quad j = 1, \dots, n \quad (3)$
	$u_r, v_i > 0 \quad \forall r = 1, \dots, s \text{ et } \forall i = 1, \dots, m \quad (4)$

Selon que le modèle soit orienté input ou output, on obtient les équations suivantes pour traduire la « forme multiplicateur » du problème (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013) :

Modèle CRS, orientation output Équation primale		Modèle CRS, orientation input Équation primale	
Minimiser $\sum_{i=1}^m v_i x_{ik}$	(5)	Maximiser $\sum_{r=1}^s u_r y_{rk}$	(9)
Sous contraintes		Sous contraintes	
$\sum_{i=1}^m v_i x_{ij} - \sum_{r=1}^s u_r y_{rj} \geq 0 \quad j = 1, \dots, n$	(6)	$\sum_{i=1}^m v_i x_{ij} - \sum_{r=1}^s u_r y_{rj} \geq 0 \quad j = 1, \dots, n$	(10)
$\sum_{r=1}^s u_r y_{rk} = 1$	(7)	$\sum_{i=1}^m v_i x_{ik} = 1$	(11)
$u_r, v_i > 0 \quad \forall r = 1, \dots, s; i = 1, \dots, m$	(8)	$u_r, v_i > 0 \quad \forall r = 1, \dots, s; i = 1, \dots, m$	(12)

La forme « enveloppe » dérivée du problème et utilisant la dualité dans la programmation linéaire est exprimée par les équations présentées ci-dessous et est privilégiée dans la programmation informatique étant donné qu'elle ne contient que $s+m$ contraintes au lieu de $n+1$ dans la forme multiplicateur (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013) :

Modèle CRS, orientation output Équation duale		Modèle CRS, orientation input Équation duale	
Maximiser ϕ_k	(13)	Minimiser θ_k	(17)
Sous contraintes		Sous contraintes	
$\phi_k y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} \leq 0 \quad r = 1, \dots, s$	(14)	$y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} \leq 0 \quad r = 1, \dots, s$	(18)
$x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} \geq 0 \quad i = 1, \dots, m$	(15)	$\theta_k x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} \geq 0 \quad i = 1, \dots, m$	(19)
$\lambda_j \geq 0 \quad \forall j = 1, \dots, n$	(16)	$\lambda_j \geq 0 \quad \forall j = 1, \dots, n$	(20)

Où $1/\phi_k$ et θ_k représentent l'efficacité technique de l'organisation k ;
 λ_j représente le poids associé aux outputs et inputs de l'organisation j.

En prenant en considération les slacks dans la mesure d'efficacité (s_i représentant les inputs slacks et s_r les outputs slacks) lorsque l'entité se situe sur les segments de l'enveloppe parallèles aux axes, les équations duales avec slacks deviennent (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013) :

Modèle CRS, orientation output Équation duale avec slacks		Modèle CRS, orientation input Équation duale avec slacks	
Maximiser $\phi_k + \varepsilon \sum_{r=1}^s s_r + \varepsilon \sum_{i=1}^m s_i$	(21)	Minimiser $\theta_k - \varepsilon \sum_{r=1}^s s_r - \varepsilon \sum_{i=1}^m s_i$	(25)
Sous contraintes		Sous contraintes	
$\phi_k y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} + s_r = 0 \quad r = 1, \dots, s$	(22)	$y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} + s_r = 0 \quad r = 1, \dots, s$	(26)
$x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} - s_i = 0 \quad i = 1, \dots, m$	(23)	$\theta_k x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} - s_i = 0 \quad i = 1, \dots, m$	(27)
$\lambda_j, s_r, s_i \geq 0 \quad \forall j = 1, \dots, n; r = 1, \dots, s; i = 1, \dots, m$	(24)	$\lambda_j, s_r, s_i \geq 0 \quad \forall j = 1, \dots, n; r = 1, \dots, s; i = 1, \dots, m$	(28)

Où ε représente une valeur non archimédienne c'est-à-dire une valeur plus petite que n'importe quel nombre réel positif ainsi, il s'agit d'une valeur supérieure à 0.

Dans ce cas, on parlera d'efficacité de l'organisation k si et seulement si (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013) :

$$TE_k = \left(1/\phi_k\right) = 1 \text{ ou } TE_k = \theta_k = 1 \text{ et } s_i \text{ et } s_r = 0 \quad \forall r = 1, \dots, s \text{ et } \forall i = 1, \dots, m$$

La frontière d'efficacité CRS

Comme le montre la **Figure 37**, sur base de l'exemple des mairies, la frontière d'efficacité CRS part de l'origine et passe par l'office d'état civil B à savoir, l'observation ayant la pente la plus raide et donc présentant le ratio de productivité « outputs par inputs » le plus élevé c'est-à-dire $4/3= 1,33$ signifiant que chaque employé produit 1,33 documents. Étant situé sur la frontière d'efficacité, l'état civil B est considéré comme étant 100% efficace contrairement aux états civils A, C, D et E, situés sous la frontière d'efficacité. Toutefois, il faut rappeler que la méthode DEA calcule des scores d'efficacité relatifs et donc que les organisations situées sur la frontière sont efficaces à 100% car elles sont les plus efficaces de l'échantillon (Huguenin, 2013).

Par exemple, si l'on considère l'office d'état A, *dans le cas d'une orientation input*, le score d'efficacité correspond à la distance (SA_{CRS-I}) entre la projection de A sur l'axe des outputs (S) et la projection de A sur la frontière d'efficacité (A_{CRS-I}) divisée par la distance (SA) entre la projection de A sur l'axe des outputs et A. Sur cette base, le score d'efficacité de A est de 37,5% ce qui signifie que l'office d'état pourrait réduire de 62,5% ($\frac{\text{valeur d'origine de l'input} - \text{valeur projetée de l'input}}{\text{valeur d'origine de l'input}} \times 100$) ses employés en conservant le même niveau de production à savoir, 1 document. Tandis que *dans le cas d'une orientation output*, le score d'efficacité de A correspond à la distance TA divisée par la distance TA_{CRS-O} . Étant donné que les scores d'efficacité ne varient pas selon l'orientation du modèle dans le cas d'un modèle à rendements constants, le score d'efficacité est également équivalent à 37,5% signifiant qu'en conservant le même nombre d'employés, l'office d'état civil A pourrait augmenter de 62,5% ($\frac{\text{valeur projetée de output} - \text{valeur d'origine de l'output}}{\text{valeur projetée de l'output}} \times 100$) la production de ses documents (Huguenin, 2013).

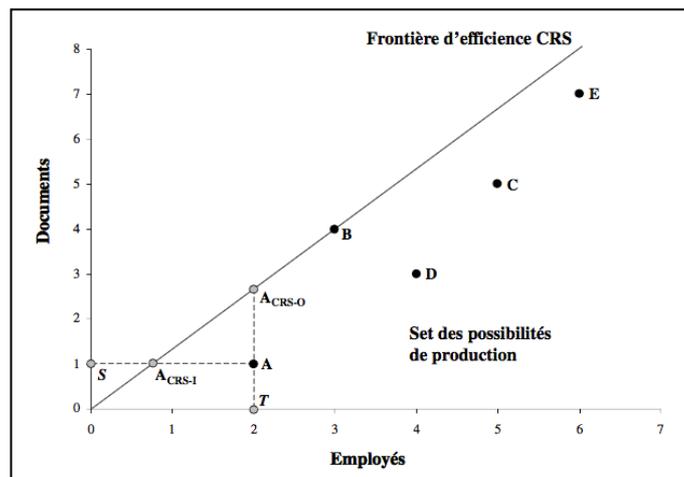


Figure 37. Frontière d'efficacité CRS (Huguenin, 2013).

Le modèle VRS ou BCC

Banker, Charnes et Cooper ont développé en 1984 le modèle DEA basé, cette fois, sur l’hypothèse de rendements d’échelle variables. Pour ce faire, l’hypothèse de rendements d’échelle constants utilisée dans le modèle CRS est assouplie en ajoutant une mesure de rendements d’échelle dans l’équation primale de l’entité k où la contrainte de convexité dans l’équation duale est $\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$ (Cooper *et al.*, 2006 & Huguenin, 2013).

La **Figure 38** représente sur le même graphique la frontière d’efficacité CRS (trait en pointillés) et la frontière d’efficacité VRS (trait continu) dans la situation d’un output et d’un input. La distance entre la frontière VRS et la frontière CRS correspond à l’efficacité d’échelle. Sur ce graphique, une seule entité ou organisation est située sur les deux frontières et est donc efficiente sous les deux hypothèses tandis que A et C sont VRS efficaces mais CRS inefficientes et enfin, D et E sont inefficients sous les deux hypothèses (Huguenin, 2013).

Prenons l’exemple de l’organisation D, inefficente sous les deux hypothèses. Pour que cette organisation devienne VRS efficiente, le point D doit effectuer un déplacement vers le point D’ situé sur la frontière d’efficacité VRS. Il en résulte que la distance DD’ correspond à l’inefficience technique VRS en orientation input de l’organisation D. Tandis que pour que l’organisation devienne CRS efficiente, le point D’ doit se déplacer au point D’’ situé sur la frontière d’efficacité technique CRS. La distance DD’’ correspond donc à l’inefficience technique du point D en orientation input tandis que la distance entre D’ et D’’ traduit l’inefficience d’échelle (Huguenin, 2013). L’efficacité technique de D sous les différentes hypothèses (**TE_{CRS}** et **TE_{VRS}**) et l’efficacité d’échelle (**SE**) exprimées sous forme de ratio compris entre 0 et 1 sont reprises dans le tableau ci-dessous.

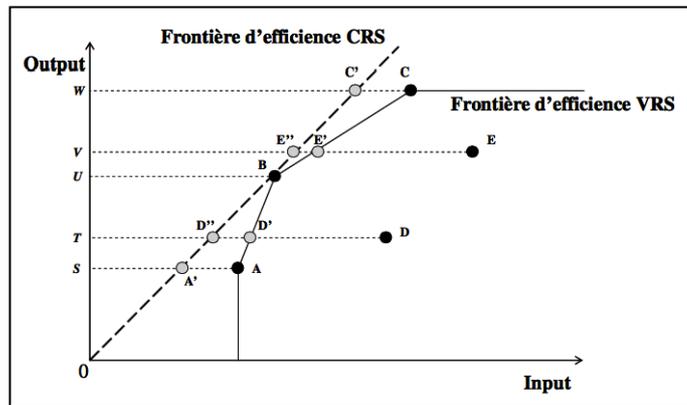


Figure 38. Efficience technique sous hypothèse CRS et VRS et efficacité d’échelle (Huguenin, 2013).

Efficience technique de D sous hypothèse CRS	Efficience technique de D sous hypothèse VRS	Efficience d’échelle de D
$TE_{CRS} = \frac{TD''}{TD}$	$TE_{VRS} = \frac{TD'}{TD}$	$SE = \frac{TD''}{TD'}$

Ainsi,

$$SE_k = \frac{TE_{k,CRS}}{TE_{k,VRS}}$$

Les équations primales pour le modèle VRS selon l'orientation sélectionnée du modèle sont présentées ci-dessous :

Modèle VRS, orientation <i>output</i> Équation primale	Modèle VRS, orientation <i>input</i> Équation primale
Minimiser $\sum_{i=1}^m v_i x_{ik} - c_k$ (29)	Maximiser $\sum_{r=1}^s u_r y_{rk} + c_k$ (33)
Sous contraintes	Sous contraintes
$\sum_{i=1}^m v_i x_{ij} - \sum_{r=1}^s u_r y_{rj} - c_k \geq 0 \quad j=1, \dots, n$ (30)	$\sum_{i=1}^m v_i x_{ij} - \sum_{r=1}^s u_r y_{rj} - c_k \geq 0 \quad j=1, \dots, n$ (34)
$\sum_{r=1}^s u_r y_{rk} = 1$ (31)	$\sum_{i=1}^m v_i x_{ik} = 1$ (35)
$u_r, v_i > 0 \quad \forall r=1, \dots, s; i=1, \dots, m$ (32)	$u_r, v_i > 0 \quad \forall r=1, \dots, s; i=1, \dots, m$ (36)

Où c_k est une mesure de rendements d'échelle sur les axes des variables.

Les versions duales des équations sont présentées ci-dessous :

Modèle VRS, orientation <i>output</i> Équation duale	Modèle VRS, orientation <i>input</i> Équation duale
Maximiser ϕ_k (37)	Minimiser θ_k (42)
Sous contraintes	Sous contraintes
$\phi_k y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} \leq 0 \quad r=1, \dots, s$ (38)	$y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} \leq 0 \quad r=1, \dots, s$ (43)
$x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} \geq 0 \quad i=1, \dots, m$ (39)	$\theta_k x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} \geq 0 \quad i=1, \dots, m$ (44)
$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$ (40)	$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$ (45)
$\lambda_j \geq 0 \quad \forall j=1, \dots, n$ (41)	$\lambda_j \geq 0 \quad \forall j=1, \dots, n$ (46)

Les versions duales de ce problème de programmation linéaire en tenant compte des slacks du modèle sont exprimées ci-dessous :

Modèle VRS, orientation <i>output</i> Équation duale avec <i>slacks</i>	Modèle VRS, orientation <i>input</i> Équation duale avec <i>slacks</i>
Maximiser $\phi_k + \varepsilon \sum_{r=1}^s s_r + \varepsilon \sum_{i=1}^m s_i$ (47)	Minimiser $\theta_k - \varepsilon \sum_{r=1}^s s_r - \varepsilon \sum_{i=1}^m s_i$ (52)
Sous contraintes	Sous contraintes
$\phi_k y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} + s_r = 0 \quad r=1, \dots, s$ (48)	$y_{rk} - \sum_{j=1}^n \lambda_j y_{rj} + s_r = 0 \quad r=1, \dots, s$ (53)
$x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} - s_i = 0 \quad i=1, \dots, m$ (49)	$\theta_k x_{ik} - \sum_{j=1}^n \lambda_j x_{ij} - s_i = 0 \quad i=1, \dots, m$ (54)
$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$ (50)	$\sum_{j=1}^n \lambda_j = 1$ (55)
$\lambda_j, s_r, s_i \geq 0 \quad \forall j=1, \dots, n; r=1, \dots, s; i=1, \dots, m$ (51)	$\lambda_j, s_r, s_i \geq 0 \quad \forall j=1, \dots, n; r=1, \dots, s; i=1, \dots, m$ (56)

La frontière d'efficacité VRS

Comme le montre la **Figure 39**, la frontière d'efficacité sous hypothèse de rendements d'échelle variables enveloppe toutes les observations. *Dans le cas d'une orientation input*, si l'on prend l'exemple de l'office d'état civil D, le score d'efficacité correspond à la distance UD_{VRS-I} divisée par la distance UD, soit 66,7% signifiant que le nombre d'employés pourrait être réduit de 33,3% en maintenant une production de documents identique. Tandis que *dans le cas d'une orientation output*, le score d'efficacité correspond à la distance VD divisée par la distance VD_{VRS-O} soit, 60% et traduisant le fait que la production de documents pourrait augmenter de 40% en maintenant le même nombre d'employés (Huguenin, 2013).

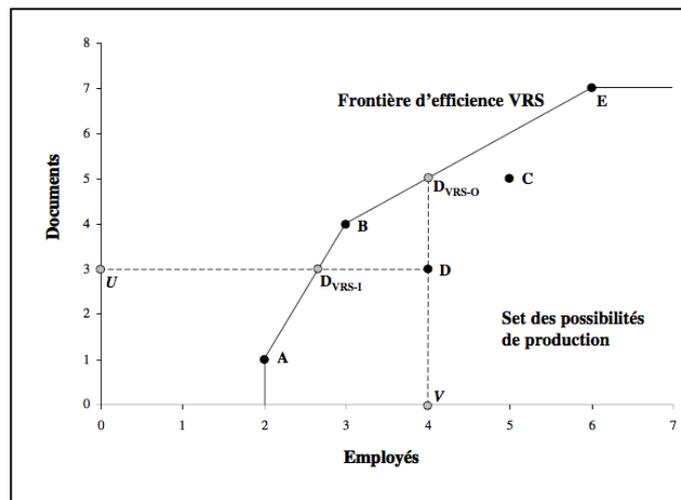


Figure 39. Frontière d'efficacité VRS (Huguenin, 2013).

Ajustement de l'efficacité aux conditions de l'environnement

Les variables environnementales, bien qu'elles influencent l'efficacité des entités, ne font pas partie des inputs et outputs traditionnels étant donné qu'elles ne sont pas sous le contrôle des managers. La méthode dite des « deux étapes » permet d'inclure les variables environnementales en combinant un modèle DEA construit sur base des variables discrétionnaires à une analyse de régression où les scores d'efficacité sont régressés sur les variables environnementales par la méthode des moindres carrés ordinaires. Ainsi, l'analyse de régression permet l'obtention des coefficients des variables environnementales qui sont ensuite utilisés pour ajuster les scores d'efficacité à une même condition de l'environnement (Huguenin, 2013).

Analyse préalable des données

Cette section est une première approche de la méthodologie dont l'objet est la mise en évidence de l'hétérogénéité des régions mais également des ATOs du Mezzogiorno. Elle a également pour but, une première vision des données à prendre en compte lors du calcul des scores d'efficacité qui sera réalisé dans la section suivante. L'analyse à l'échelle régionale se base sur une matrice de corrélation réalisée à partir de variables portant sur le tourisme ainsi que sur l'agriculture et les pratiques d'irrigation associées ; les deux principaux secteurs consommateurs d'eau en Italie. La question de la disponibilité en eau sera également abordée. Par la suite, une seconde analyse sera réalisée mais cette fois, à l'échelle des ATOs. Son objectif consiste à élaborer une classification des zones territoriales optimales à partir des résultats d'une analyse en composantes principales en vue de comparer la typologie des ATOs à celle des scores d'efficacité. Le choix des variables repose principalement sur la disponibilité des données relatives à l'eau et son utilisation. En effet, rares sont les données à l'échelle des municipalités accessibles au public et les demandes auprès de l'Institut national des statistiques (I.stat) n'ont donné aucune suite.

Analyse à l'échelle régionale

Comme mentionné ci-dessus, l'analyse à l'échelle régionale porte essentiellement sur les variables relatives au tourisme et l'agriculture dans le but d'étudier leur influence en termes de consommation en eau au travers d'une matrice de corrélation. Les données proviennent principalement de l'I.stat à l'exception des indicateurs de tourisme qui proviennent de Eurostat. Les différentes variables sur lesquelles la matrice de corrélation a été réalisée sont :

- *Prélèvements totaux* (milliers de m³) : cet indicateur traduit d'une part, la disponibilité en eau résultant des diverses sources d'approvisionnement (sources, puits, cours d'eau, bassins artificiels ou encore eau marine et saumâtre) et d'autre part, la consommation en eau. En effet, les prélèvements en eau dépendent de l'offre mais également de la demande (Istat, 2012a) ;
- *Fermes de cultures* (nombre d'unités) : cet indicateur fait abstraction des pâtures et prairies et ne considère que les fermes possédant des cultures. Les fermes ne possédant qu'un potager ne sont pas reprises dans cette catégorie (Istat, 2007a) ;
- *Surface de production* (hectares) : cette variable couvre principalement les productions de céréales, plantes tubéreuses, légumes en openfield, fruits frais, agrumes, raisins, olives, graminées, légumes en serres et cultures industrielles (Istat, 2011a) ;
- *Fermes d'élevage* (nombre d'unités) : fermes disposant d'un troupeau de bovins, buffles, moutons, chèvres et/ou chevaux ainsi que les fermes d'élevage de volailles, autruches, lapins et/ou porcs (Istat, 2007b) ;
- *Surface irriguée* (hectares) : surface destinée à l'irrigation et dont l'eau provient essentiellement des eaux souterraines à proximité des fermes, des bassins naturels et artificiels, des lacs, rivières ou cours d'eau ainsi que des consortiums d'aqueducs ou autres institutions qui fournissent l'eau selon la demande (Istat, 2010) ;
- *Volumes d'eau destinés à l'irrigation* (milliers de m³) : volumes d'eau utilisés pour l'irrigation et qui proviennent essentiellement des eaux souterraines à proximité des fermes, des bassins naturels et artificiels, des lacs, rivières ou cours d'eau ainsi que des

consortiums d'aqueducs ou autres institutions qui fournissent l'eau selon la demande (Istat, 2010) ;

- *Fermes ayant recours à l'irrigation* (nombre d'unités) : fermes disposant d'une surface irriguée et dont l'eau destinée à l'irrigation provient essentiellement des eaux souterraines à proximité des fermes, des bassins naturels et artificiels, des lacs, rivières ou cours d'eau ainsi que des consortiums d'aqueducs ou autres institutions qui fournissent l'eau selon la demande (Istat, 2010) ;
- *Nuitées des résidents* (nombre de nuitées) : nombre de nuitées dans les établissements touristiques et autres hébergements à courte durée (terrains de camping et parcs pour caravanes) (Istat, 2015a) ;
- *Établissements touristiques* (nombre d'unités) : nombre d'établissements touristiques et autres hébergements à courte durée (terrains de camping et parcs pour caravanes) (Istat, 2015b) ;
- *Population desservie* (habitants) : ensemble de la population de la région en supposant un accès à l'eau potable pour toute la population (Istat, 2017).

La matrice de corrélation (**Figure 40**) a été réalisée à partir du coefficient de corrélation de Pearson, les variables étudiées étant continues. Les variables « *surface irriguée* » et « *fermes ayant recours à l'irrigation* » sont considérées comme étant des objets similaires, le seuil de dissimilarité ayant été fixé à 0,95. Dès lors, seule la variable « *surface irriguée* » est conservée. Les régions caractérisées par le nombre de fermes ayant recours à l'irrigation le plus élevé par km² sont d'une part, les Pouilles avec 3,30 fermes et d'autre part, la Campanie, Calabre et Sicile avec entre 1,94 à 2,14 fermes (**Figure 44**). Il s'agit également des régions où l'on retrouve la surface irriguée au km² la plus importante avec 12,32 hectares pour les Pouilles et entre 4,96 et 6,25 hectares pour la Campanie, Calabre et Sicile (**Figure 45**).

L'analyse de la matrice de corrélation admet une corrélation positive à partir de 0,72 de sorte à ne pas prendre en compte les liens faibles. Seront donc étudiées ci-dessous les variables présentant un coefficient de corrélation supérieur ou égal à 0,72. Ces coefficients sont significatifs au seuil de significativité de 0,05 et présentés en gras dans la matrice. Ainsi, le risque de rejeter l'hypothèse nulle (selon laquelle le coefficient de corrélation est égal à zéro) alors qu'elle est vraie est inférieur à 5%. La **Figure 41** représente la matrice des p-values pour les différents coefficients de corrélation.

L'analyse de la matrice se fera autour de trois grandes thématiques : la disponibilité de l'eau, l'agriculture et le tourisme. Bien que les prélèvements en eau ne soient pas considérés comme corrélés significativement suivant le seuil de 0,05 (p-value = 0,10) aux fermes de cultures et aux fermes d'élevage, nous retiendrons l'hypothèse qu'il existe un lien entre ces variables bien que le risque d'erreur n'est pas négligeable.

Variables	Prélèvements totaux	Fermes de cultures	Surface de production	Fermes d'élevage	Surface irriguée	Volume d'eau destiné à l'irrigation	Nuitées des résidents	Nombre d'établissements	Population desservie
Prélèvements totaux	1,00	0,62	0,07	0,63	0,09	0,34	0,48	0,56	0,77
Fermes de cultures	0,62	1,00	0,52	0,01	0,80	0,90	0,79	0,83	0,92
Surface de production	0,07	0,52	1,00	-0,18	0,72	0,80	0,65	0,79	0,48
Fermes d'élevage	0,63	0,01	-0,18	1,00	-0,32	-0,22	0,28	0,17	0,23
Surface irriguée	0,09	0,80	0,72	-0,32	1,00	0,92	0,78	0,76	0,68
Volume d'eau destiné à l'irrigation	0,34	0,90	0,80	-0,22	0,92	1,00	0,77	0,86	0,79
Nuitées des résidents	0,48	0,79	0,65	0,28	0,78	0,77	1,00	0,93	0,85
Nombre d'établissements	0,56	0,83	0,79	0,17	0,76	0,86	0,93	1,00	0,89
Population desservie	0,77	0,92	0,48	0,23	0,68	0,79	0,85	0,89	1,00

Figure 40. Matrice de corrélation (Pearson) à l'échelle des régions du Mezzogiorno.

Variables	Prélèvements totaux	Fermes de cultures	Surface de production	Fermes d'élevage	Surface irriguée	Volume d'eau destiné à l'irrigation	Nuitées des résidents	Nombre d'établissements	Population desservie
Prélèvements totaux	0,00	0,10	0,87	0,10	0,83	0,41	0,23	0,15	0,03
Fermes de cultures	0,10	0,00	0,18	0,97	0,02	0,00	0,02	0,01	0,00
Surface de production	0,87	0,18	0,00	0,66	0,05	0,02	0,08	0,02	0,23
Fermes d'élevage	0,10	0,97	0,66	0,00	0,44	0,60	0,51	0,69	0,58
Surface irriguée	0,83	0,02	0,05	0,44	0,00	0,00	0,02	0,03	0,06
Volume d'eau destiné à l'irrigation	0,41	0,00	0,02	0,60	0,00	0,00	0,03	0,01	0,02
Nuitées des résidents	0,23	0,02	0,08	0,51	0,02	0,03	0,00	0,00	0,01
Nombre d'établissements	0,15	0,01	0,02	0,69	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00
Population desservie	0,03	0,00	0,23	0,58	0,06	0,02	0,01	0,00	0,00

Figure 41. Matrice des p-values (Pearson) avec un seuil de significativité de 0,05 à l'échelle des régions du Mezzogiorno.

La question de la disponibilité en eau

Comme le montre la **Figure 42**, les principales sources de prélèvements en eau du Mezzogiorno sont les sources et les puits suivis par les bassins artificiels. On remarque une disparité régionale (**Figure 46**) dans la répartition des prélèvements totaux en eau au sein du Mezzogiorno : ces derniers sont prépondérants dans la région de Campanie avec 70,13 milliers de m³/km² prélevés au cours de l'année 2012 et les plus faibles dans les régions des Pouilles et de la Sardaigne avec entre 9,24 et 13,69 milliers de m³/km². Bien que nous ne pouvons le vérifier, les coefficients ne présentant pas un seuil de significativité inférieur à 0,05, nous retenons l'hypothèse selon laquelle cette hétérogénéité résulte des variables : « *fermes de cultures* » et « *fermes d'élevage* ». Bien sûr, les prélèvements sont proportionnels à la population ce qui est démontré par la matrice de corrélation. Comme le montre la **Figure 46**, les Pouilles sont un cas particulier notamment en raison de la faible disponibilité en eau dans cette région. En effet, elle se caractérise par une des populations les plus importantes du Mezzogiorno (**Figure 47**) mais par les prélèvements en eau les plus faibles. Ceci s'explique par le fait que 60% de son eau proviennent des transferts. Or, ces derniers ne sont pas pris en compte dans les prélèvements des Pouilles mais bien dans ceux des régions de Campanie, Basilicate et Molise d'où ils proviennent (Mazzola et Scordo, 2007).

La répartition des prélèvements en eau selon le type de sources (**Figure 48**) présente également une hétérogénéité régionale : les régions des Abruzzes et Molise tirent la majorité de leurs prélèvements des sources mais également, en proportion plus faible, des puits. Les prélèvements en eau des régions de Campanie et Calabre proviennent, en proportion égale des sources et puits tandis que ceux de la région des Pouilles sont issus en proportion égale des puits et bassins artificiels. Pour la Sardaigne et Basilicate, les prélèvements proviennent essentiellement des bassins artificiels tandis que ceux de la Sicile proviennent majoritairement des puits bien que les sources et bassins artificiels constituent une source non négligeable. Par ailleurs, seule la Sicile a pour origine des prélèvements les eaux marines et saumâtres bien que ces prélèvements représentent une très faible proportion.

D'après la matrice des corrélations, les prélèvements en eau ne sont pas directement dépendants des volumes en eau destinés à l'irrigation et des surfaces irriguées. En effet, selon l'hypothèse émise plus haut, ils le sont indirectement au travers de la variable « *fermes de cultures* ». La **Figure 43** rend compte de la superficie totale irriguée de chaque région. Il en résulte que trois-quarts des superficies de la Sicile, Campanie et Calabre sont irriguées. Seule la Sardaigne présente une part de superficie irriguée inférieure à la moyenne (Istat, 2014a).

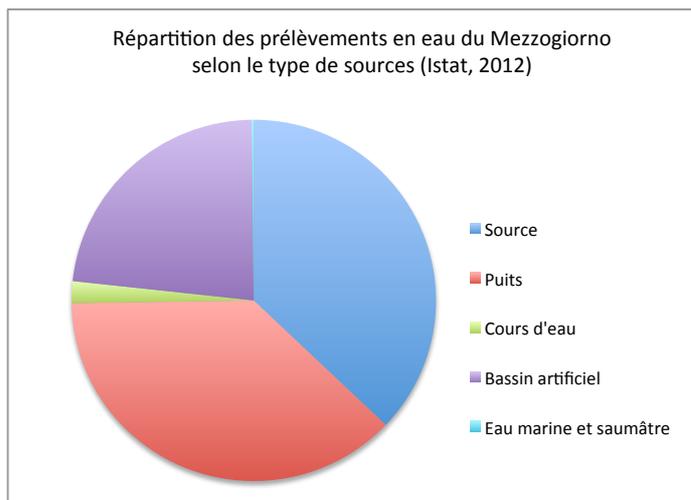


Figure 42. Répartition des prélèvements en eau selon le type de sources pour le Mezzogiorno.

Régions	Superficie irriguée (%)
Abruzzes	58%
Molise	51%
Campanie	74%
Pouilles	65%
Basilicate	50%
Calabre	72%
Sicile	75%
Sardaigne	42%

Istat 2014

Figure 43. Part de la superficie irriguée par région du Mezzogiorno, 2014.

La surface irriguée est logiquement corrélée au volume annuel d'eau destiné à l'irrigation. Ce dernier augmente donc lorsque la surface irriguée croît mais également avec la population. Il varie de 25,58 à 33,84 milliers de m³/km² pour les Pouilles, la Campanie et la Sicile (**Figure 51**). Il apparaît également que ces trois variables soient corrélées aux nuitées des résidents ainsi qu'au nombre d'établissements touristiques. Le facteur explicatif pourrait être l'agritourisme⁷ ou encore la viticulture au travers des fermes de cultures. En effet, comme l'indique la matrice de corrélation, il existe une corrélation positive entre les fermes de cultures et d'une part, les nuitées des résidents et d'autre part, le nombre d'établissements d'hébergement. Ainsi, le développement du tourisme autour de la ferme dépendrait de la quantité des fermes de cultures proportionnelles à la population. Ces fermes influenceraient les surfaces irriguées et par conséquent, les volumes d'eau destinés à l'irrigation.

⁷ L'Italie est le seul pays de l'Union Européenne doté de lois spécifiques qui reconnaissent l'agritourisme comme étant une activité agricole. En effet, il constitue l'une des principales sources de revenus pour les agriculteurs italiens; il s'agit de conjuguer le renouveau des traditions anciennes au développement rural intégré. En Italie, l'agritourisme se développe principalement au travers du savoir viticole et gastronomique, grand nombre de consommateurs urbains exprimant le besoin de se reconnecter aux racines culturelles de la gastronomie et nombreux étant les touristes en quête de nouvelles expériences. De plus, il s'inscrit dans un tourisme dit « vagabond » où l'on se déplace entre plusieurs régions durant les mêmes vacances. Par ailleurs, il existe une disparité entre le Nord et le Sud où les pratiques d'agritourisme ne représentent que 20,6% de celles enregistrées dans le pays et sont principalement développées en Campanie, en Sardaigne, dans les Abruzzes et en Sicile (Santucci, 2013).

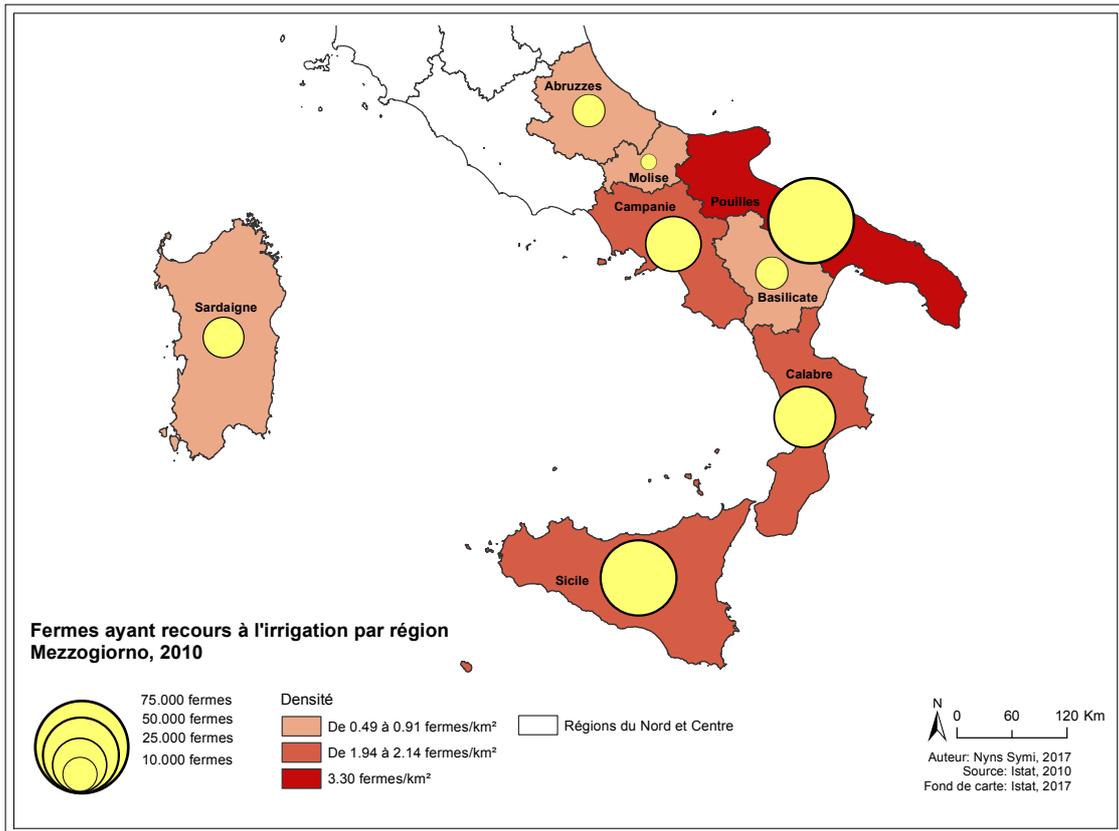


Figure 44. Fermes ayant recours à l'irrigation (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2010.

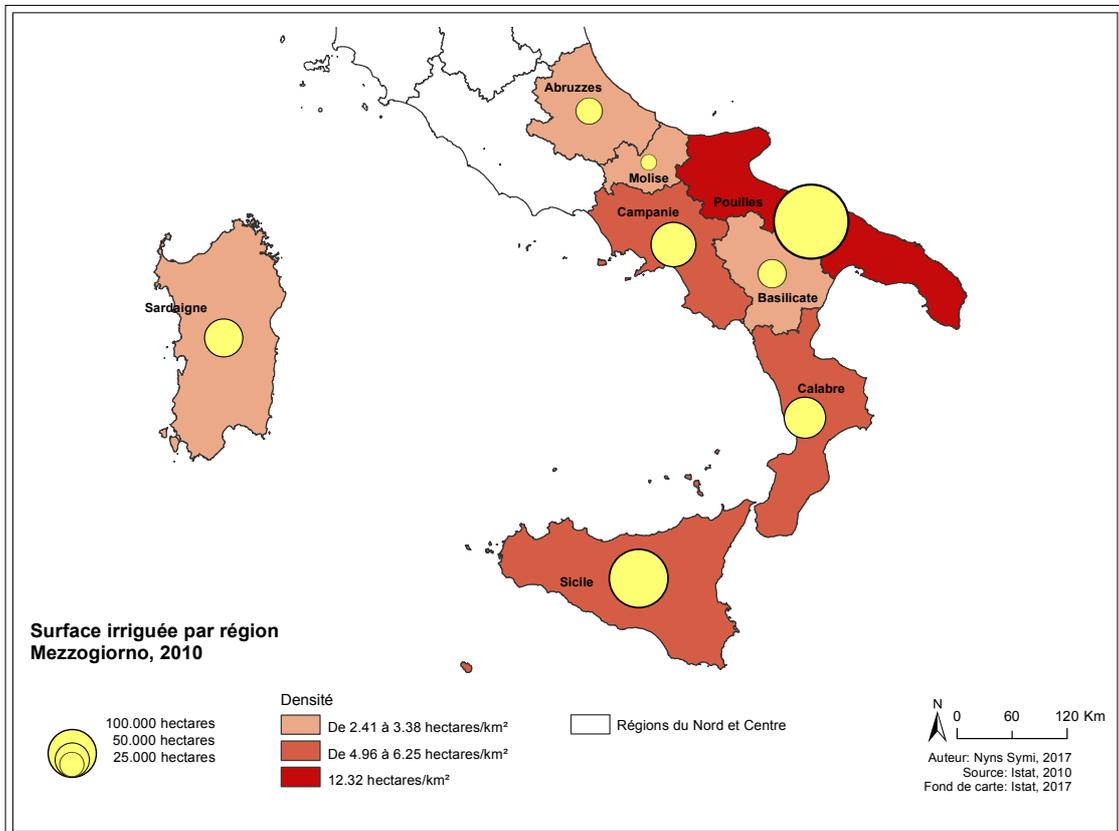


Figure 45. Surface irriguée (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2010.

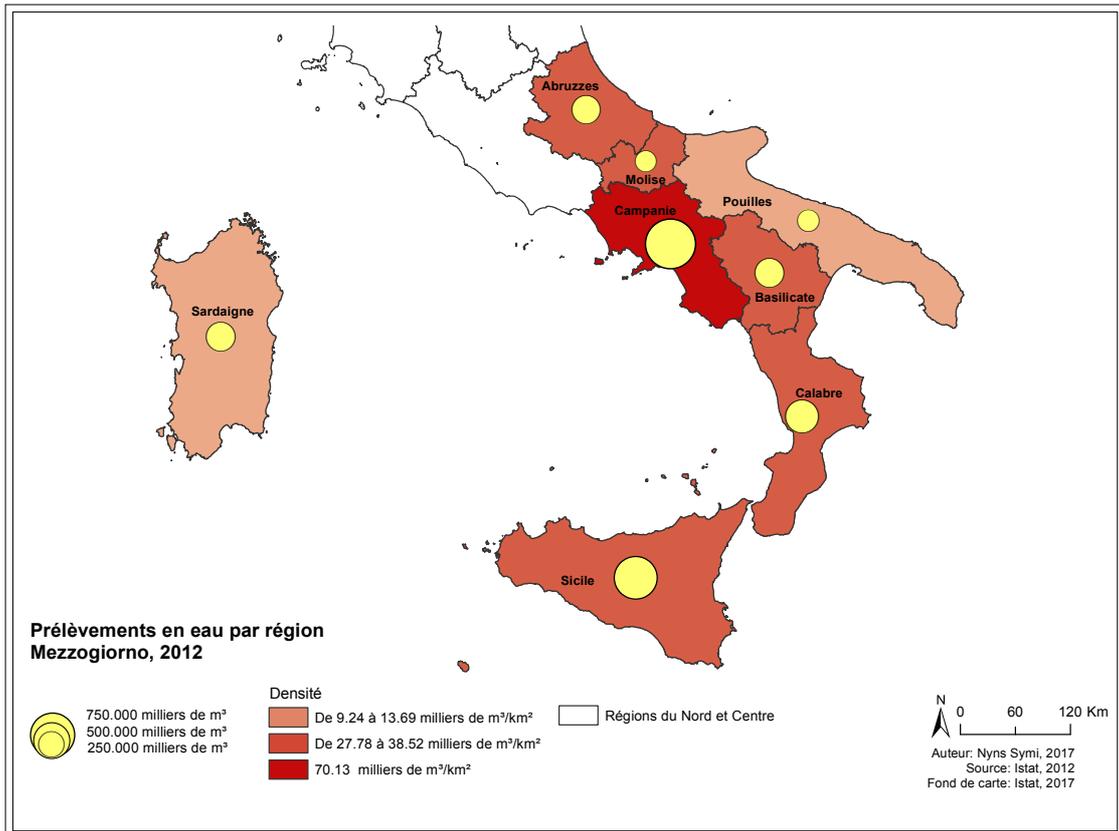


Figure 46. Prélèvements en eau (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2012.

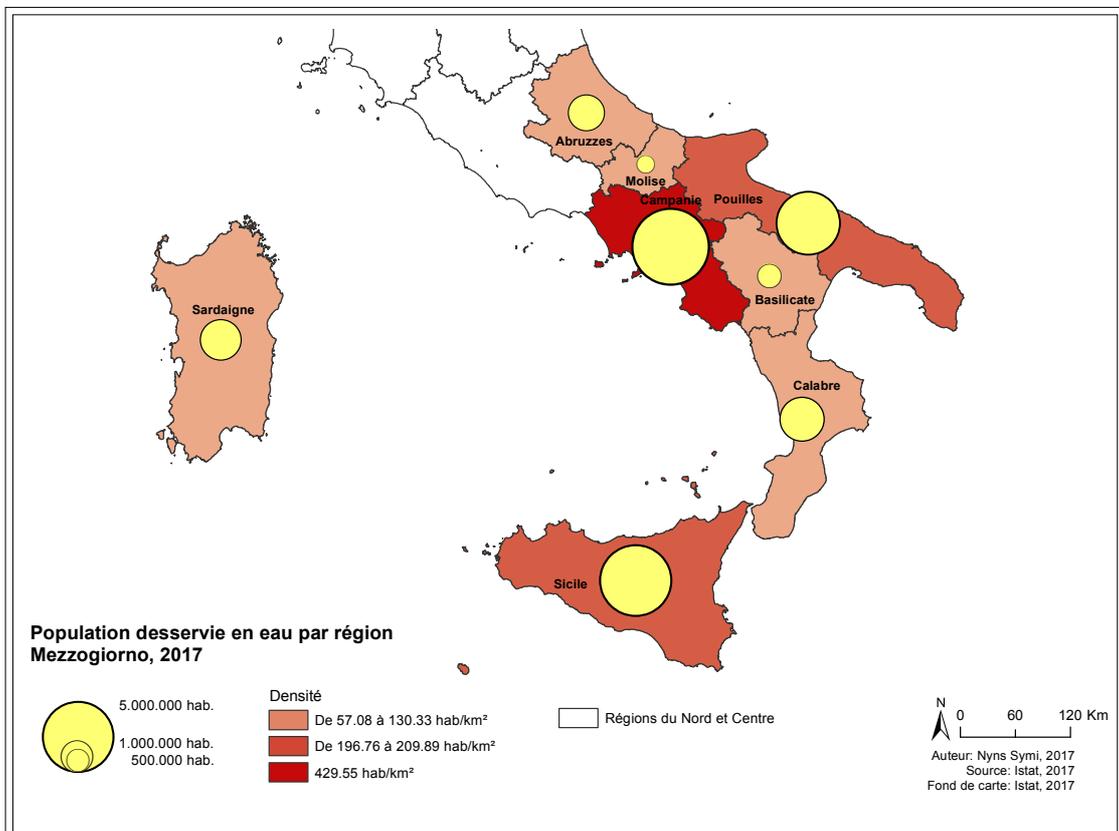


Figure 47. Population desservie en eau (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2017.

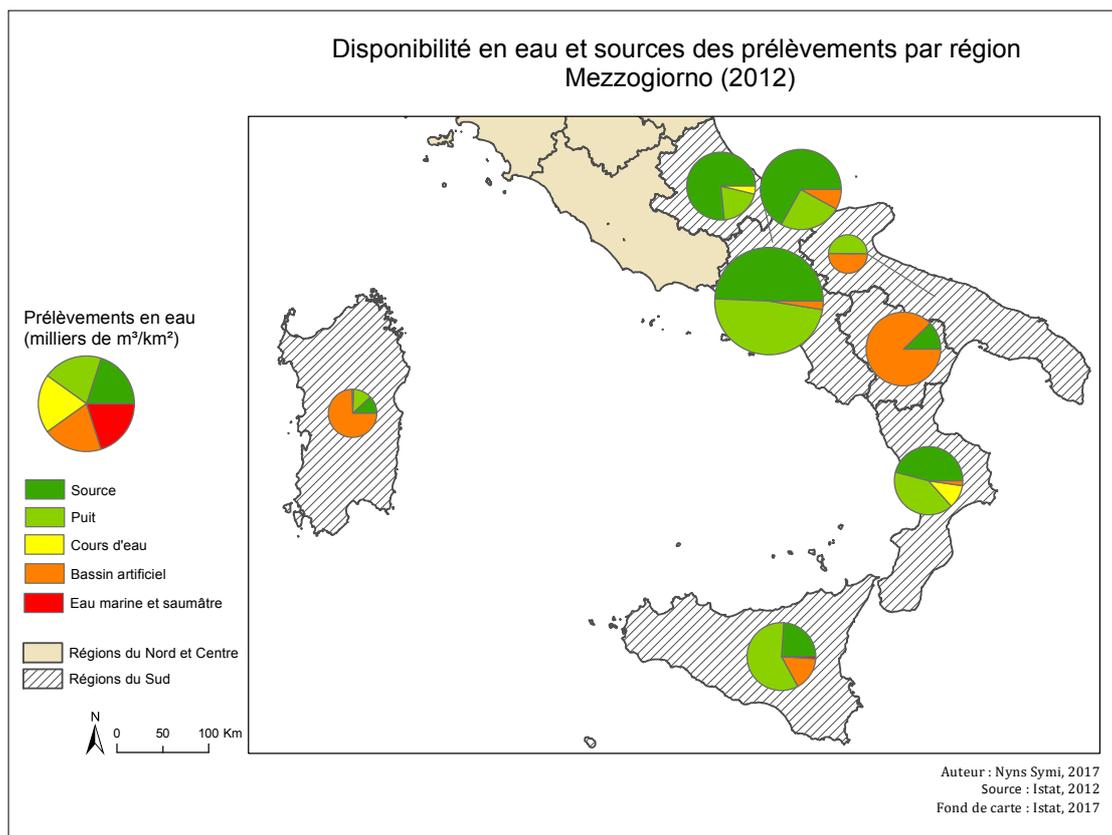


Figure 48. Prélèvements en eau selon le type de source (densité) par région du Mezzogiorno, 2012.

L'agriculture

L'irrigation en Italie est identifiée comme étant le secteur le plus consommateur en eau. En effet, comme mentionné plus haut, 50% de la consommation annuelle en eau en Italie sont destinés à l'irrigation pour les cultures et l'élevage. Dès lors, il semble opportun d'analyser, sur base de la matrice présentée ci-dessus, la corrélation entre la surface irriguée et d'une part, la surface de production par région et d'autre part, le type de fermes ayant principalement recours à ces pratiques (fermes de cultures versus fermes d'élevage).

Concernant la surface de production, les régions des Pouilles, de Sicile et de Sardaigne comptabilisent 67% des superficies de production du Mezzogiorno (Istat, 2011a). Si l'on prend en compte la superficie de chacune des régions pour analyser la répartition des surfaces de production, on constate que les Pouilles et la Sardaigne se caractérisent par une surface de production comprise entre 64,36 et 73,29 ha/km², soit la plus élevée. Elles sont suivies par la Campanie et la Sicile avec 44,53 à 51,25 ha/km² tandis que la Calabre et Basilicate présentent les surfaces de production les plus faibles (35,23 à 39,73 ha/km²) (**Figure 52**). Par ailleurs, il apparaît que la surface irriguée augmente proportionnellement avec la surface de production en raison des conditions climatiques.

Comme l'a souligné la matrice de corrélation, les surfaces irriguées sont corrélées aux fermes de cultures et non aux fermes d'élevage. La **Figure 49** représente la proportion de fermes de cultures et d'élevage par région. Il ressort de cette figure que les proportions de ces deux types de fermes ont un ordre de grandeur semblable entre les diverses régions à l'exception des Pouilles et de la Sicile où les fermes d'élevage sont presque inexistantes. Ce développement est confirmé par la **Figure 53** où la proportion des fermes d'élevage par km² est la plus faible dans

ces deux régions. En ce qui concerne les fermes de cultures, la Campanie se démarque avec 6,62 fermes/km² (Figure 54). D'après la Figure 50, les régions du Mezzogiorno sont davantage spécialisées dans les productions de légumes en openfield et céréales. On rencontre également d'autres types de productions telles que les productions d'agrumes, raisins, fruits frais et olives. Bien évidemment, les spécialisations de chacune des régions dépendent des facteurs pédologiques et climatiques. Dans un but comparatif, il aurait été intéressant de connaître les quantités d'eau nécessaires au développement des divers types de production.

Régions	Fermes de cultures	Fermes d'élevage
Abruzzes	56%	44%
Molise	63%	37%
Campanie	58%	42%
Pouilles	90%	10%
Basilicate	56%	44%
Calabre	55%	45%
Sicile	87%	13%
Sardaigne	48%	52%

Istat, 2007

Figure 49. Proportion des fermes de cultures et d'élevage par région du Mezzogiorno, 2007.

Abruzzes	Spécialisation principale		Spécialisation secondaire	
Molise	29%	Légumes en champ ouvert	19%	Céréales
Campanie	44%	Céréales	19%	Légumes en champ ouvert
Pouilles	29%	Légumes en champ ouvert	21%	Fruits frais
Basilicate	35%	Légumes en champ ouvert	23%	Raisins
Calabre	35%	Céréales	30%	Légumes en champ ouvert
Sicile	41%	Agrumes	28%	Olives
Sardaigne	28%	Agrumes	17%	Légumes en champ ouvert
	33%	Légumes en champ ouvert	14%	Raisins

Istat 2011

Figure 50. Spécialisations principale et secondaire des fermes de cultures, 2011.

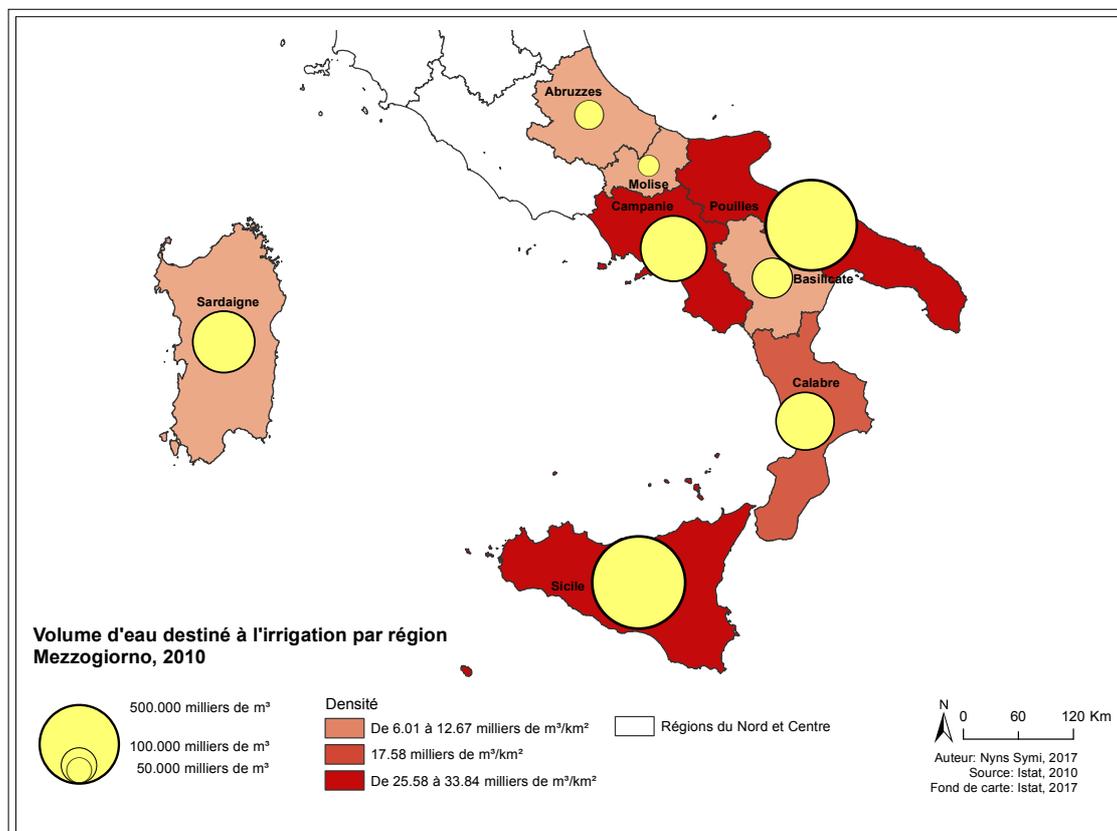


Figure 51. Volume d'eau destiné à l'irrigation (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2010.

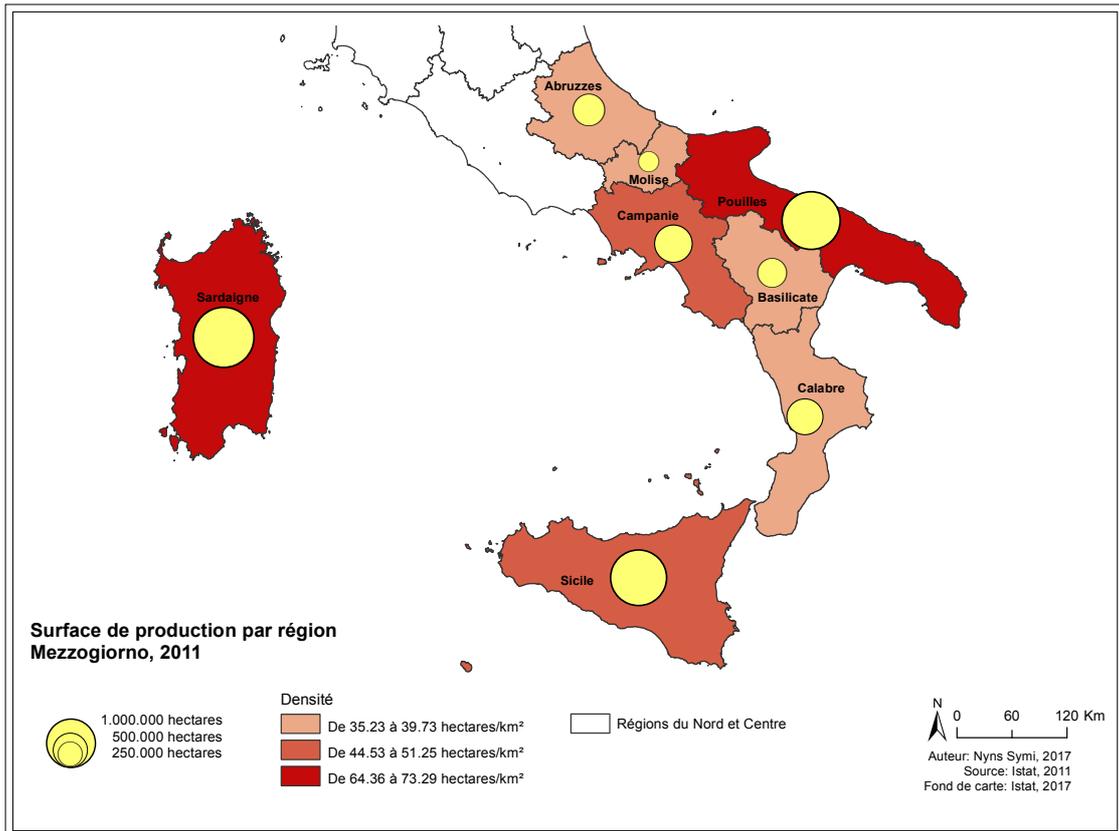


Figure 52. Surface de production (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2011.

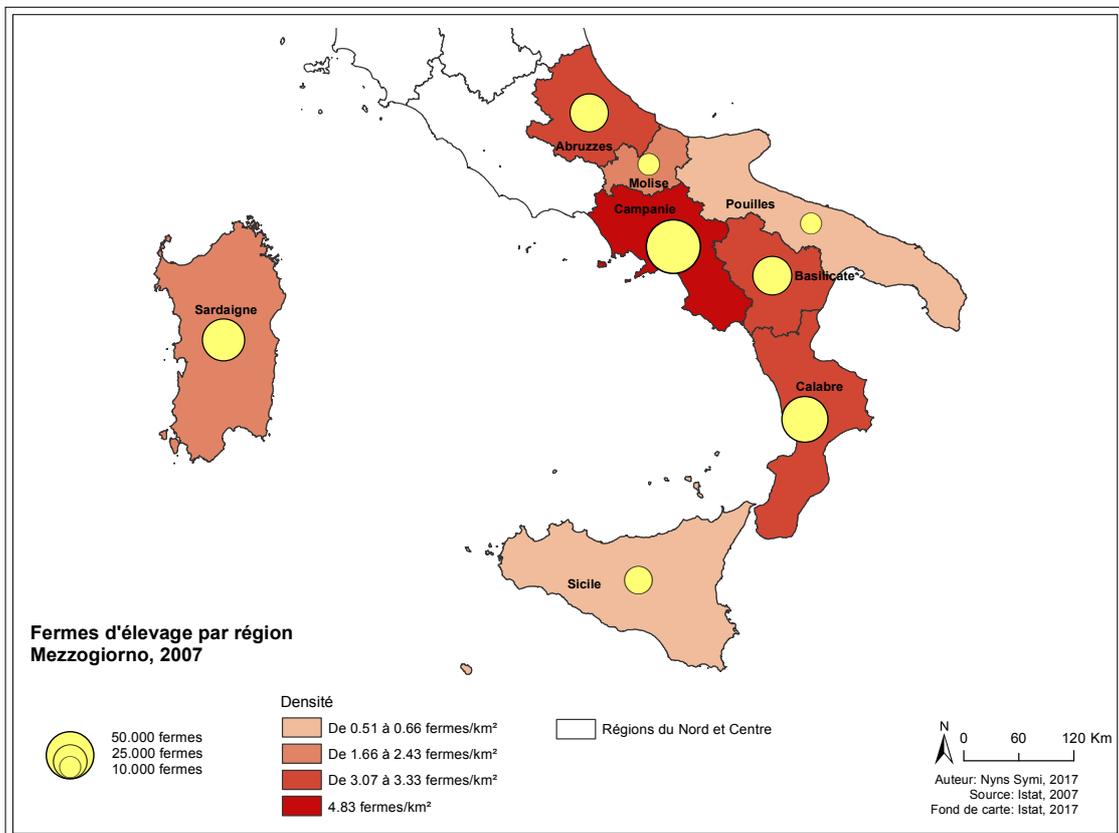


Figure 53. Fermes d'élevage (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2007.

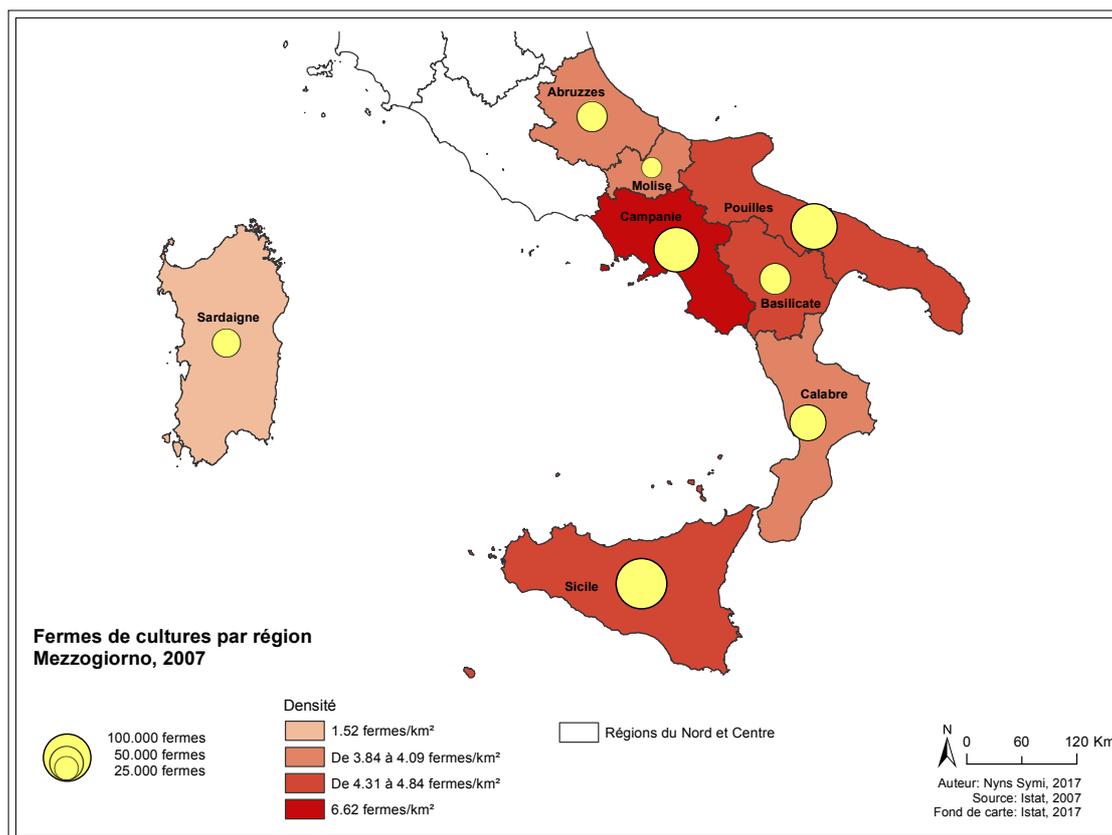


Figure 54. Fermes de cultures (valeur absolue et densité) par région du Mezzogiorno, 2007.

La **Figure 55** reprend les principales sources d'irrigation des fermes. Pour les régions de Campanie, des Pouilles, de Calabre et de Sicile, il s'agit de l'eau souterraine située dans ou à proximité des fermes. Ces régions se caractérisent par la plus grande proportion de superficies irriguées du Mezzogiorno. Les régions de Molise, Basilicate et Sardaigne ont, quant à elles, pour source principale d'irrigation les établissements où la livraison se fait à la demande tels que les consortiums d'aqueducs tandis que la région des Abruzzes se fournit via les eaux de surface des lacs, rivières ou cours d'eau. Ces régions représentent à elles quatre seulement 20% des superficies irriguées du Mezzogiorno (Istat, 2010).

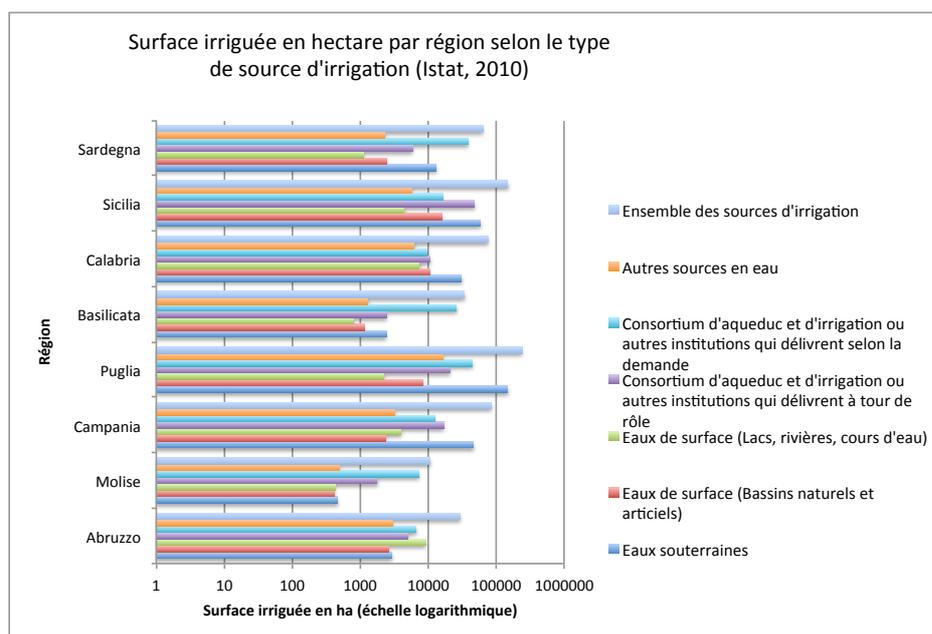


Figure 55. Sources d'irrigation des fermes des régions du Mezzogiorno, 2010.

Le tourisme

Outre l'agriculture, le tourisme fait partie des secteurs les plus consommateurs en eau en Italie bien que la matrice de corrélation ne le mette pas en évidence. Les indicateurs utilisés pour une première approche du caractère touristique des régions du Mezzogiorno sont le nombre de nuitées des résidents, le nombre d'établissements d'hébergement ainsi que le taux brut d'occupation des lits c'est-à-dire le rapport entre le nombre de places de lit occupées et le nombre de places de lit disponibles (Istat 2014b & Insee, 2016). Comme l'indique la **Figure 56**, l'essentiel des touristes des régions du Mezzogiorno viennent d'Italie bien que les régions de Campanie, Sicile et Sardaigne accueillent en proportion égale des touristes venant d'Italie mais également de pays voisins.

Sur base des trois indicateurs touristiques étudiés, les régions identifiées comme étant les plus touristiques sont la Campanie, la Sicile et les Pouilles. En effet, les taux bruts d'occupation des lits sont supérieurs à 25% (**Figures 56**) pour ces trois régions tandis que le nombre de nuitées des résidents pour l'année 2015 dépasse les 10 millions pour les Pouilles et la Campanie et les 7 millions pour la Sicile (**Figure 57**). De plus, ces trois régions se caractérisent par plus de 5.000 établissements touristiques (**Figure 58**). Elles se définissent ainsi par une offre et une demande touristiques très riches vis-à-vis des autres régions du Mezzogiorno.

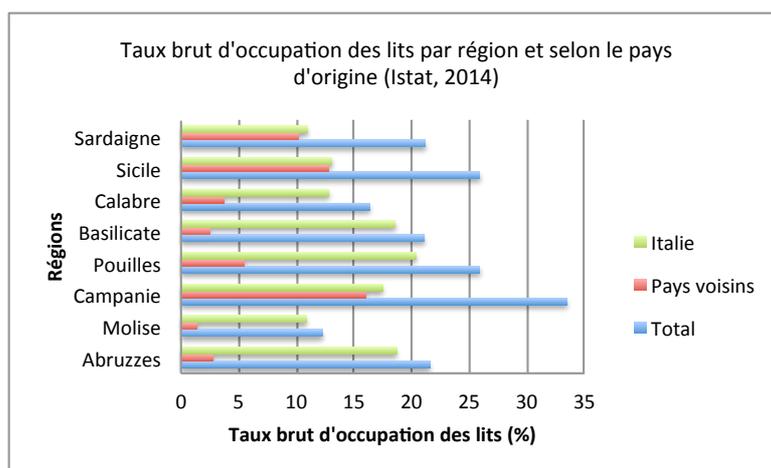


Figure 56. Taux brut d'occupation des lits par région du Mezzogiorno, selon le pays d'origine, 2014.

Régions	Nuitées des résidents
Abruzzes	5.262.532
Molise	444.919
Campanie	10.183.468
Pouilles	10.850.356
Basilicate	2.073.717
Calabre	6.504.946
Sicile	7.542.837
Sardaigne	6.554.291

Eurostat, 2015

Figure 57. Nuitées des résidents dans les hébergements touristiques par région du Mezzogiorno, 2015.

Régions	Etablissements
Abruzzes	2.733
Molise	472
Campanie	5.677
Pouilles	5.702
Basilicate	957
Calabre	2.931
Sicile	5.875
Sardaigne	4.637

Eurostat, 2015

Figure 58. Nombre d'établissements touristiques par région du Mezzogiorno, 2015.

Par ailleurs, la période de l'année où le taux brut d'occupation des lits est le plus élevé couvre les mois de juin, juillet, août et septembre (**Figure 59**).

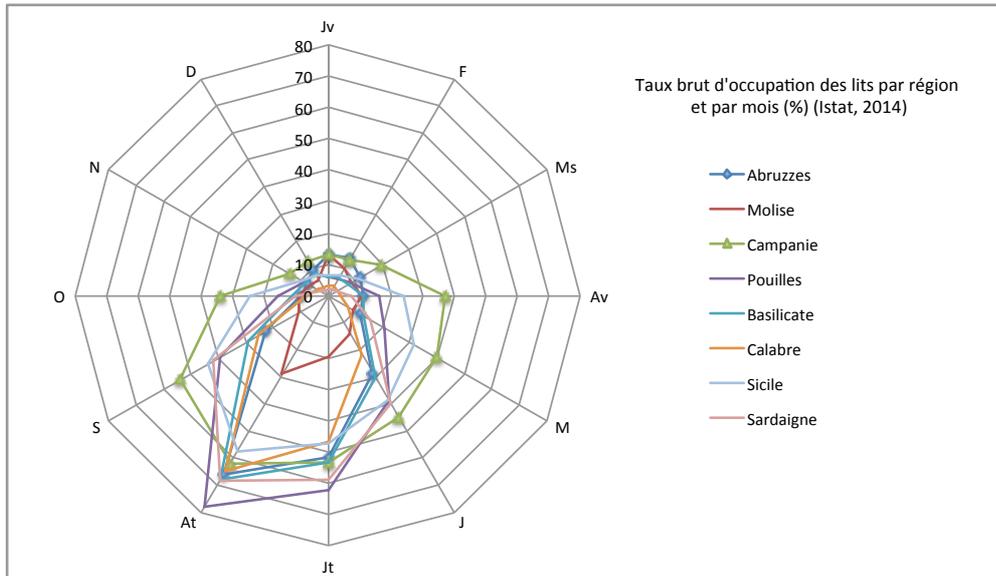


Figure 59. Taux brut d'occupation des lits par région du Mezzogiorno et par mois, 2014.

Analyse à l'échelle des ATOs

Une première analyse des zones territoriales optimales de gestion sera réalisée à partir d'une matrice de corrélation basée sur le set de données relatives à diverses variables caractérisant les ATOs du point de vue de la disponibilité et de l'usage de l'eau. À partir de ces résultats, une synthèse des données sera réalisée dans le but d'établir des classes d'ATOs sur base des similarités qu'elles présentent. La méthode de synthèse de données utilisée est l'Analyse en Composantes Principales ou ACP tandis que la classification hiérarchique ascendante via la méthode d'agrégation de Ward permettra de déterminer les classes en minimisant la variance des distances au sein du groupe.

Cette analyse sera basée sur la délimitation des ATOs de 2010 (**Figure 60**). Par rapport à 2008, le découpage de certaines ATOs a été revu à l'échelle régionale. Seules les régions de Campanie et Sicile sont encore caractérisées par des ATOs qui ne couvrent pas l'ensemble du territoire régional. De plus, le shapefile des ATOs n'étant pas à disposition du public, ce dernier a été réalisé à partir de celui des municipalités et des régions ; les ATOs correspondant à des fusions de municipalités ou au territoire des régions comme expliqué plus haut. À noter que les limites des ATOs de la Sicile correspondent aux limites provinciales alors qu'il n'en est rien pour celles de la région de Campanie. Les données des ATOs de la Sicile ont donc été obtenues sur base du découpage provincial tandis que celles des ATOs de la région de Campanie l'ont été sur base de celui des municipalités.

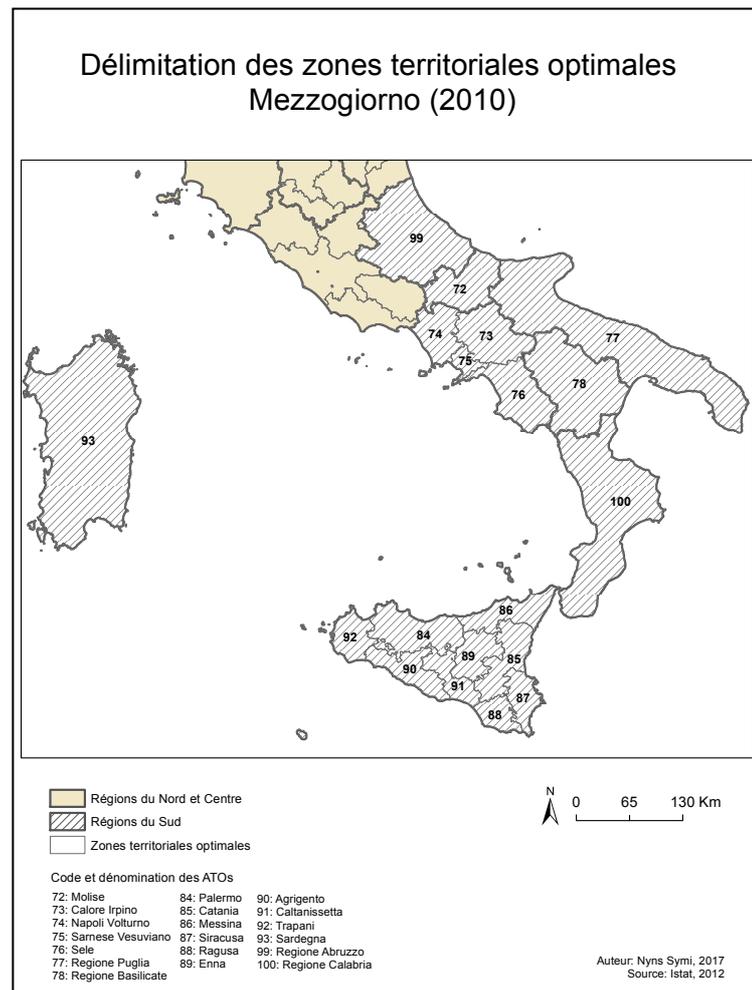


Figure 60. Délimitation des ATOs de 2010, zoom sur le Mezzogiorno.

Les douze variables à partir desquelles la matrice de corrélation a été réalisée à l'échelle des ATOs sont présentées ci-dessous. Le choix de ces variables résulte à la fois de leur pertinence pour mesurer l'efficacité de la gestion et de la disponibilité des données. De plus, les données des variables proviennent principalement de l'Istat à l'exception de celles des variables « *employés, dépense par habitant et stations d'épuration* » qui proviennent de COVIRI, un rapport technique officiel relatif aux services hydriques italiens.

- *Surface irriguée* (hectares) (Istat, 2014a) ;
- *Volume annuel d'eau destiné à l'irrigation* (m³) (Istat, 2014a) ;
- *Volume annuel d'eau disponible* (milliers de m³) : volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale. Il ne s'agit donc pas de la disponibilité en eau provenant des prélèvements. Cette variable inclut les transferts en eau (Istat, 2012b) ;
- *Volume annuel d'eau distribué ou volume consommé* (milliers de m³) : volume d'eau utilisé par rapport au volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale (Istat, 2012b) ;
- *Perte* (pourcentage): part pour chaque région, de l'ensemble des pertes du Mezzogiorno calculées sur base de la différence entre le volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale et celui qui a été réellement consommé. L'objectif étant d'expliquer pourquoi les pertes en eau du Mezzogiorno sont davantage localisées dans une région plutôt qu'une autre (Istat, 2012b) ;
- *Employés* (nombre de personnes): ensemble du personnel (employés et dirigeants) travaillant pour l'ATO (COVIRI, 2009) ;
- *Dépense par habitant* (€/hab): cette variable couvre les coûts du personnel, les coûts de consultation, les coûts des organismes institutionnels et autres dépenses (COVIRI, 2009) ;
- *Stations d'épuration* (habitants): stations de traitement des eaux usées urbaines en équivalent population c'est-à-dire le nombre de personnes y ayant accès (Istat, 2012c) ;
- *Municipalités desservies* (nombre d'unités) : ensemble des municipalités de l'ATO en supposant un accès à l'eau potable de ces dernières (Istat, 2011b) ;
- *Population desservie* (habitants): ensemble de la population de l'ATO en supposant un accès à l'eau potable pour toute la population (Istat, 2017) ;
- *Superficie* (km²) (COVIRI, 2009) ;
- *Densité* (hab/km²) (COVIRI, 2009 & Istat, 2017).

Comme pour l'analyse à l'échelle régionale, le seuil de dissimilarité a été fixé à 0,95 et a permis d'identifier plusieurs objets similaires (**Figure 61**). Par conséquent, les variables « *volume annuel d'eau destiné à l'irrigation* », « *population desservie* » et « *volume annuel d'eau disponible* » n'ont pas été prises en compte dans l'ACP de sorte à ne pas renforcer les corrélations déjà existantes. La plupart des similarités sont évidentes notamment, celles qui caractérisent les *surfaces irriguées* et le *volume annuel d'eau destiné à l'irrigation* ou la *population desservie* et le *volume d'eau annuel distribué*. En effet, les volumes d'eau destinés à l'irrigation sont équivalents aux surfaces d'irrigation de même pour le volume d'eau distribué et la population desservie. Concernant le *volume annuel d'eau disponible*, étant donné qu'il ne s'agit pas du volume disponible résultant des prélèvements mais de celui introduit dans le système de distribution, l'association à la *population desservie* semble également évidente. Pour ce qui est des *volumes annuels d'eau disponible* et *distribué*, le fait qu'ils soient identifiés comme objets similaires démontre que les pertes liées à la distribution sont très faibles. Toutefois, la similarité

entre le *volume annuel d'eau disponible* et la part des pertes met en évidence la proportion entre les pertes et les volumes introduits dans le système de distribution municipale. L'analyse des objets similaires met également en avant le fait que la population ayant accès aux *stations d'épuration* est proportionnelle à la *population desservie* ce qui montre que le traitement des eaux usées est efficace de ce point de vue.

Liste des objets similaires (Seuil de dissimilarité = 0,95) :

Objet1	Objet2	Similarité
Surface irriguée	Volume annuel d'eau destiné à l'irrigation	1
Volume annuel d'eau disponible	Volume annuel d'eau distribué	1
Volume annuel d'eau disponible	Perte	1
Volume annuel d'eau disponible	Population desservie	1
Volume annuel d'eau distribué	Population desservie	1
Stations d'épuration	Population desservie	1

Figure 61. Corrélation à l'échelle des ATOs : objets identifiés comme similaires.

La **Figure 62** met en évidence les résultats de la matrice de corrélation qui fait abstraction des objets similaires. L'analyse des corrélations portera uniquement sur les variables présentant un coefficient de corrélation supérieur ou égal à 0,48. Ces derniers sont significatifs au seuil de significativité de 0,05 et présentés en gras dans la matrice. Ainsi, le risque de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie est inférieur à 5%. La **Figure 63** représente la matrice des p-values pour les différents coefficients de corrélation.

Variables	Surface irriguée	Volumes consommés	Perte	Employés de l'ATO	Dépense par habitant	Stations d'épuration	Municipalités desservies	Superficie	Densité
Surface irriguée	1,00	0,80	0,62	0,13	-0,29	0,82	0,48	0,69	-0,07
Volumes consommés	0,80	1,00	0,87	0,26	-0,28	0,94	0,67	0,63	0,24
Perte	0,62	0,87	1,00	0,27	-0,22	0,88	0,67	0,64	0,40
Employés de l'ATO	0,13	0,26	0,27	1,00	0,61	0,23	0,44	0,30	-0,05
Dépense par habitant	-0,29	-0,28	-0,22	0,61	1,00	-0,25	-0,11	-0,11	-0,04
Stations d'épuration	0,82	0,94	0,88	0,23	-0,25	1,00	0,67	0,70	0,32
Municipalités desservies	0,48	0,67	0,67	0,44	-0,11	0,67	1,00	0,86	-0,15
Superficie	0,69	0,63	0,64	0,30	-0,11	0,70	0,86	1,00	-0,29
Densité	-0,07	0,24	0,40	-0,05	-0,04	0,32	-0,15	-0,29	1,00

Figure 62. Matrice de corrélation (Pearson) à l'échelle des ATOs du Mezzogiorno sans les objets similaires.

Variables	Surface irriguée	Volumes consommés	Perte	Employés de l'ATO	Dépense par habitant	Stations d'épuration	Municipalités desservies	Superficie	Densité
Surface irriguée	0,00	< 0,0001	0,00	0,62	0,28	< 0,0001	0,04	0,00	0,79
Volumes consommés	< 0,0001	0,00	< 0,0001	0,30	0,29	< 0,0001	0,00	0,00	0,32
Perte	0,00	< 0,0001	0,00	0,29	0,42	< 0,0001	0,00	0,00	0,09
Employés de l'ATO	0,62	0,30	0,29	0,00	0,01	0,35	0,07	0,23	0,85
Dépense par habitant	0,28	0,29	0,42	0,01	0,00	0,34	0,68	0,69	0,88
Stations d'épuration	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,35	0,34	0,00	0,00	0,00	0,19
Municipalités desservies	0,04	0,00	0,00	0,07	0,68	0,00	0,00	< 0,0001	0,53
Superficie	0,00	0,00	0,00	0,23	0,69	0,00	< 0,0001	0,00	0,23
Densité	0,79	0,32	0,09	0,85	0,88	0,19	0,53	0,23	0,00

Figure 63. Matrice p-values (Pearson) avec un seuil de significativité de 0,05 à l'échelle des ATOs du Mezzogiorno.

Comme le montre la **Figure 64**, les ATOs disposant de la plus grande part de surfaces irriguées avec entre 12,12 et 16,87 hectares/km² sont Napoli Volturmo, les Pouilles, Catania et Siracusa. La surface irriguée des ATOs est logiquement proportionnelle à la population desservie (au travers de la variable stations d'épuration en tant qu'objet similaire), aux municipalités desservies et à la superficie de l'ATO comme c'est également le cas pour la variable de

consommation en eau. D'après la **Figure 65**, cette dernière est particulièrement élevée dans les ATOs de Napoli Volturno et Sarnese Vesuviano avec un volume d'eau distribué de l'ordre des 73,69 à 103,00 milliers de m³/km² et, est proportionnelle aux surfaces irriguées. La **Figure 66** met en évidence le fait que le réseau des installations de traitement des eaux usées est particulièrement dense dans les ATOs de Sarnese Vesuviano avec 2432,44 hab/km² y ayant accès et Napoli Volturno (1001, 16 hab/km²) mais également dense dans les ATOs des Pouilles, de Siracusa et Messina (248,99-309,48 pers/ km²). La **Figure 67**, montre quant à elle que l'ATO Sarnese Vesuviano comptabilise les pertes en eau les plus élevées (134,12 milliers de m³/km²) suivi par les ATOs Napoli Volturno et Catania (32,38 à 44,21 milliers de m³/km²). Au vu de la matrice de corrélation, les régions caractérisées par la part de pertes du Mezzogiorno la plus élevée sont les régions disposant des surfaces irriguées les plus abondantes, de la superficie la plus importante, du nombre de municipalités et de population desservies les plus élevés.

Par ailleurs, il existe une corrélation entre les dépenses par habitant et les employés étant donné que cette première variable couvre les coûts du personnel, les coûts de consultation, les coûts des organismes institutionnels et autres dépenses (COVIRI, 2009).

Bien que la matrice de corrélation fasse abstraction des similarités et donc des variables « *volume annuel d'eau destiné à l'irrigation* », « *population desservie* » et « *volume annuel d'eau disponible* », ces dernières seront néanmoins analysées. Comme le montre la **Figure 68**, Catania, Siracusa et Napoli Volturno se caractérisent par un volume d'eau compris entre 70,20 à 81,81 m³/km² destinés chaque année à l'irrigation. Pour Sarnese Vesuviano et Napoli Volturno, il s'agit des ATOs dont le volume d'eau disponible domine par rapport aux autres zones territoriales optimales avec respectivement 237,12 et 117,90 milliers de m³/km² (**Figure 69**) et dont la densité de population desservie est la plus importante avec respectivement 1658,55 et 905,92 hab/km² (**Figure 70**).

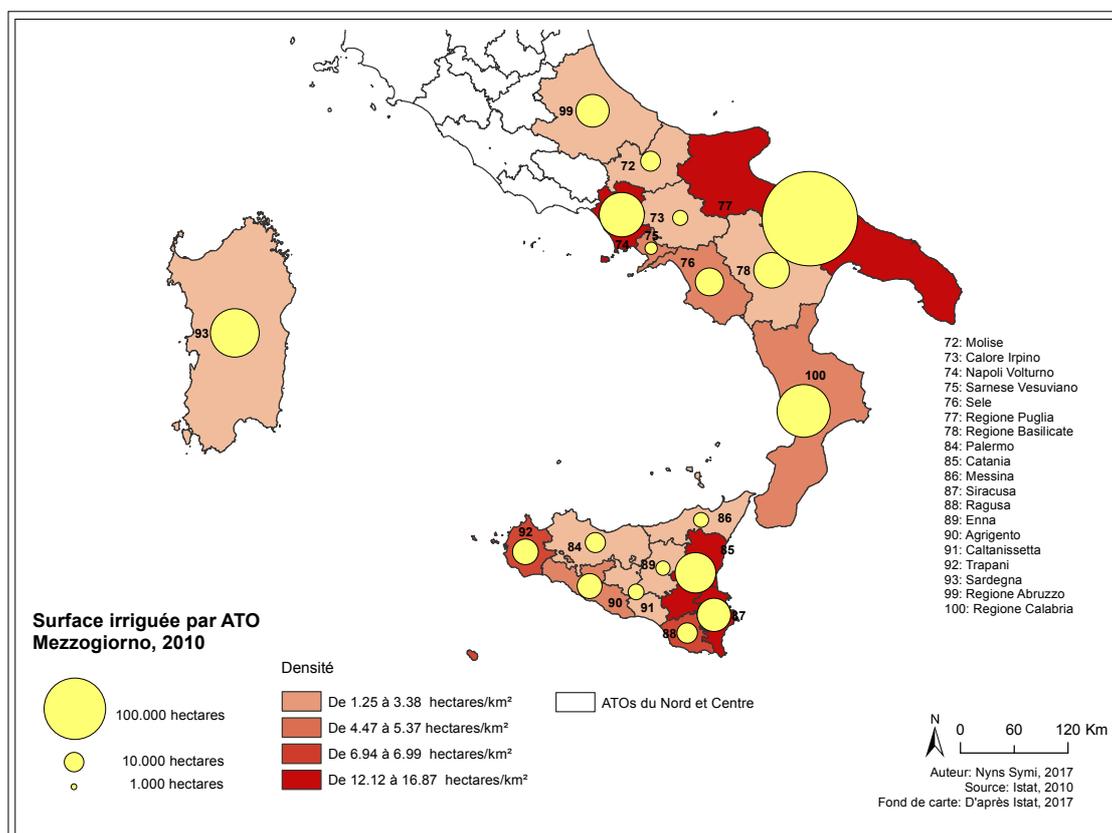


Figure 64. Surface irriguée (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2010.

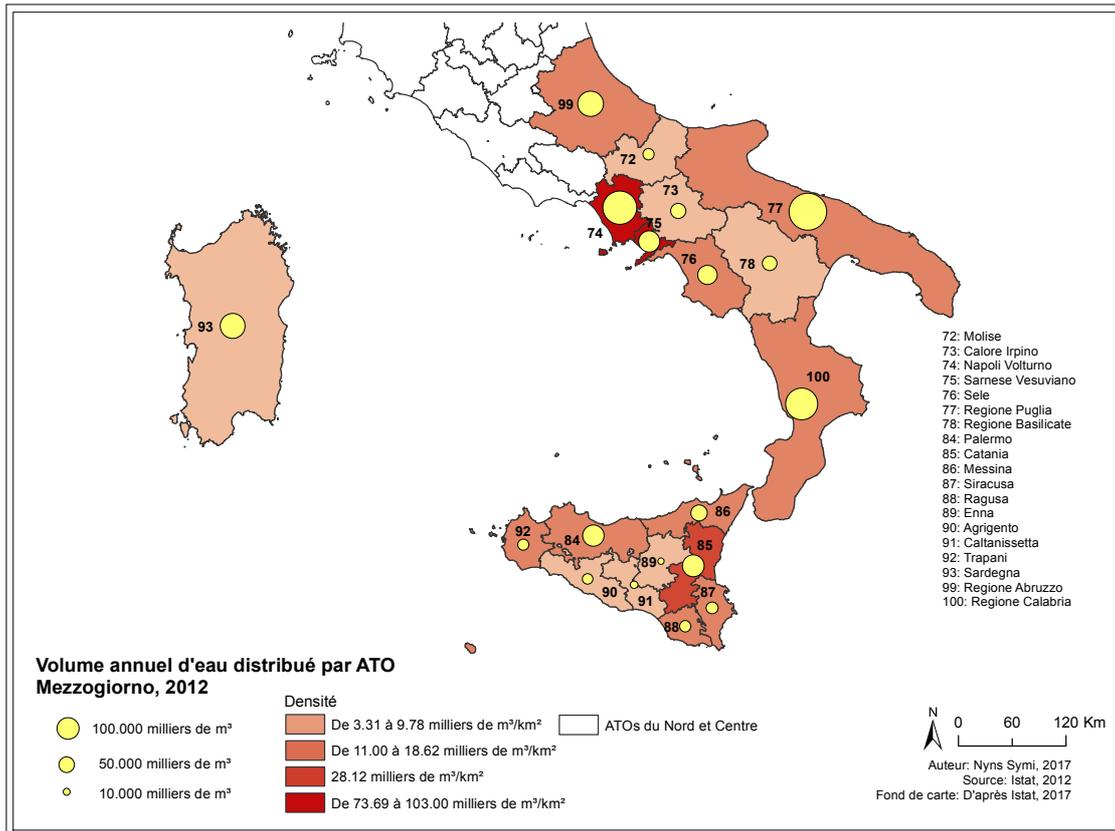


Figure 65. Volume annuel d'eau distribué (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2012.

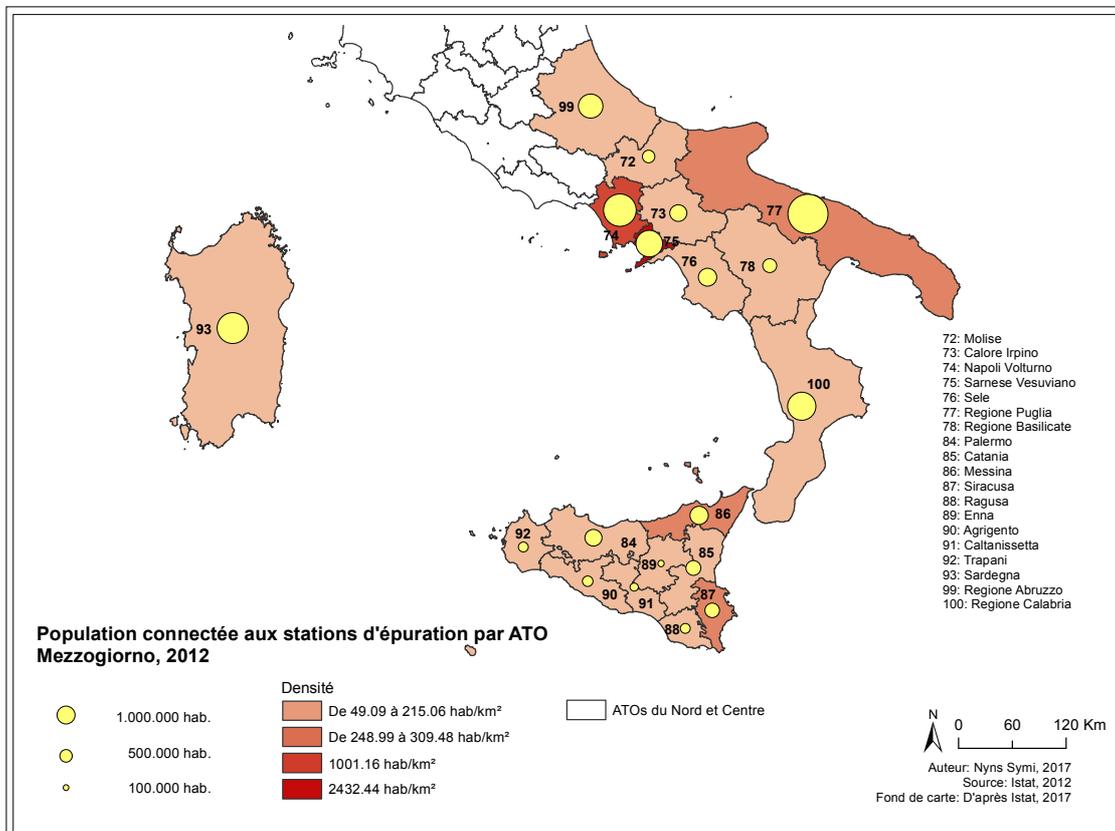


Figure 66. Population connectée aux stations d'épuration (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2012.

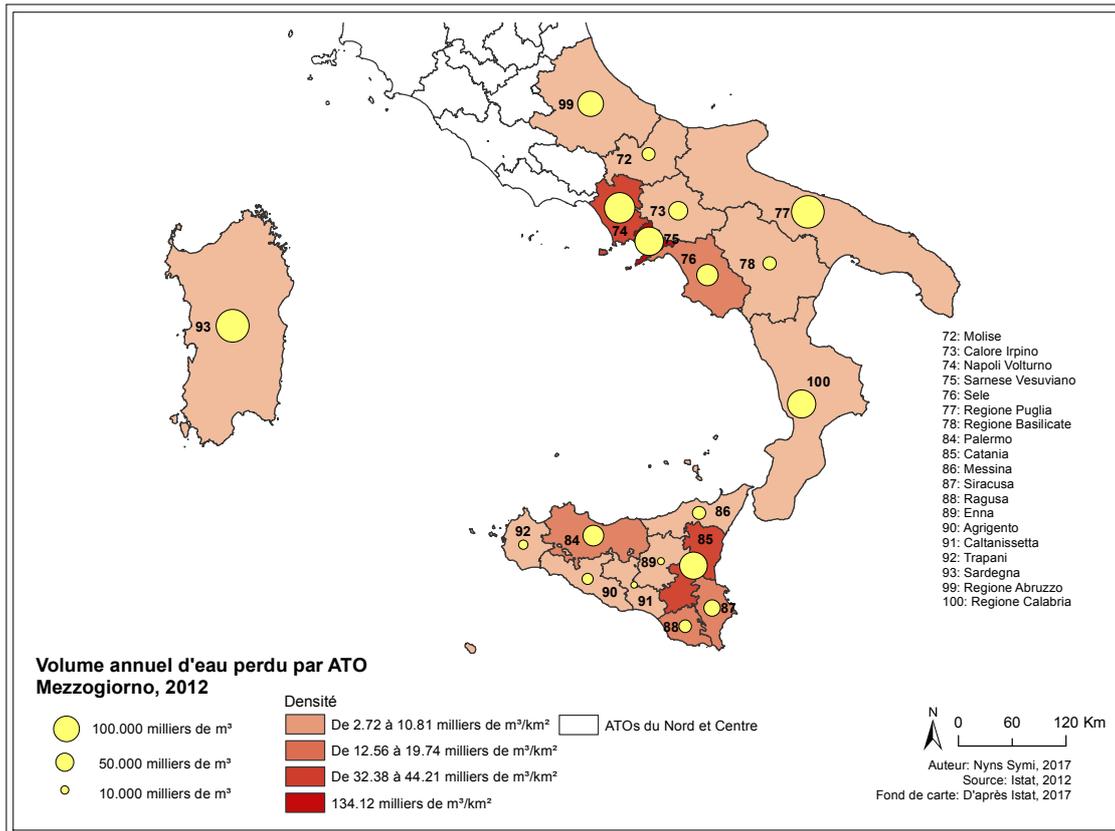


Figure 67. Volume annuel d'eau perdu (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2012.

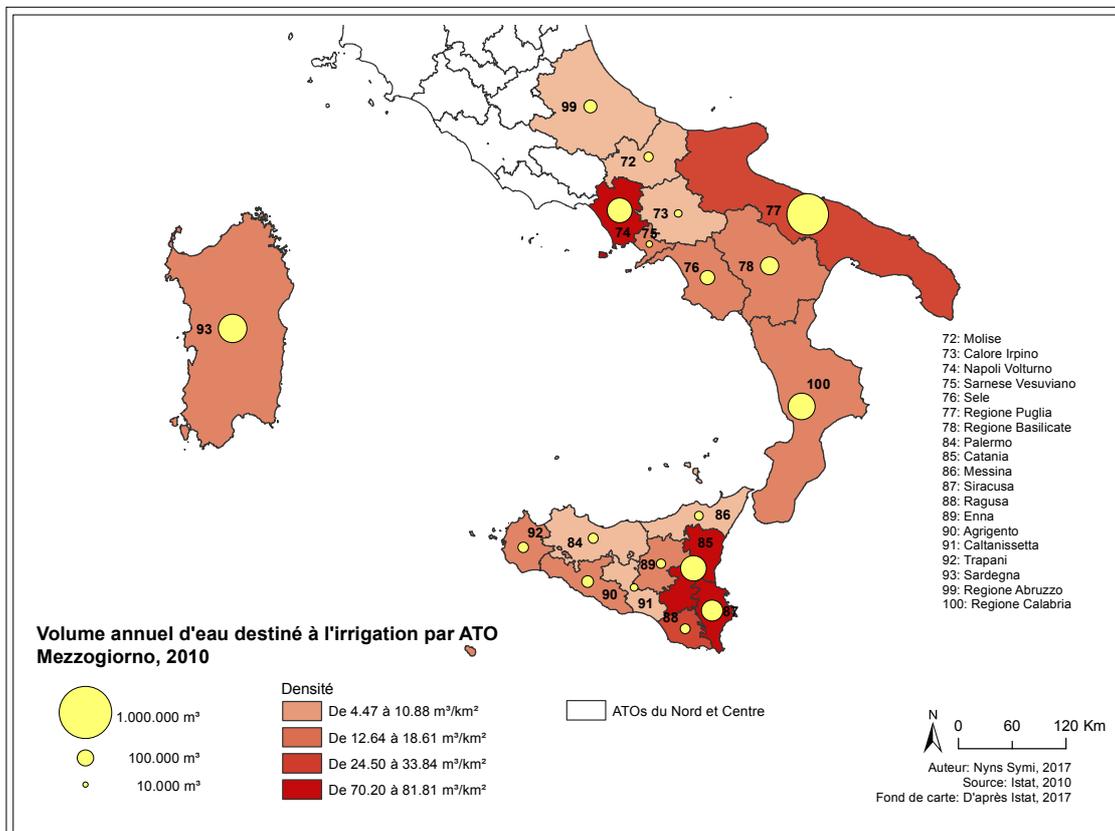


Figure 68. Volume annuel d'eau destiné à l'irrigation (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2010.

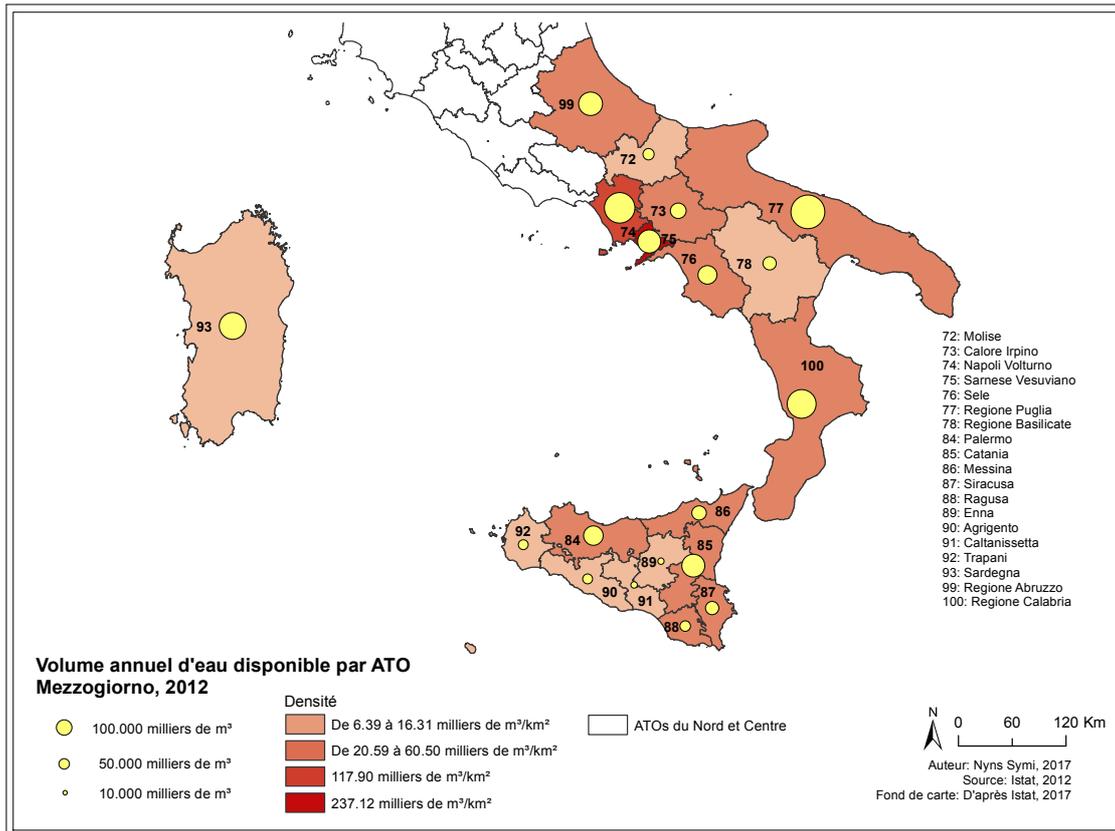


Figure 69. Volume annuel d'eau disponible (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2012.

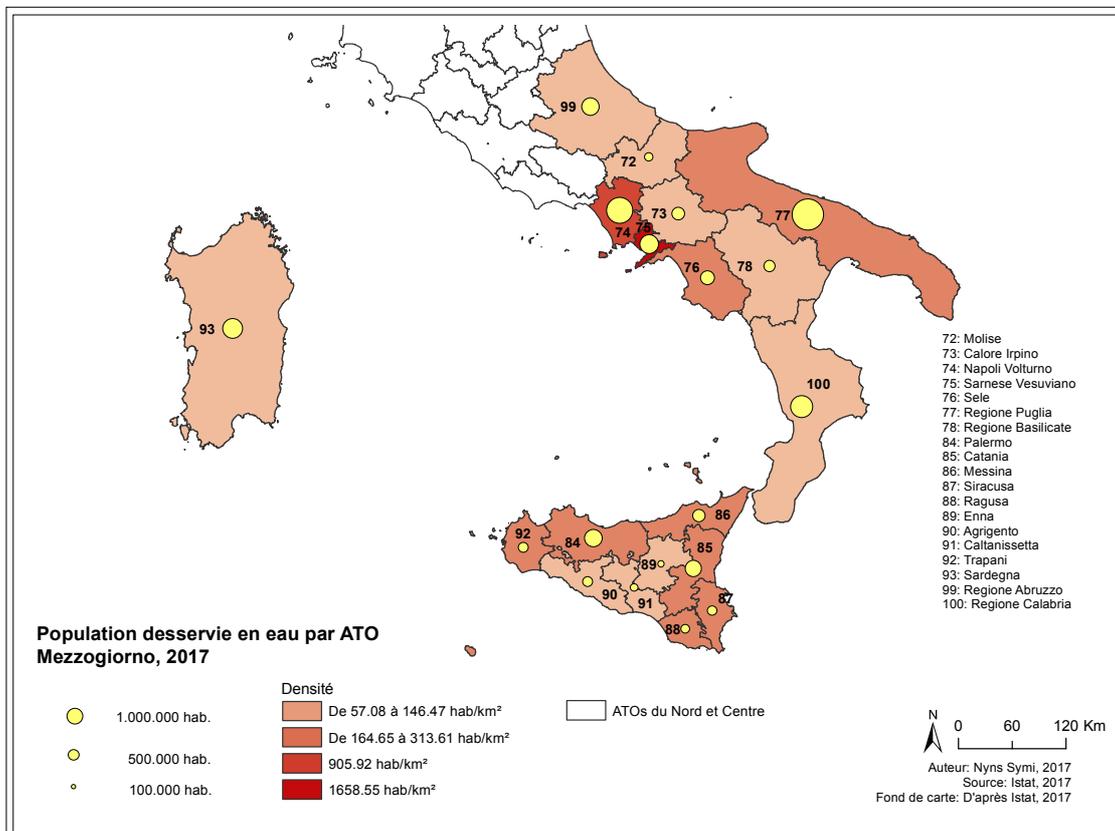


Figure 70. Population desservie en eau (valeur absolue et densité) par ATO du Mezzogiorno, 2017.

À partir de l'analyse des corrélations entre les variables, une première ACP sans rotation a été réalisée sur base des 9 variables centrées-réduites et des 19 observations (les ATOs) étudiées. Comme expliqué précédemment, l'analyse des corrélations a permis la mise en évidence de variables considérées comme objets similaires. Ces dernières n'ont pas été conservées dans l'ACP de sorte à ne pas renforcer les corrélations déjà existantes.

Il s'agit d'une ACP de type Pearson pour laquelle une estimation pour les données manquantes a été réalisée sur base des moyennes. L'analyse des valeurs propres de cette première ACP montre que les quatre premiers facteurs expliquent 94% de la variance totale (**Figure 71**). Cette figure nous renseigne également sur les facteurs à conserver pour réaliser la deuxième ACP en effectuant une rotation des variables. En effet, on ne conserve que les facteurs dont la valeur propre est supérieure ou égale à 1 étant donné que la variance d'une variable standard vaut 1. Techniquement, le quatrième facteur possède une valeur propre de 0,5. Pour être exhaustif, il sera tout de même conservé. Ainsi, la rotation sera effectuée sur les quatre premiers facteurs. Cette réorientation des facteurs vis-à-vis des variables facilite l'interprétation étant donné qu'elle permet d'obtenir des poids factoriels proches de 0 et de 1.

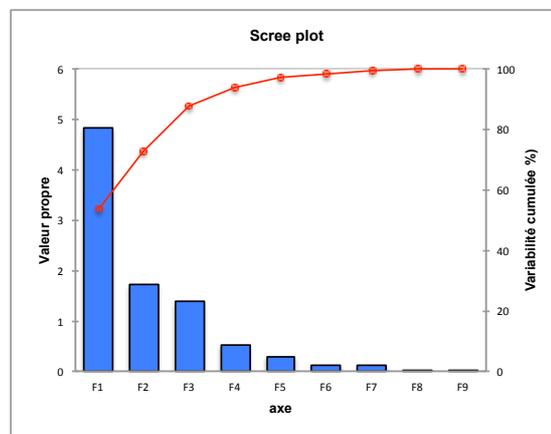


Figure 71. Graphique des valeurs propres de l'ACP sans rotation : analyse à l'échelle des ATOs.

La méthode de rotation sélectionnée est la méthode Varimax normalisée. Elle permet de maximiser la variance des contributions des composantes. L'analyse des saturations (**Figure 72**) met en évidence le thème principal de chacun des facteurs tandis que l'identification des variables explicatives des dimensions repose sur la **Figure 73**. Seules les variables contribuant au minimum à 20% du facteur seront étudiées ici. Les thèmes des facteurs sont : *la surface irriguée* expliquée par les volumes consommés et les stations d'épuration, *la dépense par habitant* justifiée par le nombre d'employés de l'ATO à 47%, *la densité* mais il s'agit d'une variable environnementale et enfin, *le nombre de municipalités desservies* expliqué par la superficie de l'ATO à 23%.

	D1	D2	D3	D4
Surface irriguée	0,96	-0,08	-0,14	0,18
Volumes consommés	0,81	-0,01	0,27	0,44
Perte	0,61	0,01	0,45	0,59
Employés de l'ATO	0,13	0,86	0,01	0,33
Dépense par habitant	-0,19	0,91	-0,03	-0,15
Stations d'épuration	0,81	-0,02	0,31	0,47
Municipalités desservies	0,33	0,09	-0,08	0,92
Superficie	0,53	0,05	-0,28	0,74
Densité	0,07	-0,02	0,98	-0,11

Figure 72. Matrice de corrélation entre les variables et les facteurs après rotation Varimax : analyse à l'échelle des ATOs.

	D1	D2	D3	D4
Surface irriguée	30	0	1	1
Volumes consommés	22	0	5	8
Perte	12	0	14	15
Employés de l'ATO	1	47	0	5
Dépense par habitant	1	52	0	1
Stations d'épuration	21	0	7	9
Municipalités desservies	3	1	0	36
Superficie	9	0	6	23
Densité	0	0	67	1

Figure 73. Contribution des variables (%) après rotation Varimax : analyse à l'échelle des ATOs.

Les *biplots* permettent de représenter d'une part, les ATOs et d'autre part, la projection des variables sur un plan à deux dimensions. Les grandes tendances peuvent ainsi être identifiées.

On peut donc conclure sur base de ces *biplots* que les *Pouilles* se démarquent en termes de surface irriguée (**Figure 75**) ce qui avait déjà été conclu par la **Figure 64**. Il va de soi que plus la surface irriguée est importante, plus les volumes d'eau consommés sont élevés. Par ailleurs, l'eau provenant des stations de traitements des eaux usées semble alimenter les surfaces irriguées comme émis ci-dessus.

Les *Abruzzes* se différencient du point de vue des dépenses par habitant, thème du second facteur (**Figure 75**). Les employés sont la variable qui permet de justifier un tel positionnement puisque 25% des employés des ATOs du Mezzogiorno sont localisés dans les *Abruzzes* (COVIRI, 2009).

Les ATOs *Sarnese Vesuviano* et *Napoli Volturno* se différencient des autres ATOs en termes de densité (**Figure 76**). Ceci se justifie par le fait qu'à eux deux, ces ATOs couvrent 4% du territoire du Mezzogiorno alors qu'elles accueillent 21% de sa population (COVIRI, 2009 & Istat, 2017).

Enfin, les régions de *Sardaigne*, *Calabre* et les *Abruzzes* se distinguent des autres ATOs de par le nombre de municipalités qu'elles desservent (de l'ordre des 43% pour l'ensemble du Mezzogiorno). Il paraît logique que le nombre de municipalités desservies soit proportionnel à la superficie des ATOs, ces dernières étant définies par un ensemble de municipalités. Ces trois ATOs couvrent 20% du territoire du Sud de l'Italie (COVIRI, 2009 & Istat, 2011b). Il est étonnant de constater que malgré sa seconde position en termes de superficie, l'ATO des *Pouilles* ne se retrouve pas dans ce classement. Lorsqu'on analyse les chiffres de manière détaillée, on remarque que la région des *Abruzzes*, alors qu'elle fait la moitié de la taille des *Pouilles*, dessert plus de municipalités (**Figure 77**).

Sur base des coordonnées des observations après rotation Varimax sur les quatre premiers facteurs, la classification hiérarchique ascendante a permis d'aboutir à trois classes d'ATOs présentées dans le dendrogramme ci-dessous (**Figure 74**). Par conséquent, les principales variables explicatives de ces classes sont « *surface irriguée* » et « *dépense par habitant* » ; thèmes des deux premiers facteurs et « *densité* » et « *nombre de municipalités desservies* » ; thèmes des troisième et quatrième facteur.

La « *classe bleue* » peut être divisée en deux sous-classes regroupant les ATOs Enna, Catanissetta, Siracusa et Ragusa dans l'une et Regione Basilicata, Regione Abruzzo et Messina dans l'autre.

La « *classe rouge* » peut également être scindée en deux sous-catégories avec d'une part, les ATOs Regione Calabria et Regione Sardegna et d'autre part, Regione Molise, Calore Irpino et Sele.

Enfin, la « *classe verte* » avec quatre sous-classes dont la première renferme l'ATO Sarnese-Vesuviano, la deuxième les ATOs Napoli-Volturno, Catania Acque ainsi que Agrigento, la troisième les ATOs Palermo et Trapani et la quatrième l'ATO Regione Puglia.

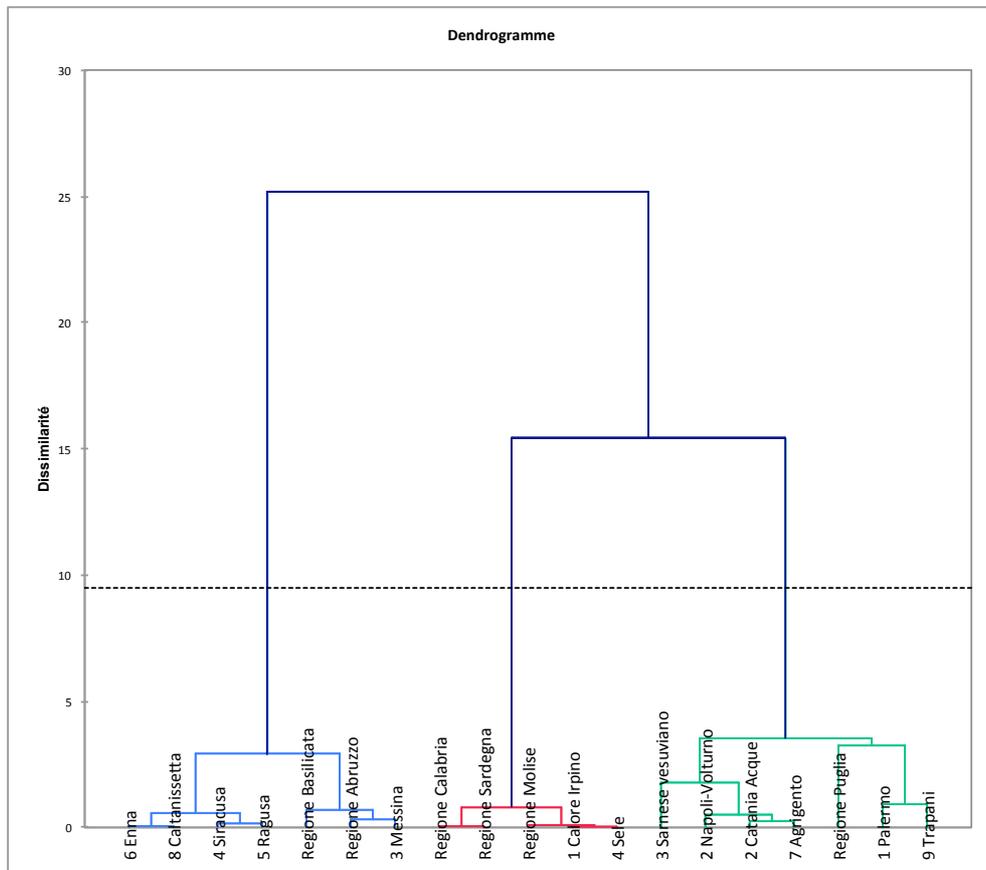


Figure 74. Dendrogramme de la classification hiérarchique ascendante : analyse à l'échelle des ATOs.

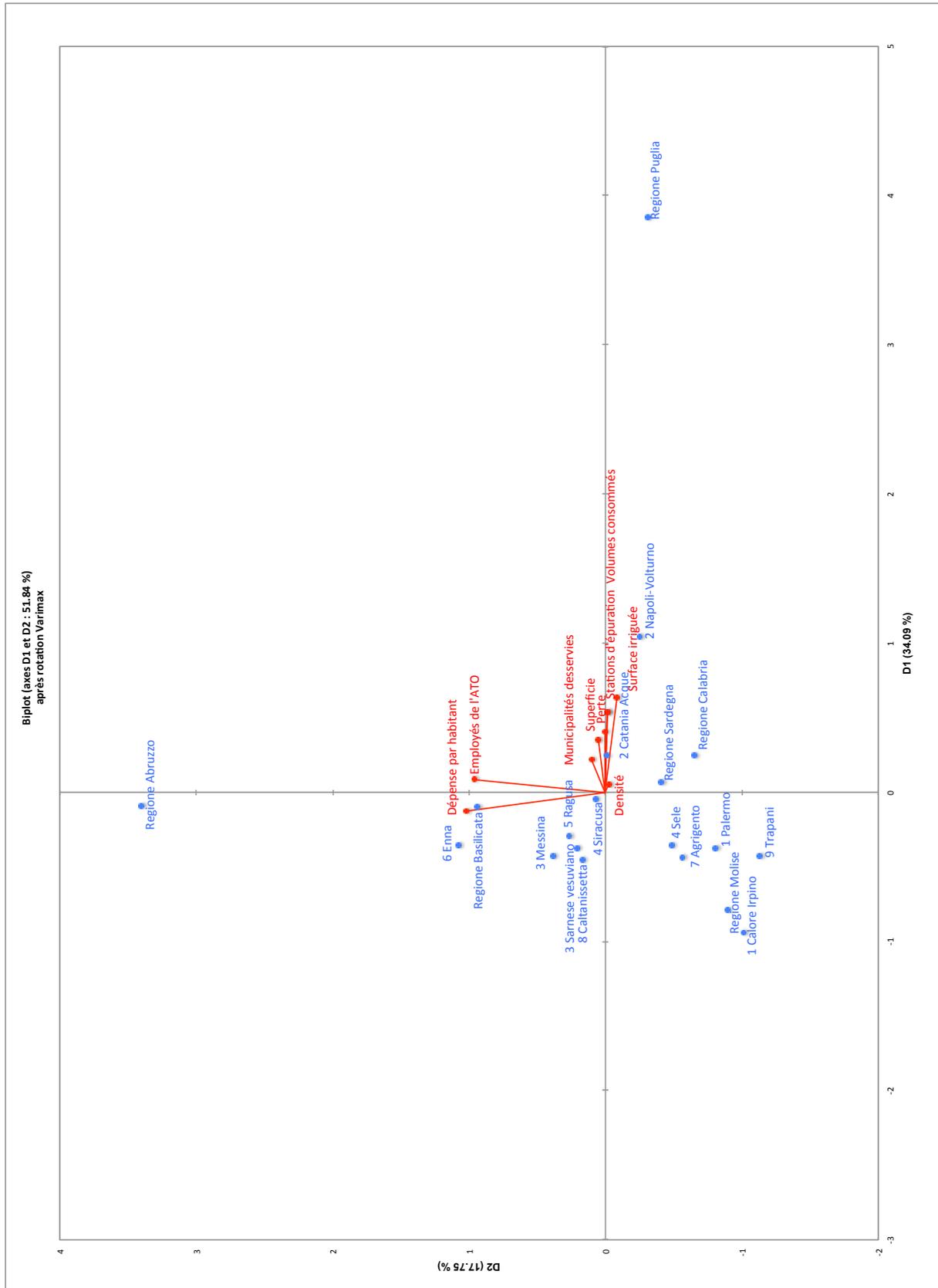


Figure 75. Biplot axe D1 et D2 après rotation Varimax : analyse à l'échelle des ATOs.

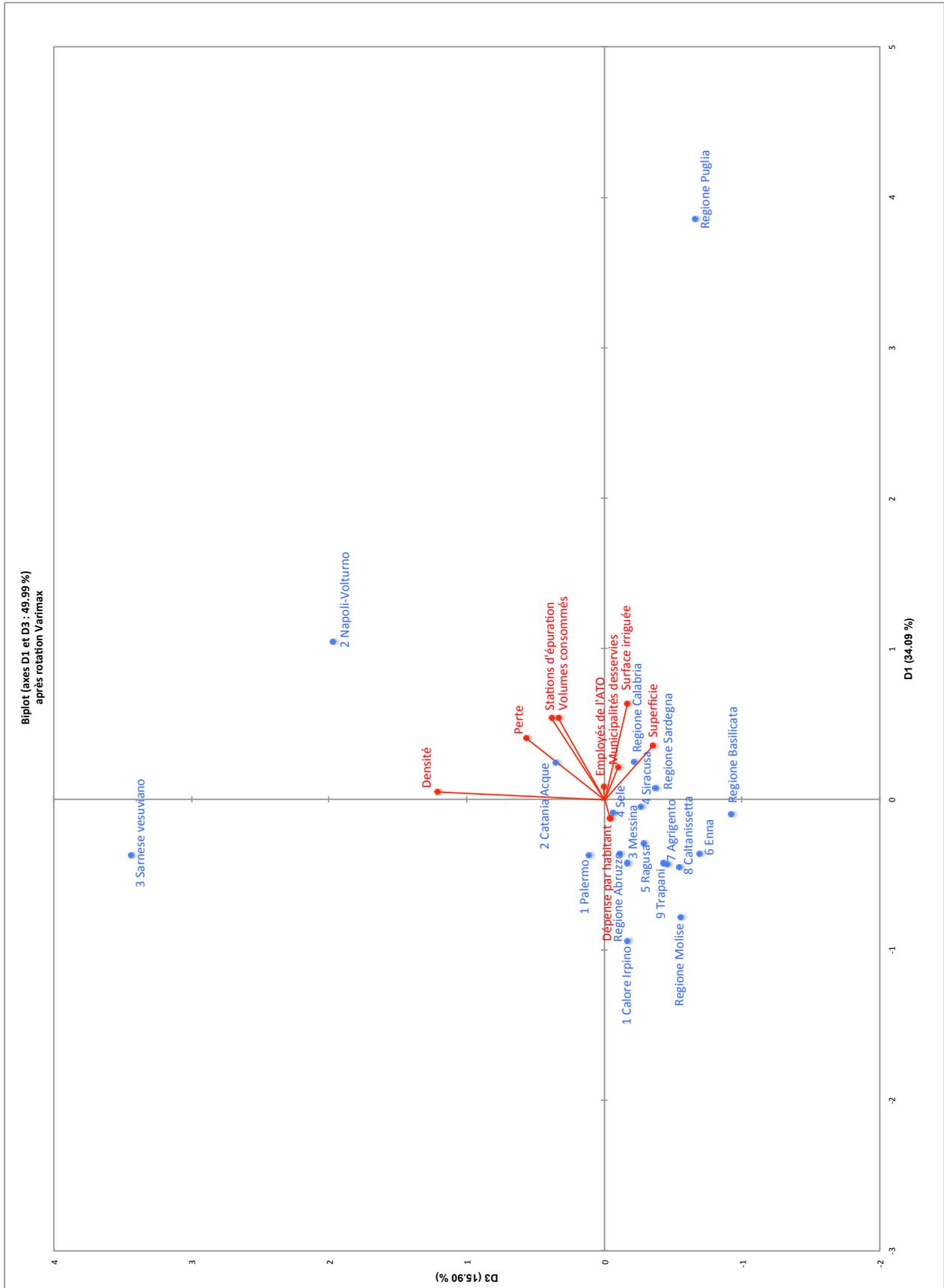


Figure 76. Biplot axe D1 et D3 après rotation Varimax : analyse à l'échelle des ATOs.

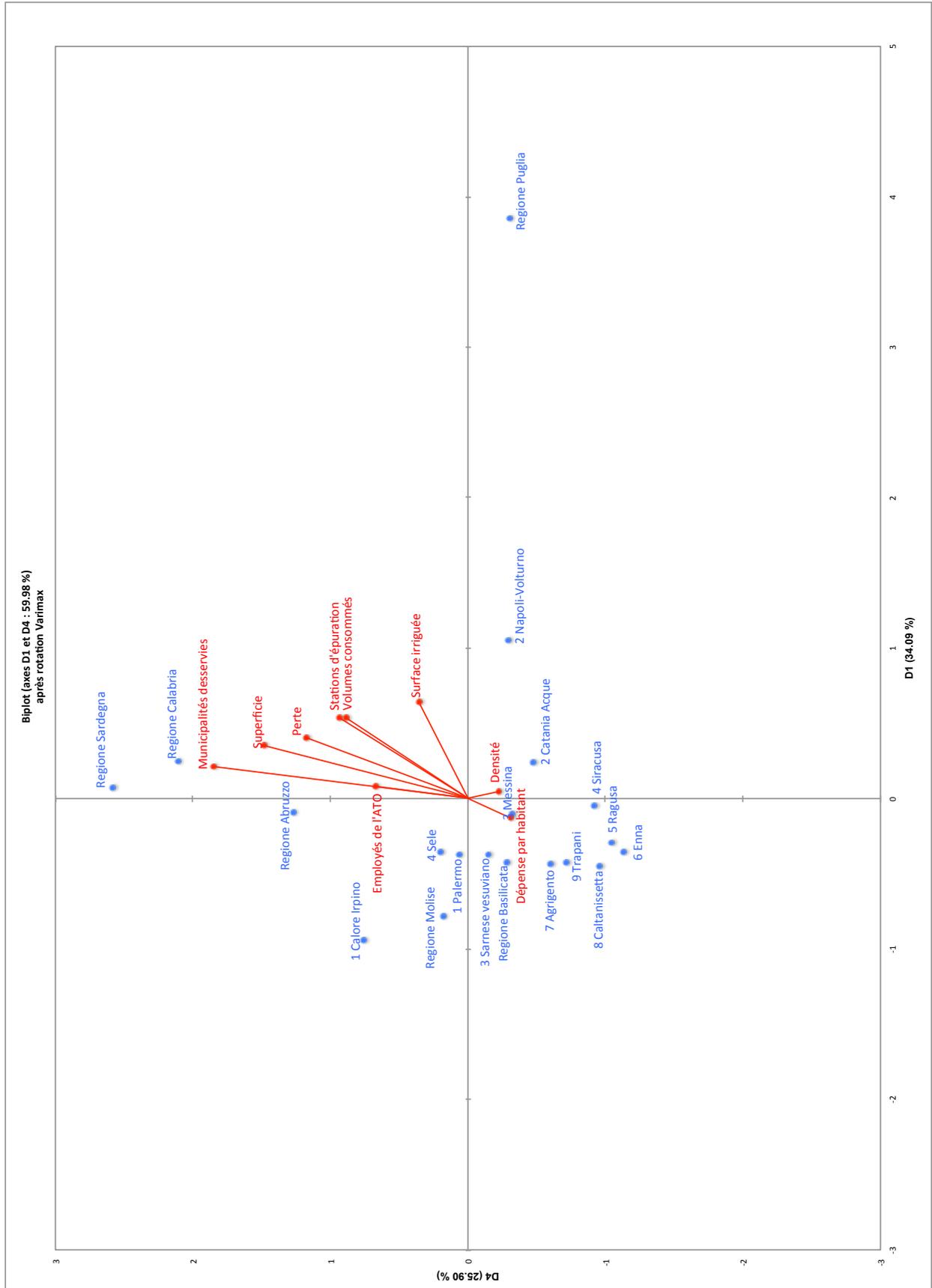


Figure 77. Biplot axe D1 et D4 après rotation Varimax : analyse à l'échelle des ATOs.

Évaluation de la performance des ATOs et résultats

Échantillon

L'étude des scores d'efficacité à l'aide de la méthode d'enveloppement des données portera sur les 19 ATOs du Mezzogiorno présentées ci-dessus dans la **Figure 60** et délimitées sur base du découpage de 2010. L'objectif sera de comparer les scores d'efficacité obtenus pour les différents découpages des ATOs. Pour rappel, la plupart des limites des ATOs coïncident avec les limites régionales à l'exception de celles de la Sicile où il s'agit des limites provinciales et de celles de la Campanie où il s'agit de fusions de municipalités.

Sources des données et description des variables

Le choix des variables à inclure dans le modèle doit tenir compte de la disponibilité des données mais également de la taille de l'échantillon qui n'est que de 19 entités ce qui limite le nombre possible d'inputs et outputs à introduire dans le modèle. Ainsi, la variable « *dépense par habitant* » n'a pas été prise en compte en raison de l'absence de données pour trois des ATOs (Napoli-Voltunro, Catania Acque et Siracusa). Le modèle ne tenant compte que des données et non de la relation qui les caractérise, les éventuelles corrélations entre variables introduites dans les modèles ne sont pas prises en compte. Ces variables ont déjà fait l'objet d'une analyse dans la section « Analyse à l'échelle des ATOs ». Sont présentées ci-dessous les variables d'inputs et d'outputs variant selon les modèles :

- *Volume annuel d'eau disponible* (milliers de m³) : volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale ;
- *Volume annuel d'eau distribué* (milliers de m³) : volume d'eau utilisé par rapport au volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale ;
- *Volume annuel d'eau perdu* (milliers de m³) : différence entre le volume d'eau introduit dans le système de distribution municipale et celui qui a été réellement consommé ;
- *Employés* (nombre de personnes) : ensemble du personnel (employés et dirigeants) travaillant pour l'ATO ;
- *Stations d'épuration* (équivalent population) : stations de traitement des eaux usées urbaines ;
- *Population desservie* (nombre de personnes) : ensemble de la population de l'ATO en supposant un accès à l'eau potable pour toute la population.

À noter, le cas particulier des variables environnementales « *superficie* » et « *densité* » à partir desquelles les scores d'efficacité des ATOs seront régressés par la méthode des moindres carrés ordinaires de sorte à évaluer leur influence en termes d'efficacité.

Modèles

Deux modèles construits sur des inputs et outputs différents seront étudiés dans cette section. Le premier couvre une approche économique/monétaire tandis que le second couvre une approche quantitative des volumes d'eau distribués. Ils seront tous deux soumis aux variables environnementales « *superficie* » et « *densité* ». Par ailleurs, l'objectif étant d'obtenir

une mesure globale de la performance des ATOs du Mezzogiorno, le modèle CRS a été retenu afin de calculer les scores d'efficacité.

1. Approche économique/monétaire

Inputs :

- a. Volume annuel d'eau perdu (milliers de m³) : variable d'input de qualité : les opérateurs peuvent réduire les pertes en eaux relatives au réseau de distribution soit, en renforçant la maintenance, soit, en réalisant des investissements pour remplacer les canalisations vétustes (Mande Buafua, 2014).
- b. Employés (nombre de personnes) : variable « travail » qui ne considère pas les divers statuts du personnel.
- c. Stations d'épuration en équivalent population (nombre de personnes) : variable « capital ».

Outputs :

- a. Population desservie (nombre de personnes).
- b. Volume annuel d'eau distribué (milliers de m³).

Les variables outputs traduisent les objectifs dévolus aux entreprises à savoir, maximiser le volume d'eau distribué aux consommateurs et le nombre de personnes desservies (Mande Buafua, 2014). Les variables d'inputs sont, quant à elles, les variables pour lesquelles les décideurs exercent le plus grand pouvoir de gestion. En effet, il est plus complexe pour les gestionnaires d'intervenir sur la desserte et les consommations en eau que sur les pertes, les employés et les raccords aux systèmes de traitement des eaux usées. C'est pourquoi, ce premier modèle se caractérise par une orientation « input ». L'objectif sera donc de maximiser la somme pondérée des outputs de chacune des organisations (si l'approche avait été hyper-économique/monétaire, l'objectif aurait été de minimiser les inputs). Pour se faire, deux contraintes seront prises en compte : la différence entre la somme pondérée des inputs et la somme pondérée des outputs de l'organisation étudiée doit être égale ou supérieure à zéro et la somme pondérée des inputs doit être égale à un. La résolution « Simplex LP » a été sélectionnée dans le Solveur (Microsoft Excel) tandis que l'option « rendre les variables sans contrainte non négatives » a été activée permettant ainsi d'obtenir un modèle linéaire avec des valeurs de variables non négatives (Huguenin, 2013). À noter, que les poids alloués aux inputs et outputs sont calculés pour chaque organisation par le modèle de sorte à ce que chacune de celles-ci obtienne le score d'efficience le plus élevé possible. Ils ont donc été par défaut fixés à 1. Il existe toutefois une extension du modèle qui permet aux décideurs d'allouer les poids aux variables selon leurs critères (Huguenin, 2013).

2. Approche quantitative des volumes d'eau distribués

Inputs :

- a. Volume annuel d'eau perdu (milliers de m³) : variable d'input de qualité.
- b. Volume annuel d'eau disponible (milliers de m³) : cette variable traduit indirectement la disponibilité des eaux dépendantes de la sécheresse et pénuries en eau mais également de la situation météorologique générale.

Outputs :

- a. Volume annuel d'eau distribué (milliers de m³).

Pour les mêmes raisons que le modèle traitant l'approche économique/monétaire, ce modèle sera étudié selon une orientation « input ». Par conséquent, les contraintes et les

paramètres du Solveur sont identiques tandis que l'objectif est de maximiser le volume annuel d'eau distribué.

Résultats de la régression linéaire à partir des variables environnementales

De sorte à réajuster les scores d'efficacité sur base des variables environnementales, quatre régressions linéaires simples ont été réalisées. Elles permettent d'étudier la manière dont les scores d'efficacité de l'approche économique et quantitative varient selon la densité et la superficie. Les **Figures 78 et 79** mettent en évidence les éléments principaux obtenus lors des régressions linéaires simples permettant l'interprétation des résultats. L'analyse du coefficient de détermination (R^2) donne une idée de la variabilité des scores expliquée par la variable explicative (densité ou superficie). Plus ce coefficient est proche de 1, meilleur est le modèle. Par ailleurs, la p-value permet de tester si la variable explicative apporte une quantité d'information significative au modèle ou non. Pour ce faire, le test F de Fisher est utilisé avec un niveau de significativité de 5%.

	Variable explicative	R^2	Pr > F
Approche économique	Densité	0,041	0,404
	Superficie	0,003	0,827
Approche quantitative	Densité	0,087	0,221
	Superficie	0,102	0,183

Figure 78. Résultats des régressions linéaires : coefficient de détermination et probabilité associée au F du test de Fisher.

Selon les hypothèses liées à la régression linéaire simple, les résidus centrés-réduits doivent être distribués selon une loi normale c'est-à-dire que 95% des résidus doivent se trouver dans l'intervalle [-1,96, 1,96]. Comme le montre la figure suivante, cette condition est remplie.

Résidus centrés-réduits	Approche économique		Approche quantitative	
	Densité	Superficie	Densité	Superficie
Regione Abruzzo	-0,233	-0,115	0,006	-0,094
Regione Molise	-1,183	-1,071	-0,644	-0,386
Calore Irpino	-1,271	-1,194	-1,233	-1,057
Napoli-Volturno	1,208	0,831	1,207	0,886
Sarnese vesuviano	-0,886	-1,630	-0,551	-1,367
Sele	-0,353	-0,304	-0,510	-0,341
Regione Puglia	0,812	0,932	1,017	0,427
Regione Basilicata	-0,155	-0,012	0,424	0,422
Regione Calabria	0,799	0,927	0,857	0,544
Palermo	0,864	0,846	0,355	0,448
Catania Acque	0,896	0,834	-1,228	-1,122
Messina	0,834	0,832	1,281	1,517
Siracusa	-1,955	-1,910	-1,940	-1,671
Ragusa	-0,132	-0,130	-0,460	-0,160
Enna	0,522	0,588	-0,771	-0,416
Agrigento	0,204	0,238	-0,292	-0,020
Caltanissetta	0,797	0,823	1,271	1,617
Trapani	0,823	0,825	1,245	1,534
Regione Sardegna	-1,589	-1,311	-0,036	-0,762

Figure 79. Résultats des régressions linéaires : résidus centrés-réduits.

Résultats de la régression sur les scores de l'approche économique

Concernant la densité, étant donné le R^2 , 4% de la variance des scores sont expliqués par la densité. De plus, la probabilité associée au F est ici de 0,404 ce qui signifie que l'on prend le risque de se tromper de 40% en concluant que la variable explicative apporte une quantité d'information significative au modèle. C'est pourquoi, les scores d'efficacité ne seront pas ajustés à la densité.

Du point de vue de la superficie, le coefficient de détermination est de 0,3% et donc, seulement 0,3% de la variabilité des scores est expliquée par la superficie. Étant donné la p-value associée au F, la superficie n'apporte pas d'information significative au modèle. Il en résulte que les scores d'efficacité de l'approche économique ne seront pas non plus ajustés à la superficie.

Résultats de la régression sur les scores de l'approche quantitative

Comme pour l'approche économique, les scores d'efficacité de l'approche quantitative ne seront pas recalculés sur base des variables de densité et de superficie. En effet, les coefficients de détermination sont respectivement de 8 et 10% pour la densité et la superficie tandis que les p-values de l'ordre des 22 et 18% ne permettent pas aux variables environnementales d'apporter d'information significative au modèle.

Résultats du modèle DEA combiné à la régression linéaire simple

Les **Figures 80 et 81** mettent en évidence les scores d'efficacité obtenus pour les diverses ATOs. Si l'on tient compte du territoire que couvrent les ATOs, on distingue trois échelles : l'échelle provinciale, l'échelle régionale et l'échelle des ATOs à proprement parler c'est-à-dire des municipalités fusionnées mais qui ne couvrent ni le territoire des provinces ni celui des régions.

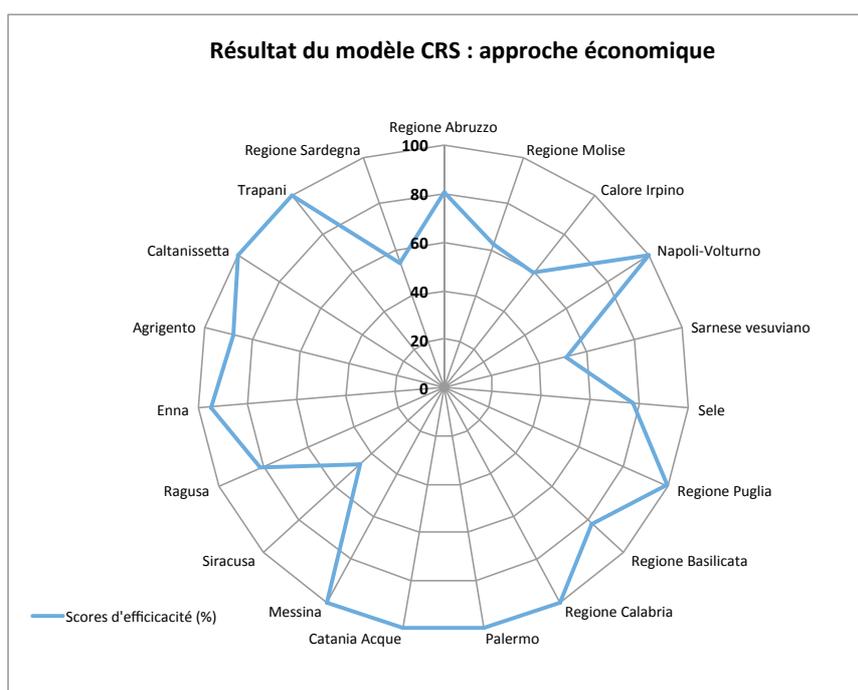


Figure 80. Scores d'efficacité des ATOs : Approche économique/monétaire.

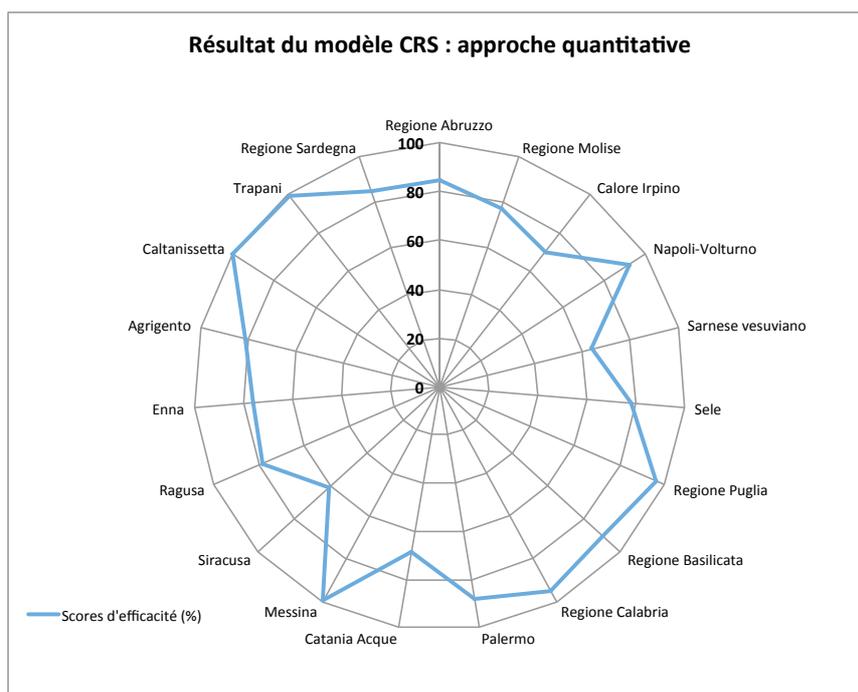


Figure 81. Scores d'efficacité des ATOs : Approche quantitative des volumes.

Les **Figures 82 et 83** représentent les statistiques descriptives des scores selon les deux approches. Il ressort de ces figures que les ATOs dont le territoire coïncide avec la délimitation des provinces et avec la délimitation des régions présentent un score moyen d'efficacité supérieur à celui des autres échelles respectivement pour l'approche économique et pour l'approche quantitative. À l'inverse, l'échelle présentant les moyennes des scores les plus faibles pour les deux approches est l'échelle des municipalités fusionnées qui ne coïncident ni avec le territoire régional ni avec le territoire provincial. On distingue toutefois une hétérogénéité des scores participant à la moyenne des différentes échelles. Par exemple, pour l'analyse à l'échelle provinciale, Siracusa présente le plus faible score d'efficacité pour l'approche économique (46,02%). Toutefois, les écarts-types des scores de l'échelle provinciale et de l'échelle régionale sont les plus faibles respectivement pour l'approche économique et pour l'approche quantitative. Cela signifie que les scores dans ces catégories sont plus similaires que dans les autres et donc que les ATOs de ces échelles sont moins diversifiées en termes de scores. À noter également qu'il ne semble pas y avoir de lien évident entre la typologie des clusters réalisée dans la section précédente et la typologie d'efficacité. La divergence des variables utilisées dans l'ACP et les modèles de calcul d'efficacité en sont sans doute la principale cause.

Approche économique	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type	Médiane
Echelle des municipalités fusionnées	72,21	51,75	100,00	21,39	68,53
Echelle provinciale	90,10	46,02	100,00	17,82	100,00
Echelle régionale	79,73	54,37	100,00	18,74	81,18

Figure 82. Statistiques descriptives des scores d'efficacité : Approche économique.

Approche quantitative	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type	Médiane
Echelle des municipalités fusionnées	76,03	63,91	91,96	12,16	74,13
Echelle provinciale	83,55	61,02	100,00	14,19	81,15
Echelle régionale	88,70	77,65	96,19	7,68	90,54

Figure 83. Statistiques descriptives des scores d'efficacité : Approche quantitative.

Limites du modèle

Le modèle selon lequel les scores d'efficacité sont calculés présente toutefois plusieurs limites. La principale limitation résulte du choix des inputs et outputs à introduire dans le modèle ainsi que l'échantillon en lui-même. Il a été démontré que les scores d'efficacité peuvent être sensibles au choix des variables ainsi qu'à la taille de l'échantillon (Lo Storto, 2013).

Concernant les variables à introduire dans le modèle, l'absence de données disponibles pour les ATOs a fortement limité leur choix. Plusieurs suppositions ont alors été émises comme le fait qu'un niveau supplémentaire de la qualité de l'eau au-delà du seuil minimum acceptable n'est pas un critère déterminant pour augmenter le score d'efficacité (Lo Storto, 2013). De plus, il a été supposé qu'il n'y avait pas d'erreur de mesures dans le modèle. Or, la présence de valeurs aberrantes dans l'échantillon pourrait fortement influencer les scores.

Par ailleurs, la taille de l'échantillon a également limité la quantité de variables à introduire dans le modèle. Il a été démontré que le nombre de variables incluses dans le modèle peut fortement influencer les scores d'efficacité. Plus le nombre de variables par échantillon est élevé, plus le modèle peine à faire la distinction entre les entités. Ainsi, les entités peuvent se voir attribuer un score de 100% non pas parce qu'elles dominent les autres entités mais parce qu'il n'y a pas d'autres entités ou de combinaison d'entités avec lesquelles elles peuvent être comparées (Lo Storto, 2013). Ce problème a toutefois été résolu en limitant le nombre de variables à cinq et trois pour chacun des modèles.

Il s'agit donc ici d'une vision statique de l'efficacité des ATOs sur base de données étudiées à une période précise et traitant deux des aspects de la gestion de l'eau au travers d'une approche économique et quantitative. Comme le suggère Lo Storto (2013), les recherches futures pourraient opter pour une approche dynamique en vue de mesurer les changements d'efficacité au cours du temps et explorer la mesure dans laquelle l'attribution de concessions (soit, aux entreprises privées soit, aux entreprises publiques et privées) peut affecter l'efficacité opérationnelle des ATOs ou territoriale dans notre cas.

Pistes d'explication et discussion

Cette section constitue une discussion sur les pistes d'explication des scores d'efficacité obtenus par l'ensemble des ATOs du Mezzogiorno. Il s'agit d'une série d'hypothèses qui, dans le cadre de ce mémoire ne pourront être vérifiées puisque l'absence de données accessibles au grand public ne permet pas leur vérification. De plus, elles mériteraient une attention particulière par une étude de terrain ainsi qu'un regard d'experts de la gestion des ressources hydriques. Ceci permettrait de mettre en évidence les hétérogénéités au sein même des ATOs. Divers postulats seront donc émis et développés dans cette section tels que la problématique générale de la gouvernance de l'eau en Méditerranée, la logique de division du territoire pour la gestion de l'eau ainsi que les caractéristiques intrinsèques des zones territoriales optimales pouvant influencer leur efficacité. Par ailleurs, il a été démontré ci-dessus par une régression linéaire que deux des caractéristiques de ces zones n'ont pas d'influence sur les scores d'efficacité. Il s'agit de la densité de population et de la superficie.

Problématique générale de la gouvernance de l'eau en Méditerranée : focus sur l'Italie

La gouvernance de l'eau est avant tout territoriale. À l'échelle de l'Italie, plusieurs obstacles se dressent à la coordination horizontale et verticale de l'élaboration des politiques de l'eau. Concernant l'échelle horizontale, les principales causes résident dans l'interférence des lobbies, les difficultés à mettre en œuvre les décisions du gouvernement central au niveau local, les difficultés liées à la mise en œuvre et l'adoption des politiques de l'eau ainsi qu'un manque d'implication des citoyens dans ces dernières. Les compétences mal ou non définies, l'absence d'un cadre de référence commun aux différents ministères, l'absence de suivi et d'évaluation des résultats, l'absence de planification stratégique et d'échelonnement des décisions, l'absence d'engagement et d'impulsion politiques au plus haut niveau, le manque d'incitations institutionnelles à la coopération et enfin les décalages entre les ressources des ministères et les responsabilités administratives sont également des facteurs interférant la coordination horizontale. Du point de vue de la coordination verticale, les obstacles proviennent de l'asymétrie de l'information ainsi que de l'évaluation insuffisante du contrôle de l'application par le gouvernement central et des pratiques des administrations infranationales. Par ailleurs, il existe également des obstacles au renforcement des capacités et à la coordination à l'échelle territoriale. Les principales causes sont ici le décalage entre les frontières hydrologiques et administratives, la dispersion excessive des compétences infranationales, la disparité des règles d'un territoire à l'autre, l'insuffisance du financement ainsi que le manque de synergie entre les différents domaines d'action au niveau local (OCDE, 2012). À noter que les obstacles présentés traduisent une tendance générale. Il faut toutefois prendre conscience qu'il existe une hétérogénéité entre les zones rurales et urbaines.

Logique de division du territoire

Il existe différents principes selon lesquels le territoire peut être divisé : l'homogénéité selon le milieu physique ou selon les ethnies en présence, l'espace fonctionnel, l'historique, l'électoratisme, la géométrie ou encore l'identité. Dans la plupart des cas, la division repose sur plusieurs de ces principes. La division idéale intégrerait une répartition de la population identique ainsi qu'une contiguïté, homogénéité et compacité des régions (Schmitz, 2014). Toutefois, cette division idéale ne concerne pour tous les types de gestion dont celle de l'eau.

L'Italie se caractérise par plusieurs unités territoriales de gestion des eaux basées sur des découpages différents : les ATOs et les districts hydrographiques. Concernant les zones territoriales optimales, la première logique de division reposait sur l'espace identitaire avec la possibilité des communes de choisir avec qui fusionner selon leurs préférences. Par la suite, certaines de ces fusions de municipalités ont été regroupées sur base électorale de sorte à ce que leurs limites coïncident avec les limites régionales ou provinciales. Toutefois, quelques soient les limites, aucune des ATOs ne coïncide avec les limites des bassins hydrographiques (**Figure 84**). Pour les districts hydrographiques, ils regroupent plusieurs bassins et ont une finalité essentiellement politique d'où un découpage électorale puisque ces entités ont été créées dans le cadre de la DCE.

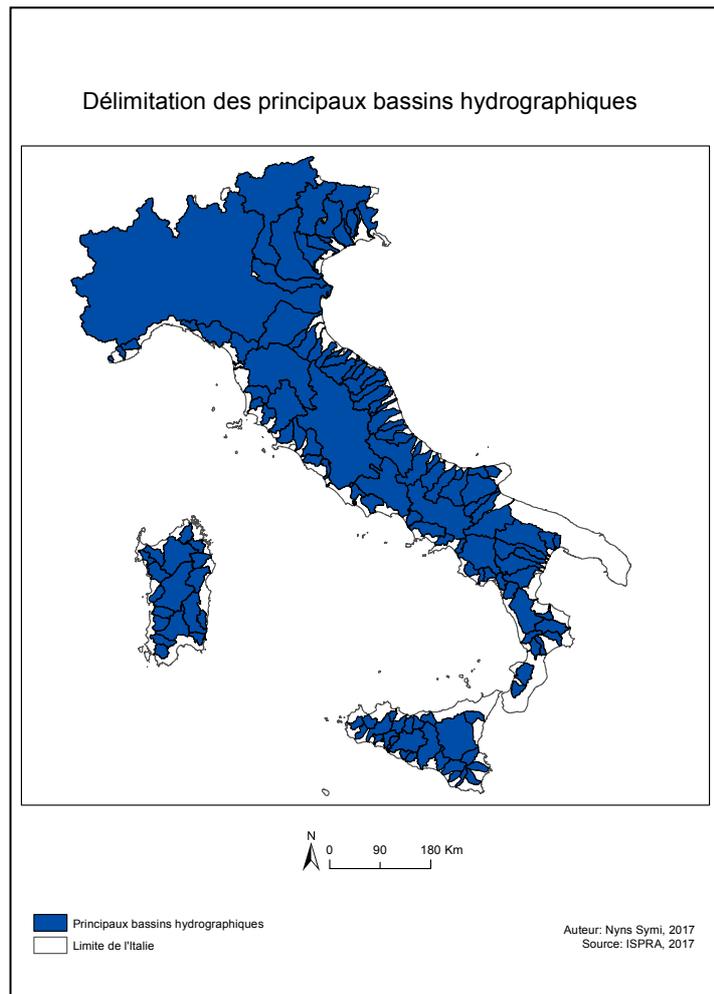


Figure 84. Délimitation des bassins hydrographiques principaux en Italie.

Mermet et Treyer (2001) se sont interrogés quant au choix de l'unité territoriale pour la gestion durable de la ressource en eau. Ils ont conclu que le bassin versant hydrographique doit rester la référence centrale dans le choix d'une unité territoriale de gestion de l'eau. Les arguments reposent sur l'importance du lien entre la ressource en eau et la ressource en sol, la dimension d'interdépendance entre l'amont et l'aval ainsi que la place du fonctionnement naturel des écosystèmes liés à l'eau. Néanmoins, l'unité de gestion retenue doit inclure la complexité de la gestion durable de la ressource en eau et ce, en considérant la mobilisation de la ressource, la maîtrise de la demande et la gestion des écosystèmes liés à l'eau. La détermination de l'unité territoriale pour la gestion durable de la ressource en eau passe par trois étapes : expliciter les différents enjeux à prendre en considération dans la gestion de l'équilibre entre l'offre et la demande en eau, en déduire les acteurs et sur cette base, déterminer l'unité territoriale de gestion. L'objectif de la délimitation d'une unité territoriale de gestion de l'eau est de rendre compte des fonctionnements hydrologiques et techniques des flux d'eau ainsi que de l'évolution de la demande en eau et ce, dans la perspective d'établir un bilan comptable de l'équilibre entre ressource et demande. Le second objectif de l'unité territoriale est de faciliter l'émergence d'une communauté de gestion sur une base territoriale adéquate. Actuellement, ni les zones territoriales optimales de gestion ni les districts hydrographiques alors que ces derniers tiennent compte des bassins hydrographiques, ne remplissent ces objectifs. Cette absence d'unité territoriale destinée à la gestion des eaux peut constituer une source d'inefficacité.

Caractéristiques des ATOs

- Type de contrat

Initialement, une régression de type stepwise devait être réalisée de sorte à évaluer l'influence du type de contrat sur les scores d'efficacité comme Lo Storto (2013) l'avait imaginé dans ses travaux. Toutefois, l'absence de données relatives au type de contrat et la période qu'elles couvrent (2009) lorsqu'elles sont disponibles ne permettent pas une analyse représentative de la réalité au vu de la vague de privatisation touchant les services en eau ces dernières années.

Bien que les variables d'inputs et d'outputs de Lo Storto varient de celles des modèles proposés ci-dessus (inputs : nombre d'employés, perte en eau, longueur du réseau d'aqueducs, longueur du système d'évacuation et coûts opérationnels et outputs : quantité facturée d'eau, nombre de municipalités desservies et population des municipalités desservies), il a conclu que les contrats résultants d'un partenariat public-privé influencent positivement les scores d'efficacité.

- Disponibilité en eau

Comme l'a démontré l'analyse à l'échelle régionale, la disponibilité de l'eau présente une diversité régionale tant en termes de qualité que de quantité et d'accès. Les sources de prélèvements varient également d'une région à l'autre. Certaines régions compensent leur déficit en eau de surface par l'utilisation croissante des eaux souterraines et des transferts en eau (OCDE, 2013). Ce facteur peut constituer une des composantes explicatives de l'efficacité des ATOs.

La région la plus touchée par les transferts en eau est la région des Pouilles caractérisée par une couverture hydrographique très pauvre. En effet, les seules sources d'approvisionnement en eau dans les Pouilles sont les aquifères côtiers, surexploités par l'irrigation et les utilisations civiles. Les transferts proviennent essentiellement des régions de Campanie, Basilicate et Molise, riches en sources et rivières. Trois grands systèmes d'eau transfèrent en particulier, les ressources vers les Pouilles : Ionico-Sinni, Ofanto-Sele-Calore et Fortore. Les sources du *système Ionico-Sinni* sont situées en Basilicate et fournissent les utilisateurs civils, agricoles et industriels de la Basilicate, des Pouilles et de la Calabre. Les sources du *système Ofanto-Sele-Calore* se situent, quant à elles, principalement en Campanie mais aussi, en Basilicate et dans les Pouilles et, fournissent ces trois régions. Enfin, les sources du *système Fortore* sont situées dans les Pouilles et en Molise et fournissent essentiellement les utilisateurs civils, agricoles et industriels des Pouilles (Mazzola et Scordo, 2007).

- Distribution de la population par rapport aux principaux tronçons de vallées

L'eau est un facteur de localisation de l'habitat humain. D'ailleurs, en milieu rural, Brunhes explique par la dispersion des sources les différences de dispersion de l'habitat. Ainsi la loi de l'eau, exclusive aux régions arides et aux pays d'irrigation, exprime le fait qu'un sol imperméable provoque la dispersion de l'habitat rural étant donné qu'il implique un grand nombre de points d'eau dispersés tandis qu'un sol perméable implique la concentration en villages et hameaux (Cornut, 1999). De plus, on peut considérer que la population située à proximité des tronçons de vallées ou des réseaux de distribution en eau bénéficie d'un accès plus aisé à l'eau que celle située à l'écart. Par ailleurs, le type de sol varie également d'une région à l'autre. Alors que

certains favorisent l'écoulement, d'autres favorisent l'infiltration. L'ensemble de ces facteurs peut influencer l'efficacité des zones territoriales optimales. Toutefois, l'hétérogénéité au sein de ces zones doit être prise en compte dans l'analyse.

- **Répartition territoriale et qualité des infrastructures de distribution des eaux et d'assainissement**

Comme déjà évoqué ci-dessus, les régions du Sud de l'Italie sont particulièrement touchées par le vieillissement des infrastructures avec certains réseaux d'assainissement qui peuvent être âgés de plus de 50 ans. Dès lors, on peut supposer que l'état de ces infrastructures est à l'origine des pertes en eau une fois celles-ci introduites dans le système de distribution municipale. Un inventaire de ces infrastructures permettrait de caractériser le lien qui existe avec les scores d'efficacité obtenus.

Conclusion et perspectives

Alors que la géographie s'intéresse aujourd'hui à la territorialisation en mettant l'accent sur l'appropriation, ce mémoire aura décrit dans un premier temps l'importance de la territorialisation des dispositifs de gestion de l'eau en Italie au travers de la loi Galli et de la Directive-Cadre sur l'eau de l'UE dans une approche pluridisciplinaire. Dans le contexte actuel de la crise de gouvernance de l'eau en Méditerranée qui s'accompagne d'une prise de conscience de la rareté de la ressource et de changements de paradigmes de gestion, la définition d'une unité territoriale de gestion des eaux est au cœur des préoccupations et en particulier, de celles de l'Organisation de Coopération et de Développement Économique. La mise en place d'une structuration nouvelle d'une portion de l'espace par un groupe social pour la gestion des ressources en eau doit évidemment, s'accompagner de l'élaboration de nouvelles normes collectives adaptées aux contextes locaux.

Rappelons que la finalité de ce mémoire était de proposer une évaluation de l'efficacité des entités italiennes de gestion des ressources en eau, au travers de l'étude de cas du Mezzogiorno et de ses zones territoriales optimales de gestion ou **Ambiti Territoriali Ottimali**. Pour ce faire, il a été retenu l'hypothèse selon laquelle la territorialisation des dispositifs de gestion de l'eau est garante d'une plus grande efficacité de ce secteur en ce qu'elle modifie les rapports que les usagers et gestionnaires entretiennent avec les ressources en eau dans et avec l'espace, leurs rôles et pouvoirs étant réorganisés. Après rédaction de ce mémoire, nous concluons que le choix de découpage du territoire est déterminant pour que la territorialisation des dispositifs de gestion de l'eau soit garante d'une plus grande efficacité de ce secteur. De plus, ce choix influence de façon variable la performance selon les aspects de la gestion traités. Deux découpages ressortent en termes d'efficacité pour l'étude de cas du Mezzogiorno: les provinces pour l'approche économique et les régions pour l'approche quantitative des volumes d'eau distribués.

La présentation du contexte institutionnel italien et de la zone d'étude ainsi que l'analyse à l'échelle régionale ont permis de contextualiser et présenter l'hétérogénéité du territoire sur lequel s'applique les politiques italiennes de l'eau ainsi que de soulever la problématique de stress hydrique caractéristique des régions du Sud. Pour ce faire, nous avons eu recours à divers outils tels que la synthèse de la littérature existante à ce sujet, la cartographie, la réalisation de diagrammes ombrothermiques et les traitements statistiques de données.

Par ailleurs, avant l'application de la méthode d'analyse par enveloppement de données permettant la mesure d'efficacité des zones territoriales optimales, une première description des ATOs et des variables potentielles à introduire pour le calcul d'efficacité sur base d'une approche cartographique et de traitements statistiques des données, a été réalisée. Elle a permis de mettre en évidence l'existence de trois découpages au sein des ATOs du Mezzogiorno : celui où les limites coïncident avec l'échelle régionale, celui où elles coïncident avec l'échelle provinciale et enfin celui où il s'agit d'une fusion de municipalités ne tenant pas compte des bassins hydrographiques. Cette description a par la suite, été complétée par une analyse en composantes principales sur base de laquelle une classification hiérarchique ascendante des ATOs a abouti à trois classes d'entités à partir de quatre thèmes principaux: la surface irriguée, la dépense par habitant, la densité et le nombre de municipalités.

Sur cette base, les scores d'efficacité des zones territoriales optimales de gestion ont été calculés. Le concept d'efficacité a été considéré ici de par son lien avec le territoire. La méthodologie

employée sur les dix-neuf ATOs du Mezzogiorno s'est basée sur la méthode d'analyse par enveloppement des données et plus précisément, sur le modèle **Constant Returns to Scale**, l'objectif étant d'établir une mesure globale de l'efficacité. Le modèle a été testé selon deux approches : une approche économique/monétaire et une approche quantitative des volumes d'eau distribués. In fine, les scores d'efficacité ont été régressés sur les variables de « *densité* » et de « *superficie* ». Un test F de Fisher a permis de déterminer la quantité d'information significative apportée par ces variables.

À partir de ces résultats, une discussion des pistes d'explication de l'hétérogénéité des scores a été réalisée. À l'échelle nationale, la problématique de la gouvernance a été évoquée ainsi que les obstacles à la coordination horizontale et verticale de l'élaboration des politiques de l'eau et ceux aux renforcements des capacités et à la coordination de l'échelle territoriale. La logique de division du territoire a également été introduite. Par la suite, des caractéristiques propres aux zones ont été évoquées : le type de contrat, la disponibilité de l'eau en termes de quantité, qualité et d'accès et la problématique des transferts, la distribution de la population par rapport aux principaux tronçons de vallées et enfin, la répartition territoriale et la qualité des infrastructures de distribution des eaux et d'assainissement. Il s'agit d'une série d'hypothèses qui mériteraient un regard d'experts ainsi qu'une analyse sur le terrain.

Il ressort de l'ensemble de ces analyses que le contexte italien n'est pas encore propice à une gestion optimale de l'eau. En effet, l'Italie présente de nombreuses difficultés à adopter les principes de la loi Galli et de la Directive-cadre sur l'eau en raison de l'hétérogénéité et l'incomplétude des dispositifs institutionnels, législatifs et réglementaires nécessaires pour accompagner l'organisation administrative. L'une des causes peut résider dans le fait de la récente adoption de ces lois et des changements brutaux qui les ont accompagnées mais également, par la multitude d'acteurs impliqués et leurs intérêts divergents. La privatisation du secteur à l'encontre de laquelle de nombreuses oppositions se sont dressées est aussi un facteur à prendre en considération de même que le conflit entre la tendance à la centralisation et la tendance à la gestion locale.

Ainsi, une rationalisation des acteurs impliqués et une définition claire des rôles de chacun permettraient une meilleure cohésion décisionnelle. Il semble évident au vu de l'hétérogénéité du territoire que la gestion de la ressource en eau doit être adaptée aux diversités locales tout en répondant aux exigences nationales. Enfin, la qualité des infrastructures et des eaux est peu propice à une gestion publique pure proposée par le modèle allemand. Toutefois, au vu de la vague de lutte contre la privatisation, la gestion privée de la ressource en eau et donc le modèle anglais, ne semble pas non plus être une solution idéale pour l'Italie. Il apparaît que le partenariat public-privé proposé par modèle français est le plus adapté pour le cas italien bien qu'aujourd'hui il se rattache aux trois modèles.

Par ailleurs, une hétérogénéité dans les scores des zones territoriales optimales de gestion met l'accent sur la contribution de certaines caractéristiques à l'efficacité dont le choix du découpage territorial. Il a été conclu que les deux variables environnementales étudiées n'influencent pas les scores quelque soit l'approche et que les ATOs ayant une délimitation coïncidant avec celle des provinces et des régions présentent un score moyen nettement supérieur à celui des autres échelles respectivement pour l'approche économique et pour l'approche quantitative des volumes distribués. L'interprétation des résultats doit évidemment tenir compte de la limitation du modèle en raison du choix des variables et de la taille de l'échantillon. De plus, il y a à souligner, qu'aucun lien évident n'est ressorti entre la typologie des ATOs sur base des clusters et la typologie sur base des scores d'efficacité.

À l'issue de cette étude, il a été montré comment le géographe peut aborder la problématique de la gestion des eaux au travers de l'analyse de l'efficacité des zones territoriales optimales de gestion.

Il semble opportun de préciser que la disponibilité des données a constitué un facteur limitant à la réalisation de ce mémoire de même que la littérature scientifique existante à ce sujet. Toutefois, la rencontre avec des témoins privilégiés ainsi qu'une visite de terrain aboutiraient probablement à une obtention plus aisée des données ainsi qu'à une vision plus locale des problématiques de gestion des eaux. Sur base des rencontres et des terrains, les inputs et outputs des modèles pour la méthode d'analyse par enveloppement des données pourraient être adaptés à d'autres approches que celles traitées dans ce mémoire. Enfin, concernant le modèle à proprement parler, il fournit une vision statique de l'efficacité des ATOs sur base de données étudiées à une période précise et traitant des aspects précis de la gestion de l'eau. Dès lors, une approche dynamique permettrait de mesurer les changements d'efficacité au cours du temps et d'explorer comment l'impact des changements de paradigmes en termes de gestion pourrait affecter l'efficacité des ATOs d'un point de vue géographique.

Références bibliographiques

- Allain, S. (2012). Dossier « Le champ des *commons* en question : perspectives croisées » : Négocier l'eau comme un bien commun à travers la planification concertée de bassin. *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), 52—65. <http://dx.doi.org/10.1051/nss/2011132>.
- Argento, D. et Van Helden, G.J. (2010). La réforme du secteur de l'eau en Italie et aux Pays-Bas : un changement ambitieux à l'issue incertaine fait place à un changement modéré axé sur le consensus. *Revue Internationale des Sciences Administratives*, 76, 827—846. <http://dx.doi.org/10.3917/risa.764.0827>.
- Baechler, L. (2012). La bonne gestion de l'eau : un enjeu majeur du développement durable. *L'Europe en Formation*, (365), 3—21. <http://dx.doi.org/10.3917/eufor.365.0003>.
- Baggiani, L., Scarpa, C., Bardelli, L., Diario, A., Mileno, R., Colorito, M.C., Bacigalupo, A., Morricone, A. et Morara, G. (2010). *I dati sul Servizio Idrico Integrato in Italia : Blue Book 2010*. Utilitatis pro acqua energia ambiente. Roma : Utilitatis, 322 p. <http://www.acquabenepubblico.it/wp-content/uploads/2011/05/bluebook.pdf>. Consulté le 1 juin 2017.
- Blinda, M. et Thivet, G. (2009). Ressources et demandes en eau en Méditerranée : situation et perspectives. *Sécheresse*, 20(1), 9—16. <http://dx.doi.org/10.1684/sec.2009.0162>.
- Bourguignon, F. (2008). Privatisation et développement : quelques leçons tirées de l'expérience. *Revue d'économie du développement*, 16, 109—126. <http://dx.doi.org/10.3917/edd.224.0109>.
- Bovy, B., Petit, F. & Houbrechts, G. (2014). GEOG0217-1 : *Hydrologie : travaux pratiques*. Recueil inédit, Université de Liège.
- Ciervo, M. (2009). Les acteurs dominants de la finance mondiale par rapport aux processus de privatisation des services en eau. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, (53), 15—33. <http://popups.ulg.ac.be/0770-7576/index.php?id=1065>. Consulté le 23 octobre 2016.
- Citroni, G. (2010). Une mise en œuvre sans normes : deux décennies de réformes dans les services de l'eau en Italie. *Droit et gestion des collectivités territoriales*, 30(1), 287—298. <http://dx.doi.org/10.3406/coloc.2010.2153>.
- Citroni, G., Giannelli, N., Lippi, A. et Profeti, S. (2007). Qui gouverne les services publics locaux ? Des configurations variables entre secteurs public et privé dans le cas du service public de l'eau en Italie. *Politiques et management public*, 25(3), 151—167. <http://dx.doi.org/10.3406/pomap.2007.2383>.
- Comitato per la Vigilanza sull'Uso delle Risorse Idriche (COVIRI). (2009). *Rapporto sullo stato dei servizi idrici : situazione organizzativa, investimenti, tariffe, perdite idriche*. Rome : COVIRI, 172 p. http://www.ambienteterritorio.coldiretti.it/Documents/Rapporto%20sullo%20stato%20dei%20servizi%20idrici%20in%20Italia_Volume%20I_2009.pdf. Consulté le 1 juin 2017.

Cooper, W.W., Seiford, L.M. et Tore, K. (2006). *Introduction to data envelopment analysis and its uses*. Springer. New-York : Springer, 379 p.

Cornut, P. (1999). *La circulation de l'eau potable en Belgique et à Bruxelles : enjeux sociaux de la gestion d'une ressource naturelle*. Thèse de doctorat, Bruxelles, Université Libre de Bruxelles, 297 p.

Erpicum, M. (2014). GEOG0218-1 : *Climatologie et éléments de météorologie: travaux pratiques*. Recueil inédit, Université de Liège.

Eurostat. (2015a). *Nuitées dans des établissements d'hébergement touristiques par région NUTS2*. Eurostat. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=tour_occ_nin2&lang=fr. Consulté le 19 juillet 2017.

Eurostat. (2015b). *Nombre d'établissements, chambres et places-lits par région NUTS 2*. Eurostat. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=tour_cap_nuts2&lang=fr. Consulté le 19 juillet 2017.

Ghiotti, S. (2011). La directive cadre sur l'eau (DCE) et les pays méditerranéens de l'Union Européenne : une simple question de ressources en eau? *Pôle Sud*, (35), 21—42. <http://www.cairn.info/revue-pole-sud-2011-2-page-21.htm>. Consulté le 31 juillet 2017.

Girard, S. (2012). *La territorialisation de la politique de l'eau est-elle gage d'efficacité environnementale? Analyse diachronique des dispositifs de gestion des eaux dans la vallée de la Drôme (1970-2011)*. Thèse de doctorat, Lyon, École Normale Supérieure de Lyon, 724 p. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00737165/PDF/GIRARD_Sabine_2012_these_VD.pdf. Consulté le 30 janvier 2017.

Guerin-Schneider, L., Nakhla, M. et Grand'Esnon, A. (2002). *Gestion et organisation des services d'eau en Europe*, 45 p. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00803884/document>. Consulté le 26 novembre 2016.

Hamdy, A. (2012). La gouvernance de l'eau en Méditerranée. *Économie et territoire : Développement durable*, 266—273. http://www.iemed.org/observatori-fr/arees-danalisi/arxiu-adjunts/anuari/med.2012/hamdy_fr.pdf. Consulté le 31 juillet 2017.

Huguenin, J-M. (2013). *Data Envelopment Analysis (DEA). Un guide pédagogique à l'intention des décideurs dans le secteur public*. Institut de hautes études en administration publique (IDHEAP). Lausanne : IDHEAP, 90 p. https://serval.unil.ch/resource/serval:BIB_2EF374911F7A.P001/REF. Consulté le 8 avril 2017.

Insee. (2016). *Taux d'occupation (hôtellerie, hôtellerie de plein air, autres hébergements)*. Insee. <https://www.insee.fr/fr/metadonnees/definition/c1532>. Consulté le 4 juillet 2017.

Istat. (2007a). *Number of farms and area*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2007b). *Number of farms and heads*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2010). *Farms, irrigated area and volume of water used for irrigation: data by altimetric area, legal status, management system, land ownership*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati-censimentoagricoltura.istat.it/Index.aspx?lang=en>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2011a). *Total area and production*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2011b). *Confini amministrativi, dei sistemi locali del lavoro e delle NUTS2 in versione generalizzata*. Istituto nazionale di statistica. <http://www.istat.it/it/archivio/24613>. Consulté le 31 mai 2017.

Istat. (2012a). *Water abstraction for drinkable use - regions*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2012b). *Public water supply use: public water supply use - ato*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2012c). *Urban wastewater treatment plants: Urban wastewater treatment plants - ato*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2014a). *6° Censimento Generale dell'Agricoltura : Utilizzo della risorsa idrica a fini irrigui in agricoltura*. Rome: Istat, 336 p. https://www.istat.it/it/files/2014/11/Utilizzo_risorsa_idrica.pdf. Consulté le 20 juin 2017.

Istat. (2014b). *Capacity of collective accommodation establishments and Occupancy in collective accommodation establishments: by region, by residence-monthly and yearly*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Istat. (2017). *Resident population on 1st January*. Istituto nazionale di statistica. <http://dati.istat.it/>. Consulté le 29 juin 2017.

Lo Storto, C. (2013). Are Public-Private Partnerships a source of greater efficiency in water supply? Results of a non-parametric performance analysis relating to the Italian industry. *Water*, 5(4), 2058—2079. <http://dx.doi.org/10.3390/w5042058>.

Lo Storto, C. (2014). Benchmarking operational efficiency in the integrated water service provision. Does contract type matter? *Benchmarking: An International Journal*, 21(6), 917—943. <http://dx.doi.org/10.1108/BIJ-11-2012-0076>.

Mande Buafua, P. (2014). *Modes d'organisation et distribution de l'eau : une évaluation empirique de la performance par les méthodes des frontières de production*. Thèse de doctorat, Liège, HEC-Université de Liège, 210 p. <https://orbi.ulg.ac.be/bitstream/2268/168707/1/ThesePatrickMandeBuafua.pdf>. Consulté le 27 juillet 2017.

Mayaux, P-L. (2010). Du clientélisme au contrat : stratégies de changement et pérennité des privatisations dans les services d'eau des villes latino-américaines. *Revue internationale de la politique comparée*, 17, 89—109. <http://dx.doi.org/10.3917/ripc.173.0089>.

Mazzola, M.R. et Scordo, G. (2007). Water transfer from Basilicata to Puglia: a technical, economic and institutional challenge. *Water Resources Management*, 103, 499—513. <http://dx.doi.org/10.2495/WRM070471>.

Méasson, L. (2008). *L'efficacité territoriale et l'évaluation. Penser le déploiement spatial du politique grâce au programme européen LEADER*. Thèse de doctorat, Grenoble, Université Grenoble I- Joseph Fourier, 507 p. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/tel-00280488/document>. Consulté le 20 juillet 2017.

Mermet, L. et Treyer, S. (2001). Quelle unité territoriale pour la gestion durable de la ressource en eau ? *Annales des Mines*, (22), 67—79. <http://www.annales.org/re/2001/re04-2001/mermet67-79.pdf>. Consulté le 20 décembre 2016.

Mürh, B. 2010. Klimadiagramme weltweit. <http://www.klimadiagramme.de/>. Consulté le 15 juin 2017.

OCDE. (2012). *Études de l'OCDE sur l'eau. La gouvernance de l'eau dans les pays de l'OCDE : une approche pluri-niveaux*. Éditions OCDE, 279 p. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264168244-fr>.

OCDE. (2013). *Examens environnementaux de l'OCDE : Italie*. Éditions OCDE. 229 p. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264186279-fr>.

OCDE. (2015). *Principes de l'OCDE sur la gouvernance de l'eau*, 23 p. https://www.oecd.org/fr/gov/politique-regionale/Principes-OCDE-gouvernance-eau_brochure.pdf. Consulté le 31 juillet 2017.

Peel, M.C., Finlayson, B.L. et McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633—1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.

Petrella, R. (ed). (2003). *L'eau, res publica ou marchandise ?* La Dispute. Paris : La Dispute, 219 p.

Raymond, F., Ullmann, A. & Camberlin, P. (2016). Précipitations intenses sur le Bassin Méditerranéen : quelles tendances entre 1950 et 2013 ? *Cybergeo : European Journal of Geography : Environnement, Nature, Paysage*, 17 p. <http://dx.doi.org/10.4000/cybergeo.27410>.

Santucci, F.M. (2013). Agritourism for Rural Development in Italy: Evolution, Situation and Perspectives. *British Journal of Economics, Management & Trade*, 3(3), 186—200. <http://dx.doi.org/10.9734/BJEMT/2013/3558>.

Schmitz, S. (2014). GEOG0209-3 : *Géographie culturelle et politique*. Recueil inédit, Université de Liège.

Sciandra, L. (2005). Une évaluation des effets de la privatisation sur l'accès aux ressources en eau dans les pays en développement. *Annals of Public and Cooperative Economics*, 72(2), 233—255. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1370-4788.2005.00277.x/epdf>. Consulté le 23 octobre 2016.

Sintomer, Y., Herzberg, C. et Houdret, A. (2010). *La participation des usagers dans la gestion de l'eau avec focus sur les régies et entreprises municipales*, 351 p.
https://www.adelphi.de/en/system/files/mediathek/bilder/participation_usagers_gestion_eau_vol_1_et_2_1.pdf. Consulté le 23 octobre 2016.

Spataro, A. (2009). Mezzogiorno. Du déclin à nouvelle frontière méditerranéenne ? *Confluences Méditerranée*, (68), 75—85. <http://dx.doi.org/10.3917/come.068.0075>.

Swyngedouw, E. (2005). Dispossessing H₂O: the contested terrain of water privatization. *Capitalism Nature Socialism*, 16(1), 81—98.
<http://dx.doi.org/10.1080/1045575052000335384>.

Urbaniti, S. (2011). L'état de la reconnaissance du droit de l'homme à l'eau potable et à l'assainissement en Italie. In Smets, H. (ed.), *Le droit à l'eau potable et à l'assainissement, sa mise en œuvre en Europe*. France : Académie de l'eau, 355—372.

Annexe

