
QUESTION 68

NON-CONVENTIONAL WATER (REUSE, DESALINATION): CAN WE REALLY LOOSEN THE GRIP ON THE RESOURCE, AND FOR WHAT USES?

FACE AU DÉFI CLIMATIQUE, COMMENT L'IRRIGATION
ET LE DRAINAGE PEUVENT CONTRIBUER À LA
TRANSITION AGROÉCOLOGIQUE?

GENERAL REPORTER / RAPPORTEUR GÉNÉRAL

Prof. Juan Antonio Rodríguez Díaz (Spain)

CO-REPORTER / CO-RAPPORTEUR

Prof. Nicolas Roche (France)

PANEL OF EXPERTS / GROUPE D'EXPERTS

Prof. Victoriano Martínez Álvarez (Spain)

Eng. Ignacio Gómez Lucena (Spain)

Prof. Pilar Montesinos Barrios (Spain)

Eng. Feras AlMansour (Saudi Arabia)

Prof. Emilio Camacho Poyato (Spain)

Prof. Javier J. Cancela (Spain)

1. Introduction**2. Water REUSE**

- (a) Current use of treated wastewater resources for irrigation at world, European and other key countries levels
- (b) Implications for the hydrological cycle. Direct and indirect use of treated wastewater³
- (c) Comparative analysis of regulations for treated wastewater for irrigation at international level.
- (e) Water-Energy nexus and water costs.
- (e) Agronomic benefits. Positive fertilisation effects. Spatial and temporal variability of water quality.
- (f) Main Challenges for implementation
- (g) How can integrated, interdisciplinary, and territorial approaches contribute to overcoming sociological, economic, and regulatory obstacles?

3. Desalinated water

- (a) Current use of treated desalinated water for irrigation at world, European and other key countries levels
- (b) Water-Energy nexus
- (c) Definition of a strategy to specifically meet agricultural needs, both in quantitative and qualitative terms
- (d) Economic model. Desalinated water costs.
- (e) Main challenges for the implementation

4. SWOT analysis for the implementation of non-conventional water resources for irrigation.

- (a) Water Reuse
- (b) Desalination
- (c) Conclusions
- (d) References

QUESTION 68:**NON-CONVENTIONAL WATER (REUSE, DESALINATION):
CAN WE REALLY LOOSEN THE GRIP ON THE
RESOURCE, AND FOR WHAT USES?****GENERAL REPORT**

Prof. Juan Antonio Rodríguez Díaz*
General Reporter

1. INTRODUCTION

Global freshwater resources are under unprecedented pressure due to the combined effects of climate change and escalating food demand (United Nations, 2023).

According to FAO AQUASTAT, approximately 307 million hectares are equipped for irrigation worldwide. Total irrigation requirements are estimated at 1,500 km³, which are met by about 2,673 km³ of water withdrawn from primary and secondary renewable resources, fossil groundwater, and non-conventional water sources. Agriculture is by far the dominant freshwater consumer globally, accounting for approximately 70% of all freshwater withdrawals and more than 80% of consumptive water use from surface and groundwater bodies. Irrigated agriculture, covering roughly a quarter of the world's cropland, produces about 40% of global food on approximately one-third of harvested land.

The global water balance is further complicated by climate change, which is shifting precipitation patterns, rising evapotranspiration rates, reducing glacier-fed river flows, and increasing the frequency and severity of droughts and floods. Regions already experiencing water stress — including the Mediterranean basin, the Middle East and North Africa (MENA), parts of sub-Saharan Africa, South Asia, and western North America — face the most acute pressures. In semi-arid and arid zones, agriculture critically depends on irrigation, and groundwater overdraft has become the norm. In many basins, extraction systematically exceeds natural recharge rates, depleting aquifers that took millennia to fill. Projections indicate that global food production must increase by 60% by 2050 to sustain the growing population (FAO, 2017), a challenge that countries are already facing in regions like the Mediterranean Basin and North Africa. Per capita water availability has declined from 12,050 m³/year in 1950 to approximately 7,310 m³/year in 2000 and is expected to reach just 4,580 m³/year by 2050, a 62% reduction in a single century, while at the same time total global water consumption is projected to increase by 50% (Ragab, 2023; Shemer et al., 2023).

In response, many nations are integrating non-conventional water sources into their water management schemes, with the reuse of reclaimed wastewater (RWW) and desalinated water (DSW) emerging as central pillars.

However, it is unclear to what extent non-conventional water resources (NCWRs) can help reduce the global water deficit in this uncertain situation. But the key challenge is not purely volumetric but also one of governance, economics, technology deployment, regulatory alignment, and social acceptance, all which shape whether NCWRs can be mobilized at the

* Catedrático de Ingeniería Hidráulica, Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo da Vinci, Campus de Rabanales, 14071 Córdoba. Spain. Tel. +34 957 212 242 / +34 676 660 277 (5853), E-mail: jarodriguez@uco.es

scale needed to contribute meaningfully to closing the water gap by 2030 and beyond. The following sections analyse the state of knowledge, practice, and emerging strategies for water reuse and desalination in agricultural contexts.

2. WATER REUSE

(a) Current use of treated wastewater resources for irrigation at world, European and other key countries levels

Currently, an estimated 36 million hectares, roughly 12% of all irrigated land worldwide, use some form of urban wastewater for irrigation. However, only 15% of this reuse occurs within formal, planned schemes where quality and volume are controlled (Ait-Mouheb et al., 2020). Formalizing these practices is essential not only to capture the agronomic benefits of RWW, such as stable supply and nutrient recycling, but also to mitigate the health and environmental risks associated with waterborne pathogens and soil salinization.

Globally, Jones et al. (2021) estimated total global wastewater production at 380 billion m³/year, of which 63% is collected, and 52% is treated. The formally reused fraction — approximately 40.7 billion m³/year — is distributed unevenly, with the highest absolute and relative volumes concentrated in a small number of countries. This value represents approximately 22% of all treated wastewater produced.

One of the biggest challenges is the availability of data on water reuse from official sources. It is truly difficult to find reliable data on water reuse and the percentage of that reuse allocated to agriculture for different countries. Globally, China and the United States are the leading producers of reclaimed water. However, when it comes to the percentage of these resources reused, Israel leads the way at approximately 90%. Of this amount, the majority is used for agricultural irrigation. The Middle East and North Africa region, despite its small total wastewater volume, achieves relatively high reuse rates driven by acute water scarcity. Southern European countries (particularly Cyprus, Malta, Spain, Italy, France, and Greece) lead within the EU context. Saudi Arabia considers treated wastewater a strategic resource because renewable freshwater availability is extremely limited. In 2025, Saudi Arabia produced 2.18 billion m³ of TWW, yet over 27% is being reused in agriculture, industry, and landscaping, with 92% allocated to agriculture, representing 4.7% of total agricultural water use.

Spain is the leading EU country in water reuse by volume, accounting for over half of Europe's reclaimed water production, estimated at around 532 hm³/year, or 11% of all treated wastewater. The main destination of reclaimed water in Spain is agriculture (72.4%), followed by parks and gardens (17.2%), industrial processes (2.5%), sewer/street cleaning (2.4%), and others (5%) (INE, 2023). The Spanish Mediterranean regions of Murcia (91.4%) and Valencia (42.5%) (INE, 2023; MITECO, 2021) have the most developed reclaimed water use for irrigation under the stricter European regulation 2020/741/EU. The governance structure involves a complex interaction between the national and basin water plans, river basin authorities, urban wastewater utilities (often private operators), and irrigators' associations as end users.

Overall, treated wastewater reuse is increasingly recognised as a reliable alternative water source that supports agricultural sustainability and reduces dependence on freshwater resources.

(b) Implications for the hydrological cycle. Direct and indirect use of treated wastewater

The adoption of treated wastewater for agricultural irrigation has important implications for

the natural hydrological cycle that are not always adequately considered in project planning or regulatory frameworks. Treated wastewater reuse can occur through both direct and indirect pathways, so it requires a holistic approach that considers interactions among water abstraction, use, return flows, and ecosystem water requirements. A distinction must be made between the following uses:

Direct reuse (DR) of treated wastewater occurs when it is intentionally supplied from treatment plants to users through dedicated transport and distribution networks. This water is intended for end uses such as irrigation, industry, or groundwater recharge via controlled infrastructure. It involves applying reclaimed water directly to crops via surface, sprinkler, or drip irrigation systems. The water that infiltrates the soil and is not consumed by evapotranspiration eventually recharges local and regional aquifers, contributing to baseflow in rivers and streams. When reclaimed water replaces a freshwater source that was previously discharged to a river or aquifer, the net hydrological effect depends on whether the original freshwater abstraction is reduced.

Indirect Reuse (IR) occurs when treated wastewater is discharged into natural systems such as rivers or aquifers and later reused downstream or extracted from wells, where water quality varies due to mixing and environmental conditions. It is the dominant mode of water reuse globally. When urban or agricultural wastewater is treated to secondary level and then discharged into rivers, lakes, or coastal waters, downstream irrigation districts and ecosystems draw on what is essentially highly diluted reclaimed water. In many river basins, a substantial fraction of natural river flow during low-flow periods is in fact treated wastewater effluent. This indirect reuse is sometimes unplanned and unregulated, raising questions about cumulative pharmaceutical loading, nutrient enrichment, microplastics, and antibiotic resistance genes in receiving water bodies (Macedo et al., 2022).

Managed aquifer recharge (MAR) using reclaimed water represents a planned form of indirect reuse that offers multiple benefits: it improves reclaimed water quality through soil-aquifer treatment (SAT), provides a buffer against seasonal variability, and contributes to groundwater replenishment. MAR with reclaimed water for surface and groundwater recharge can enable indirect potable reuse while generating quantifiable economic benefits. However, SAT may not fully remove all contaminants of emerging concern (CECs), including N-nitrosodimethylamine (NDMA) precursors, pharmaceuticals, and some antibiotic resistance genes (Yuan et al., 2017; Declercq et al., 2017). Moreover, monitoring pesticide and herbicide residues is essential to ensure the safe direct or indirect reuse of reclaimed wastewater.

The direct and indirect reuse of treated wastewater has important implications for the hydrological cycle, especially in arid and semi-arid regions where freshwater resources are limited. This reduces withdrawals from rivers, reservoirs, and groundwater aquifers, thereby helping conserve natural freshwater resources and improving long-term water security. Wastewater reuse also augments river flows, replenishes groundwater, and supports ecosystems during dry periods. In many regions, treated wastewater has become an important component of the overall water balance and a reliable non-conventional water source. Wastewater reuse can also influence the hydrological cycle in several ways. Continuous reuse may alter natural flow regimes and reduce the volume of freshwater reaching downstream ecosystems. A critical but often neglected dimension is the reduction of ecological flows when wastewater effluent, which was previously the dominant flow during dry seasons, is diverted for reuse. In semi-arid Mediterranean rivers, treated effluent discharges can constitute the only perennial flow, supporting riparian ecosystems and downstream wetlands. Redirecting this water for irrigation without compensatory measures can have severe ecological consequences, a trade-off that integrated water management frameworks must explicitly resolve.

In agricultural areas, excessive irrigation with treated wastewater may lead to soil salinity, nutrient accumulation, or deterioration of groundwater quality if not properly managed. There is also concern regarding the persistence of emerging contaminants, pathogens, and trace chemicals that may not be fully removed during treatment.

(c) Comparative analysis of regulations for treated wastewater for irrigation at international level

The following section compares different regulatory approaches to the use of reclaimed water and their resulting economic implications, which vary depending on the country in which they are applied.

Risk Management Approaches: Hazards Vs. Risks

The underlying risk management approach fundamentally shapes the design of water reuse policies. At this point, a clear distinction between the terms “hazard” and “risk” should be made. A hazard is any physical, chemical, or biological agent with the potential to cause harm. In contrast, risk refers to the likelihood that a hazard will cause harm within a specified timeframe, including the severity of the consequences (International Organization for Standardization [ISO], 2018; European Food Safety Authority, 2016). When aiming to minimize health risks in agricultural water reuse schemes, policies may focus either on improving water quality by reducing pathogen concentrations through treatment (hazard-based approach), or on limiting human exposure to pathogens present in RWW by assessing and managing exposure pathways (risk-based approach).

The Hazard-Based Approach

The hazard-based approach, exemplified by the California Water Recycling Criteria (California State Water Resources Control Board, 2000), prioritizes eliminating harmful agents at the source. These policies are characterized by “end-of-pipe” compliance, where safety is verified through prescriptive treatment requirements—such as mandatory filtration and disinfection—and rigid quality thresholds.

The primary advantages of this approach are its simplicity of enforcement and its ability to build public trust. By adhering to a binary “pass/fail” logic, these regulations offer clear benchmarks for water utilities. However, this rigidity often leads to “one-size-fits-all” standards that do not account for the specific exposure levels of different agricultural practices, which may be unnecessarily conservative and drive-up treatment costs without a proportional increase in safety (Barlow et al., 2015).

The Risk-Based Approach

In contrast, the risk-based approach, advocated by the World Health Organization Guidelines (WHO, 2006), focuses on managing human exposure rather than strictly improving water quality. This paradigm is based on the “fit-for-purpose” and “multi-barrier” strategies, where safety is achieved through a combination of treatment and field-level interventions. Barriers may include specific irrigation methods (e.g., subsurface drip), buffer zones, or mandatory harvest intervals that allow for the natural die-off of pathogens.

While risk-based models are technically flexible and economically attractive for regions with limited infrastructure, they impose a heavy administrative and governance burden, which makes them difficult to enforce via regulations. Verifying compliance in these schemes is decentralized; it requires monitoring the behaviour of numerous individual farmers rather than the outlet of a single treatment plant. Furthermore, these models can face social hurdles such

as the “yuck factor”, as consumers may perceive the water as less safe if it does not undergo intensive, centralized treatment (Savchenko et al., 2019).

The Hybrid Model

Recognizing the trade-offs of the previous models, recent international milestones such as the Regulation (EU) 2020/741 (European Parliament & Council of the European Union, 2020) and ISO 16075 (ISO, 2020) have adopted a hybrid approach. This model bridges the gap by combining mandatory hazard-based quality benchmarks—to ensure public confidence—with site-specific risk management strategies (e.g., implementing multiple barriers and adapting the quality requirements of RWW to its intended use) that incorporate risk-based flexibility (Maffettone & Gawlik, 2022). Under the EU framework, for instance, RWW must meet minimum quality requirements, but its use is further governed by a Risk Management Plan that identifies additional site-specific hazards and required barriers. In fact, the implementation of effective barriers enables the use of less intensively treated RWW. The hybrid approach aims to reconcile the stringent safety requirements needed for public trust with the operational pragmatism required for farmer adoption.

Economic Implications

Ultimately, the economic sustainability of agricultural water reuse is linked to the chosen regulatory framework. While hazard-based policies provide a clear, treatment-driven safety margin that simplifies compliance through centralized monitoring, their high capital and energy requirements can create a prohibitive financial barrier for small-scale projects lacking economies of scale. Conversely, the operational flexibility of risk-based models often comes at the cost of significantly higher governance and field inspection expenses to ensure distributed barriers remain effective.

As highlighted by Expósito et al. (2024), the disproportionate cost burden on small reuse schemes—nearly double that of large projects—demonstrates that rigid, “one-size-fits-all” standards may inadvertently hamper the use of RWW in decentralized contexts. Therefore, achieving the goals of a circular water economy requires a sophisticated regulatory balance: implementing standards that are stringent enough to safeguard public health and the environment while remaining flexible enough to be economically viable across diverse project scales. In this context, the emergence of hybrid models represents a critical evolution, offering a pathway to reconcile the treatment-driven safety required for public trust with the pragmatic, site-specific management needed for widespread agricultural adoption.

(d) Water-Energy nexus and water costs

The relationship between water and energy is particularly complex in the context of wastewater treatment and reuse. Wastewater treatment plants (WWTPs) are major energy consumers: in Europe, WWTPs account for approximately 1% of total national electricity consumption in most developed countries, with energy intensity varying widely from approximately 0.3 to 1.5 kWh/m³ depending on treatment level, plant size, and technology. For reclaimed water to meet Class A quality under EU 2020/741, the tertiary treatment steps (typically including sand filtration, membrane ultrafiltration, UV disinfection, and sometimes advanced oxidation processes) add additional energy loads. The energy balance of water reuse must also account for conveyance energy, that is, the energy needed to pump and distribute reclaimed water from treatment plants to irrigated fields. On the other hand, larger plants tend to be more energy-intensive but achieve lower energy consumption per m³ due to economies of scale, while smaller rural plants may be less energy-intensive but face higher unit costs (Rodríguez et al., 2019).

The water-energy relationship in WWTPs is not purely one-directional: some plants can recover energy through anaerobic digestion of sewage sludge to produce biogas, which can be used to generate heat and electricity, meeting a significant percentage of the plant's internal energy demand. Membrane bioreactor technology, as evaluated in Granada (Spain) for agricultural reuse of reclaimed water, can simultaneously meet Class A water quality requirements and produce biogas and biostabilised sludge as additional resources within a circular economy framework (Antíñolo et al., 2022).

The economics of water reuse are complex and highly context-dependent, influenced by the required treatment level, the distance and elevation difference between the plant and the irrigated area, the nature of the receiving infrastructure, and the opportunity cost of the displaced freshwater source. A robust economic assessment must consider both direct costs (capital investment in treatment upgrades, storage, and distribution infrastructure) and indirect costs and benefits (health risk management, fertiliser substitution, reduced pressure on conventional sources, environmental services).

A French cost-benefit analysis of two case studies, Clermont-Ferrand (agricultural irrigation reuse) and Cannes (indirect potable reuse via MAR), found that when full social and environmental benefits are monetised, including reduced environmental discharge, avoided freshwater abstraction, and fertiliser substitution, treated wastewater reuse projects can be economically profitable from a societal perspective even when they appear marginally or non-profitable from a narrow utility perspective. The challenge lies in the appropriate allocation of costs and benefits among the multiple actors involved: municipalities, utilities, farmers, downstream water users, and society at large (Declercq et al., 2020).

For Spain, Table 1 presents an estimation of the unit cost of reclaimed water, depending on the water treatment process used.

Table 1. Unit costs of reclaimed water regarding the treatment process

Reclaiming treatment	Costs	
	Set-up €/m ³	Operating €/m ³
Physical-Chemical + Filtration + Membrane filtration + Residual Chlorine	0.82	0.20
Physical-Chemical + Filtration + Ultraviolet + Residual Chlorine	0.12	0.09
Filtration + Ultraviolet + Residual Chlorine	0.05	0.06
Filtration	0.03	0.06
Physical-Chemical + Filtration + Membrane filtration + Reverse Osmosis+ Residual Chlorine	1.14	0.46
Physical-Chemical + Filtration + Reversible Electrodialysis Residual + Ultraviolet+Residual Chlorine	1.04	0.46

Source: MAPA (2010)

Both reclaiming treatments and the transport and distribution of reclaimed waters involve capital and operating costs. Table 2 shows the figures obtained from the study by Villar-García (2016) where they estimate the capital and operating costs of the production and distribution of reclaimed water in Spain. This study is based on an analysis of projects representing more than 20 % of the total volume of reused water in Spain. It uses the concept of 'annual

equivalent cost' (AEC) as a comparative measure between different systems and treatment processes, which allows for the standardisation of both capital costs and annual operating costs. The average cost of production and distribution is around 1.10 €/m³.

Table 2. Range of unit costs for the production and distribution of reclaimed water in Spain.

	Set-up €/m ³	Operation €/m ³	AEC €/m ³
Reclaimed water production	0.20 – 4.50	0.06 – 0.48	0.08 – 0.84
Reclaimed water distribution	4.00 – 8.00	0.15 – 0.40	0.47 – 1.04
			0.55 – 1.88

Source (Villar-García, 2016)

A study of southeastern Spain found that in greenhouse agriculture, the margin available to absorb increased water costs is substantial, making the premium for reclaimed water (versus conventional groundwater) economically viable (López Serrano et al., 2021). In contrast, for low value rainfed crops, even a modest cost of reclaimed water can be prohibitive without subsidy mechanisms. Policy frameworks should therefore design differentiated tariff structures that reflect value-added by crop type while remaining affordable for small and medium farmers.

(e) Agronomic benefits. Positive fertilisation effects. Spatial and temporal variability of water quality

One of the most frequently cited agronomic advantages of treated wastewater for irrigation is its nutrient content. Reclaimed water from secondary and tertiary treatment typically contains substantial concentrations of nitrogen (as ammonium, nitrate, and organic nitrogen), phosphorus, and potassium, as well as micronutrients and organic matter. In many water reuse systems, these nutrients can offset 20–100% of the synthetic fertiliser requirements of irrigated crops, generating both economic savings for farmers and environmental benefits through reduced synthetic fertiliser production (which is energy-intensive) and reduced risk of nutrient runoff from fields over-fertilised with synthetic products (Alcaide et al., 2019; Poustie et al., 2020).

The relationship between reclaimed water nutrient content and agronomic performance must be nuanced. Nitrogen in treated effluent is primarily in ammoniacal (NH₄) and organic forms, which are mineralized to nitrate in soil over days to weeks, providing a slow-release fertilization effect well-suited to perennial crops such as olives, citrus, and vineyards. Gómez Lucena et al. (2024) demonstrated that nitrification processes also occur inside the pipes in collective irrigation water distribution networks and developed a model to predict the water quality that each farmer receives at their hydrant. Studies of olive groves and vineyards irrigated with reclaimed water in southeastern Spain found that soil organic matter increased significantly, bulk density decreased, and the need for supplemental nitrogen fertilisation was substantially reduced compared to plots irrigated with freshwater (De las Heras & Mañas, 2020). Fish farm effluent water, another non-conventional water source, similarly demonstrated a 25% reduction in mineral nitrogen fertiliser requirements for tomato production in Egypt (Abdelraouf et al., 2024).

However, agronomic benefits must be set against the risk of phytotoxic or accumulation effects associated with specific constituents of reclaimed water. Salinity, expressed as electrical conductivity (EC) and, in the context of soil sodicity, as sodium adsorption ratio (SAR), is a major concern. Secondary- and tertiary-treated municipal effluent typically has an EC of 0.8–2.5 dS/m, which is generally acceptable for most crops under well-managed leaching but

may lead to salinity buildup in poorly drained soils over time. Xenobiotics (pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors, microplastics) are present in reclaimed water at concentrations far below acute phytotoxicity thresholds in most monitored systems. Still, their long-term sub-lethal effects on soil microbiota, crop quality, and human health via food consumption remain areas of active research and regulatory concern (Poustie et al., 2020).

Spatial and temporal variability of reclaimed water quality is a critical management consideration that is often underappreciated in regulatory frameworks and irrigation planning. WWTP effluent quality varies diurnally (reflecting urban activity patterns), seasonally (responding to weather, tourist load, and agricultural chemical discharge), and in response to treatment process disturbances.

Alcaide et al. (2022) proved that changes in N were evident both over time and across an irrigation water distribution network in Southern Spain. Seasonally, N content was reduced during the summer period. Spatially, a clear nitrification occurred from the pumping station to the farms. These variations demonstrate the importance of continuous water quality control to adjust the fertilization plan based on the N content in the water. Also, a comprehensive study of antibiotics, antibiotic-resistant bacteria, and antibiotic resistance genes in a fully reclaimed water distribution system in Spain found significant variations across sampling points and seasons, with bacterial regrowth hotspots identified at storage reservoirs and irrigation emitters. This spatial and temporal variability argues strongly for risk-based management plans that treat the entire water reuse chain as a system, rather than relying solely on effluent quality at the point of WWTP discharge (Cadena-Aponte et al., 2025).

(f) Main Challenges for the implementation

The implementation of treated wastewater (TWW) reuse for irrigation faces several major challenges across technical, environmental, economic, social, and institutional dimensions. The principal challenges for expanding safe agricultural water reuse to its potential level are:

High cost of wastewater treatment, infrastructure development, operation, and maintenance: Advanced treatment technologies are often necessary to achieve water quality standards suitable for agricultural irrigation, particularly for food crops, which can place significant financial pressure on governments and water utilities. In many developing regions, limited funding, aging infrastructure, and insufficient technical expertise further constrain the expansion of wastewater reuse systems. Additionally, Energy-intensive treatment and distribution systems may increase operational costs and environmental impacts.

Bridging the treatment-distribution investment gap: Most existing WWTPs in water-scarce regions require significant upgrading to reliably produce high quality water, and the distribution infrastructure to connect them with farms is largely absent.

Environmental and public health concerns also remain significant challenges: Inadequately treated wastewater may contain pathogens, salts, heavy metals, nutrients, pharmaceuticals, microplastics, and other emerging contaminants that can accumulate in soils, groundwater, and crops. Long-term irrigation with reclaimed water may contribute to soil salinity and degradation if monitoring and management practices are insufficient. Ensuring reliable treatment performance, continuous monitoring, and compliance with water quality standards is therefore essential to minimize environmental and health risks.

Institutional and regulatory barriers such as fragmented governance: inconsistent standards, unclear policies, and weak coordination among water, agriculture, and environmental agencies can delay implementation and reduce operational efficiency.

Developing proportionate and evidence-based CEC regulation: The lack of binding limits for pharmaceuticals, microplastics, and antibiotic resistance genes creates both regulatory uncertainty and genuine risks that need to be managed.

Aligning food safety and water reuse regulation: The interaction between water reuse standards and food safety regulations (particularly for exported fresh produce) creates compliance complexity that deters farmers.

Scaling governance and institutional capacity: Many national and sub-national institutions lack the expertise, resources, and mandate to develop and implement the comprehensive risk management frameworks required under regulations such as EU 2020/741.

Building social acceptance: In many countries, farmers and consumers remain hesitant to use reclaimed water because of concerns about food safety, hygiene, and cultural acceptance. Lack of public awareness and limited trust in treatment systems often create resistance to wastewater reuse projects. The “yuck factor” and food market concerns require sustained, evidence-based communication, transparent monitoring, and participatory governance.

Accounting for hydrological feedback: Planning frameworks must explicitly consider the effects of reclaimed water diversion on environmental flows, downstream water users, and aquifer recharge.

Climatic and operational issues also affect the reliability of treated wastewater reuse: Seasonal variations in wastewater generation and agricultural water demand can create mismatches between supply and irrigation requirements.

Addressing climate change impacts on wastewater quality and quantity: Increasing temperatures, droughts, and extreme rainfall events affect both the volume and quality of wastewater generated, requiring adaptive management strategies.

Therefore, successful implementation requires integrated planning, strong regulatory frameworks, public engagement, reliable monitoring systems, and sustainable financing mechanisms to ensure safe and efficient wastewater reuse for irrigation. Developing holistic strategies to facilitate the adoption of reclaimed water in agriculture is key to its successful implementation, a need highlighted by the SUDOE projects I-ReWater (Huerta et al., 2025) and SOLLAGUA, among others.

(g) How can integrated, interdisciplinary, and territorial approaches contribute to overcoming sociological, economic, and regulatory obstacles?

Integrated water resource management (IWRM) frameworks help coordinate urban, agriculture, health, and environmental sectors to ensure that reclaimed water policies, infrastructure, and monitoring systems are aligned with regional water management objectives and sustainability goals. Such coordination improves decision-making, reduces institutional fragmentation, and supports the development of clear regulatory frameworks and water quality standards.

Interdisciplinary approaches are equally important because wastewater reuse challenges extend beyond engineering and water treatment technologies. Collaboration among hydrologists, agronomists, chemists, economists, public health specialists, sociologists, and policy experts allows for a comprehensive assessment of environmental risks, economic feasibility, public health protection, and social acceptance. For example, social scientists can help identify public concerns and cultural barriers related to reclaimed water use, while economists can evaluate cost-benefit scenarios and financing mechanisms that improve project affordability for farmers and governments. Public awareness campaigns and stakeholder

engagement programs developed through interdisciplinary cooperation have proven effective in improving trust and acceptance of reclaimed water for agricultural irrigation.

Territorial or place-based approaches further enhance wastewater reuse implementation by adapting solutions to local environmental, economic, and social conditions. Water scarcity levels, agricultural practices, infrastructure capacity, and public perceptions vary significantly between regions; therefore, reuse strategies must be tailored to local contexts rather than applying uniform national models. Territorial planning can support the development of decentralized reuse systems, optimize reclaimed water distribution networks, and identify suitable crops and irrigation methods based on local climatic and soil conditions. In addition, involving local communities, farmers, municipalities, and water users in planning and governance processes increases stakeholder ownership and facilitates regulatory compliance.

The multi-dimensional nature of the barriers to water reuse (spanning hydrology, agronomy, economics, public health, governance, and social psychology) makes integrated, interdisciplinary, and territorial approaches necessary. No single sector or discipline can resolve the challenges in isolation. A successful strategic plan for the widespread adoption of TWW should consider the following aspects:

Territorial approaches recognise that water reuse viability is fundamentally a function of spatial relationships: between WWTPs and irrigated land, between water quality produced and water quality needed, and between the governance jurisdictions (municipalities, river basin authorities, irrigators' associations) whose cooperation is required to deploy systems at scale. A territorial planning approach that maps WWTP output spatially against irrigation demand, soil types, crop patterns, and groundwater recharge needs can identify priority zones for investment and governance coordination. In Spain, the concurrence of high wastewater production (tourist areas, urban agglomerations) with adjacent intensive horticulture in the Mediterranean fringe (Murcia, Almería, Alicante) creates ideal territorial conditions for integrated reuse systems, but this requires formal coordination mechanisms between urban water utilities and irrigators' associations (Rodríguez Villanueva & Sauri, 2021; Ventura et al., 2019).

Interdisciplinary research and innovation are required to develop the technical, economic, and social knowledge base for safe reuse expansion. This includes: (i) advancing sensor technologies and real-time monitoring for pathogen and CEC detection; (ii) developing cost-effective tertiary treatment technologies suitable for small and medium WWTPs; (iii) creating quantitative economic models that capture the full suite of social and environmental costs and benefits; (iv) advancing QMRA for site-specific risk management; and (v) applying social science methods to understand risk perception, information gaps, and effective communication strategies (Radini et al., 2021; Carter et al., 2024).

Governance innovation: The EU 2020/741 Regulation's requirement for Water Reuse Risk Management Plans (WRRMPs) that span the entire chain from WWTP to irrigated field creates an institutional mechanism for multi-actor coordination. However, the Regulation's implementation requires active facilitation at the national and regional levels, including the designation of a competent authority, support for small utilities to develop required risk assessments, and the creation of market mechanisms (e.g., tradable reuse certificates, risk insurance) that can reduce financial barriers (Berbel et al., 2023).

Stakeholder engagement and co-design: Building farmer and consumer trust in reclaimed water requires proactive communication grounded in genuine participation, not just information provision. Successful reuse programs — in Israel, California, Spain — share a common feature: farmers and irrigation communities were involved in the design and governance of

reuse systems from an early stage, giving them ownership of safety protocols and economic benefits. Serious games, citizen science monitoring, and digital platforms that make water quality data transparent and accessible to all stakeholders have demonstrated positive effects on social acceptance (Radini et al., 2021).

Circular economy policy frameworks: The transition from a linear to a circular model of water management — in which wastewater is conceptualised as a resource carrying water, nutrients, and energy, rather than a waste to be disposed of — provides the conceptual foundation for policy and investment alignment. Circular economy strategies at international, national, and regional level must explicitly include water reuse as a co-delivery mechanism for achieving SDG 6 (clean water), SDG 12 (responsible consumption and production), and SDG 2 (zero hunger) (Fernandes & Cunha Marques, 2023; Berbel et al., 2023).

Financial and economic instruments: Several policy instruments have demonstrated effectiveness in overcoming economic barriers: (i) capital subsidies for treatment and distribution infrastructure (as in Israel and Spain); (ii) differentiated water pricing that cross-subsidises reclaimed water production from urban water tariffs; (iii) nitrogen and phosphorus credits that monetise the fertiliser substitution value of reclaimed water; and (iv) green bonds and public-private partnership structures that mobilise private capital for reuse infrastructure (Declerq et al., 2020).

3. DESALINATED WATER

(a) Current use of treated desalinated water for irrigation at world, European and other key countries levels

At the outset, desalinated seawater (DSW) was primarily used to meet domestic and industrial water demands worldwide. However, continuous technological improvements and declining production costs have progressively expanded its application to other sectors, particularly agriculture. Over the last two decades, large-scale DSW supply has emerged as a promising alternative for sustaining irrigated agriculture in water-scarce Mediterranean regions characterized by efficient irrigation systems and high-value crops, such as south-eastern Spain, Israel, and Morocco, as well as in insular contexts lacking freshwater resources, including the Canary Islands (Maki et al., 2025; Martínez-Alvarez and Maestre-Valero, 2025). Other countries where agricultural DSW use remains more limited include Italy, Cyprus, Kuwait, Saudi Arabia, Bahrain, Qatar, Oman, and the United States. At the same time, its potential adoption is being actively explored in regions such as Egypt, Tunisia, Chile, Mexico, and Australia, a trend expected to intensify in the near future (Martínez-Alvarez et al., 2018; Suwaileh et al., 2020). The main experiences of irrigation with DSW are outlined below.

In south-eastern Spain, agriculture has historically faced persistent water scarcity, which has intensified over time. During the mid-1990s, farmers responded to a prolonged drought by installing more than 200 brackish-water desalination plants at the farm scale. Continued water deficits, together with the need to sustain high-value agriculture and reduce groundwater overexploitation, led the Spanish government to launch the AGUA Program in 2004. This initiative focused on constructing or upgrading 29 seawater desalination plants along the Mediterranean coast to support agricultural, urban, and tourist demands, with an overall production target of 693 Mm³/year, of which 200 Mm³/year were allocated to irrigation (Martínez-Alvarez et al., 2017). Most facilities were based on reverse osmosis technology, in some cases incorporating double-pass systems to reduce boron concentrations for agricultural supplies. Currently, approximately 25% of total DSW production in Spain is used for irrigation, a proportion that rises to about 70% in the south-eastern region, where nine desalination plants supply water fully or partially for agricultural purposes (Figure 1).

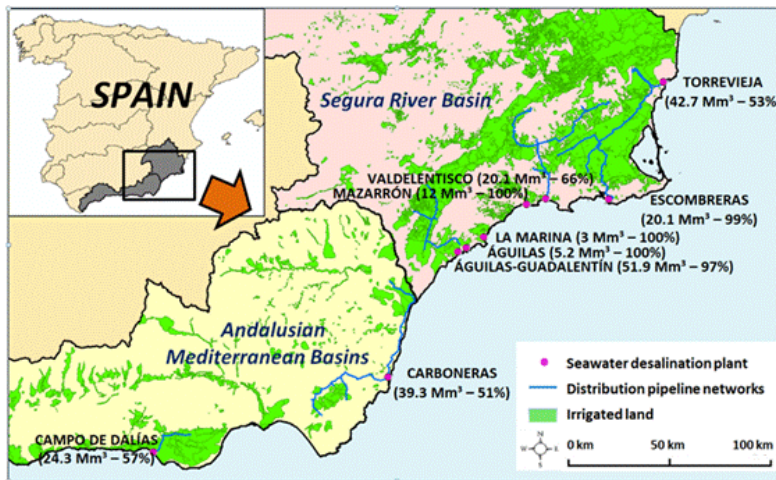


Figure 1. DSW production for irrigation in south-eastern Spain. The figures show the total production and the percentage of agricultural supply at each SWDP. Source: Gallego-Elvira et al. (2021).

In Israel, chronic water scarcity has long encouraged the use of brackish groundwater and reclaimed water for irrigation. Since 2006, DSW has become an increasingly viable alternative. The Israeli Desalination Master Plan, conceived in 1997, aimed to meet domestic water demand by expanding existing facilities and constructing new large-scale desalination plants, ultimately reaching a production capacity of 750 Mm³/year, with around 200 Mm³/year intended for agriculture (Spiritos and Lipchin, 2013). At present, five large-scale reverse osmosis plants are in operation, with agricultural use concentrated mainly in southern regions where lower population density allows greater allocation of desalinated water to farming, particularly from the Ashkelon and Palmachim plants (Fig. 2). Their early experimental applications of DSW in irrigation highlighted several agronomic and environmental challenges that must be addressed when integrating this resource into agricultural systems (Bengal et al., 2009; Yermiyahu et al., 2007).

In Morocco, seawater desalination is already supporting agriculture, especially in arid coastal regions such as Souss-Massa, where export-oriented, high-value crops dominate. A representative case is the Agadir desalination plant, which supplies approximately 40 Mm³/year for irrigation and currently serves between 10,000 and 15,000 hectares of farmland devoted to greenhouse vegetables, citrus, and other horticultural products. Nationwide, around 16 desalination plants produce roughly 350 Mm³/year, with an increasing share allocated to agriculture, contributing to the stabilization of production in drought-prone areas and alleviating pressure on overexploited aquifers (Boutagayout et al., 2025). Looking ahead, Morocco aims to expand its desalination capacity to about 1,700 Mm³/year by 2030, with approximately 30% directed—either directly or indirectly through reuse—toward agriculture, alongside plans to develop up to 100,000 hectares of new irrigated land associated with desalination (Jones et al., 2019).

(b) Water-Energy nexus

From the water–energy nexus perspective, DSW is characterised by the high energy demand associated with both its production and its subsequent transport to irrigated areas



Figure 2. Location and capacity of desalination plants in Israel. The agricultural supply concentrates on southern plants. Source: Martínez Alvarez et al. (2018).

(Zolghadr-Asli et al., 2023). Although reverse osmosis currently represents the most energy-efficient desalination technology in operation, it still requires substantially more energy than conventional water sources, thereby intensifying the water–energy nexus. In south-eastern Spain, total energy consumption for DSW supply is typically between four and ten times higher than that of alternative resources (Martin-Gorri et al., 2014). Specifically, energy requirements in seawater desalination plants range from 2.77 to 4.10 kWh/m³ for production, with an additional 0.50 to 1.13 kWh/m³ needed for conveyance to irrigation areas (Martínez-Alvarez et al., 2019). Figure 3 shows characteristic values of the specific energy consumption for the different stages of DSW production and supply for irrigation in south-eastern Spain.

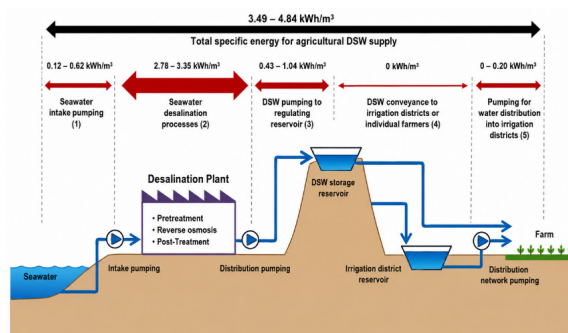


Figure 3. Specific energy for the different stages of DSW production and supply for irrigation in south-eastern Spain. Source: Martínez-Alvarez et al. (2019).

Recent desalination plants can achieve specific energy consumption values as low as 1.8–2.2 kWh/m³ for the reverse osmosis stage; however, operational facilities generally exhibit higher values due to the need for extensive pre- and post-treatment processes (Wang et

al., 2025). Energy demands may be further increased in agricultural applications, where additional treatment—such as a second reverse osmosis pass—is often required to reduce boron concentrations to levels suitable for sensitive crops, adding approximately 0.50–0.77 kWh/m³ (Shaffer et al., 2012). In Israel, large-scale desalination plants supplying irrigation report values between 2.9 and 3.85 kWh/m³ (Spiritos and Lipchin, 2013), comparable to those observed in south-eastern Spain when considering intake and desalination stages (Fig. 3). These relatively moderate figures reflect the large capacity and recent commissioning of such facilities, which incorporate advanced membrane technologies and energy recovery systems. Technical factors, including feedwater salinity, target water quality, brine disposal systems, plant capacity, energy recovery efficiency, and membrane type mainly drive variability among plants. Additionally, water distribution at irrigation district and farm scales entails further energy inputs, averaging 0.16 and 0.17 kWh/m³, respectively, in south-eastern Spain (Soto-García et al, 2013).

The substitution of conventional water sources with DSW in irrigated agriculture would therefore significantly increase overall energy consumption, raising important environmental concerns due to associated greenhouse gas (GHG) emissions. The magnitude of these emissions largely depends on each country's electricity mix, but in all cases, higher energy use may shift irrigated agriculture from a net carbon sink to a net emitter, thereby conflicting with climate change mitigation objectives (Martínez Alvarez et al., 2023). Consequently, assessing GHG emissions associated with desalination is essential to evaluating the sustainability of DSW-based irrigated agriculture.

The apparent maladaptation to climate change is closely linked to the carbon intensity of current electricity systems. A progressive transition toward renewable energy sources would substantially alleviate the water–energy nexus and mitigate the carbon footprint associated with the use of desalinated water in agriculture. In this context, recent studies indicate that desalination plants powered by renewable energy could reduce GHG emissions by up to 90%, significantly improving the environmental performance of DSW-dependent irrigation (Shahabi et al., 2014).

(c) Definition of a strategy to specifically meet agricultural needs, both in quantitative and qualitative terms

Irrigation with DSW can be framed within two overarching supply scenarios that determine both its agronomic behaviour and its economic feasibility. The first corresponds to situations in which DSW constitutes the sole or principal water source for irrigation. The second refers to mixed-supply systems, in which DSW is combined with other conventional or non-conventional resources. In the first case, if agricultural requirements are not adequately considered at the design stage of seawater desalination plants, farmers may be exposed to a continuous supply of low-mineral water, which can induce agronomic imbalances, including nutrient depletion and soil chemistry imbalances. In the second case, water quality is inherently variable with seasonal availability and blending ratios among sources, leading to fluctuating physicochemical conditions that require adaptive irrigation and fertigation management. In both scenarios, technical measures can mitigate adverse effects, but they generally transfer part of the responsibility—and additional costs for fertilisation and soil management—to the farmer.

From a strategic perspective, blending water resources is consistently recommended for both agronomic stability and economic optimization. This includes the mixing of conventional and non-conventional sources, such as surface water, groundwater, reclaimed water (REUSE), or even drainage flows, under controlled conditions. Blending helps buffer water quality variability, reduce phytotoxicity risks, and improve nutrient balance, while simultaneously

lowering the effective cost of irrigation water. At present, full reliance on seawater desalination remains largely limited to high-value crops with sufficient economic returns; consequently, blending emerges as the most practical on-farm strategy to broaden its applicability across a broader range of agricultural systems.

Within this framework, a key distinction must be made between new irrigation developments and existing irrigated areas. In new irrigated systems designed around DSW, a detailed pre-assessment of local soil characteristics, crop requirements, and long-term impacts is essential before implementation. This includes evaluating soil salinity dynamics, nutrient management strategies, and the potential need for soil amendments, rootstock selection, or even the introduction of new crop varieties. In such cases, crop selection becomes central, with high-value horticultural species—typically those generating revenues above 2 €/m³ and with relatively low water requirements—being the most viable option. Nevertheless, further research is still required to assess the feasibility of extending DSW irrigation to strategic staple crops such as cereals and fodder. In contrast, in existing irrigated areas DSW plays a fundamentally complementary role, enhancing resilience against increasing water scarcity driven by rising demand and climate change. Here, desalination acts as a stabilising resource that supports established farming systems.

A further distinction concerns the mode of delivery, which can be either direct or indirect. Direct supply refers to the distribution of DSW from plants directly to irrigation networks. In contrast, indirect supply involves its initial allocation to urban uses, followed by regeneration and subsequent reuse in agriculture. In both cases, water quality management remains critical, particularly when integrating sources with contrasting physicochemical characteristics, as farmers must adapt fertigation strategies to maintain crop productivity and soil fertility.

Finally, environmental and system-level considerations reinforce the need for integrated planning. Proper siting, dimensioning, monitoring, and regulation of desalination infrastructure, together with robust intake and discharge design, are essential to minimise ecological impacts. At the same time, a transition towards circular-economy approaches—such as brine valorisation and membrane recycling—may transform part of the environmental burden into local economic opportunities.

(d) Economic model. Desalinated water costs

Because of its high energy requirements, agricultural DSW supply is considerably more expensive than conventional water sources and is therefore priced significantly higher, which often limits its acceptance among farmers (Aznar-Sánchez et al., 2021). These elevated prices can substantially increase crop production costs and, in some cases, jeopardize the economic viability of farms where DSW is the primary or sole water source (Martínez-Alvarez et al., 2023).

The total cost of DSW is highly site-specific and depends on multiple factors, including plant capacity, labour costs, energy sources, land availability, feedwater salinity, and technological development. Overall costs are commonly divided into capital expenditure—associated with the initial investment in seawater desalination plants—and operational and maintenance costs incurred throughout their lifetime. In general terms, these components represent approximately 40% and 60% of total costs, respectively (Lapuente, 2012). However, operational costs are particularly dynamic, as they are largely driven by energy prices, which are inherently volatile, leading to significant fluctuations in the final cost of DSW. Moreover, total costs increase disproportionately when desalination plants operate below full capacity (Ghaffour et al., 2015).

Martínez Alvarez et al. (2019) reported that, at the time of analysis, total reported costs for desalination plants supplying agriculture ranged between 0.50 and 0.66 €/m³ in Israel and

between 0.55 and 0.69 €/m³ in south-eastern Spain. The final cost borne by farmers is even higher due to additional conveyance and distribution expenses, particularly when irrigation areas are located inland or at higher elevations. In south-eastern Spain, these supplementary costs include water transfer from the plants to the irrigation districts (0.04–0.06 €/m³), collective management and allocation within irrigation communities (0.03–0.06 €/m³), and on-farm application costs under localised irrigation systems (approximately 0.02 €/m³) (Soto-García et al., 2013). At the time of analysis, the prices paid by farmers closely reflected this full cost structure, including applicable fees and taxes, in line with the cost-recovery principle established in the EU Water Framework Directive.

Nevertheless, tensions in global energy markets during 2022–2023 led to a marked increase in the cost of DSW for irrigation, reaching nearly 1 €/m³ in Spain, thereby highlighting the strong sensitivity of desalination economics to energy price volatility. This sudden rise generated significant opposition from farmers and prompted the Spanish government to introduce temporary subsidies, partially relaxing the cost-recovery principle. As a result, recent subsidised DSW prices for irrigation have been maintained in the range of 0.35 to 0.50 €/m³ (Orden Ministerial TED/157/2023).

Figure 4 illustrates the evolution of supply prices for large-scale desalination plants worldwide over the past two decades, showing a clear downward trend from values exceeding 1 \$/m³ around the year 2000 to approximately 0.5–0.6 \$/m³ in recent years. These values are broadly consistent with those observed in Spain and Israel for agricultural DSW production under stable energy market conditions.

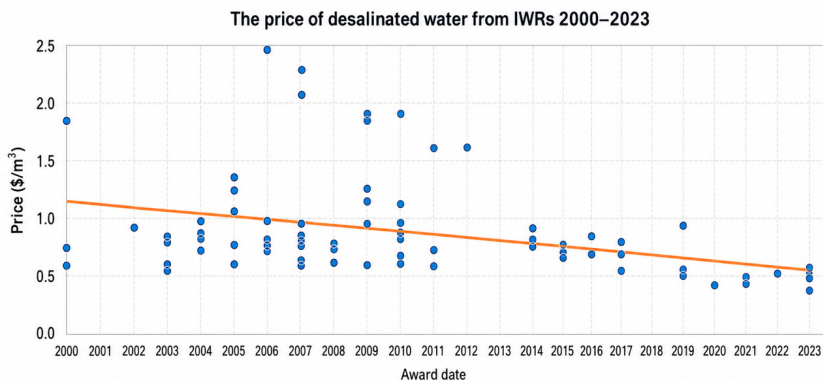


Figure 4. Evolution of DSW price from 2000 to 2023. Source GWI (2023).

(e) Main challenges for the implementation

Technical aspects

Early global experiences with DSW for agriculture consistently highlight its high energy demand, which translates into elevated crop production costs and increased GHG emissions. Reverse osmosis has become the dominant mature technology for seawater desalination, supported by two decades of cost reductions in equipment and operational processes driven by large-scale deployment and energy recovery strategies. Efficiency improvements have reduced specific energy consumption to approximately 3–4 kWh/m³, including intake, pre-treatment, and post-treatment stages, although the potential for further reductions is now relatively limited. Energy planning is therefore central to agricultural DSW deployment, not

only in terms of plant design but also regarding the upstream electricity generation mix and transmission infrastructure (Spiritos and Lipchin, 2013).

Economies of scale play a significant role in DSW supply, as larger plants generally achieve lower unit production costs. However, these facilities are not always compatible with dispersed or small-scale agricultural systems, where extensive distribution networks—pumping stations, pipelines, and associated energy use—become necessary. Consequently, increasing distance and elevation between production sites and irrigated areas significantly raise costs and can compromise project viability (Daghari et al., 2022).

Finally, a key technical aspect of agricultural DSW supply is the reduction of boron concentration. In addition to conventional reverse osmosis, additional treatments such as a second reverse osmosis pass or ion-exchange resins selective for boron are often required to meet crop sensitivity thresholds. These solutions improve water quality but increase both capital and operational costs.

Economic aspects

Cost remains the principal barrier to the widespread adoption of DSW in agriculture, particularly for open-field crops such as Mediterranean horticulture and fruit orchards, as well as for inland irrigated systems where delivery costs further increase already high production prices. As a result, current agricultural DSW use is largely restricted to high-value crops, which can absorb the significantly higher water costs associated with DSW (Maki et al., 2025).

The substitution of traditional water supplies with DSW generally reduces farm profitability and, in some cases, may render production economically unviable, exceeding the financial capacity of many agricultural systems (Martínez-Alvarez et al., 2023). Even with recent cost reductions and optimistic future projections, prices around 0.4-0.5 €/m³ remain challenging for most farmers globally. Although blending desalinated water with other sources can reduce costs, the resulting price typically remains above conventional irrigation water tariffs.

Agronomic aspects

From an agronomic perspective, the chemical composition of DSW introduces several constraints that must be carefully managed to avoid adverse effects on soil and crop productivity (Yermiyahu et al., 2007). Key concerns include the effects of salinity on yield, increased leaching requirements and associated irrigation demand, altered fertilizer requirements due to nutrient composition, boron toxicity risks, and soil alkalization driven by imbalances between monovalent and divalent cations (Martínez Alvarez et al., 2023).

Post-treatment quality adjustments are therefore often necessary. Increasing calcium and magnesium concentrations helps balance the sodium content of desalinated water, reducing risks of soil sodicity and nutrient deficiencies. Boron removal is particularly critical, as concentrations of 0.7–1.2 mg L⁻¹—common in single-pass reverse osmosis systems—can cause phytotoxicity in sensitive crops such as citrus. In addition, maintaining adequate buffering capacity is essential for stabilizing pH and preventing scaling processes in distribution and fertigation systems (Lahav and Brinhack, 2007).

These agronomic risks can also be partially mitigated through blending DSW with other water sources before irrigation. Nevertheless, establishing formal water quality standards is essential to ensure the physicochemical suitability of the DSW supplied. Such regulation is critical to long-term agricultural sustainability and should be explicitly incorporated into supply contracts for irrigation use.

Environmental aspects

The environmental assessment of desalination for agriculture requires a holistic perspective, as impacts can be both negative and positive (Elimelech and Phillip, 2011). On the negative side, the high energy intensity of desalination contributes to increased GHG emissions, particularly in electricity systems still dominated by fossil fuels. This reinforces the environmental footprint of water supply compared with conventional sources.

Brine disposal is another key concern, particularly in semi-enclosed or shallow marine environments such as the Persian Gulf, where cumulative discharges from multiple plants may lead to ecological degradation. Although engineering solutions such as diffusers and controlled outfalls can mitigate local impacts, the concentration of multiple desalination facilities in restricted coastal areas increases long-term environmental risks (Maki et al., 2025).

On the positive side, desalination can reduce pressure on overexploited freshwater systems, including preventing degradation of aquifers. Overall, environmental impacts depend strongly on-site selection, plant design, regulatory frameworks, and monitoring practices. When properly managed, combining careful environmental assessment with sound engineering design can significantly reduce adverse effects on marine and terrestrial ecosystems.

4. SWOT ANALYSIS FOR THE IMPLEMENTATION OF NON-CONVENTIONAL WATER RESOURCES FOR IRRIGATION

(a) Water Reuse

Strengths

Nutrient-rich resource: Reclaimed water provides nitrogen, phosphorus, potassium, and organic matter that partially replace synthetic fertilisers, reducing production costs and environmental loading from excess fertiliser application (Pustie et al., 2020; Alcaide et al., 2019).

Proximity to demand: In most urban and peri-urban contexts, WWTPs are sited near human settlements, which are also often close to agricultural areas, reducing distribution distances and costs compared to long-distance freshwater transfers.

Year-round availability: Unlike surface water (highly seasonal) or rainfall (episodic), treated wastewater flows are relatively constant throughout the year, providing reliability of supply that is essential for perennial crops and intensive horticulture.

Climate resilience: The availability of reclaimed water is largely decoupled from precipitation variability, making it a climate-resilient water source for agriculture in drought-prone regions.

Progressive regulatory framework: In the case of the European Union, EU 2020/741 provides a clear, harmonised minimum regulatory standard across the EU, providing market certainty and positive investment signals for the water sector.

Circular economy contribution: Water reuse exemplifies the circular economy principle by keeping water (and its embedded nutrients and energy) in productive use rather than discharging it as waste (Fernandes & Cunha Marques, 2023; Johannes et al., 2024).

Proven technology: Treatment technologies (MBR, UV disinfection, ozonation, advanced oxidation) capable of meeting the most stringent reuse standards are commercially available and technically mature (Antiñolo Bermúdez et al, 2022; Ho et al., 2024).

Lower energy than desalination: For most applications and source-to-farm distances, the energy cost of reclaimed water production and delivery is lower than seawater desalination (Crutchik & Campos, 2021)

Weaknesses

Inconsistent quality and temporal variability: WWTP effluent quality fluctuates with treatment process performance, influent variability, seasonal loads (tourism, agriculture, weather), and distribution system conditions, creating management challenges (Alcaide et al., 2022).

Salinity and sodicity risks: Long-term irrigation with reclaimed water can lead to salinity accumulation and sodicity development in soils, especially in low-rainfall regions with limited leaching (Poustie et al., 2020).

Presence of CECs: Pharmaceuticals, microplastics, antibiotic resistance genes, and endocrine disruptors in reclaimed water are not fully regulated or routinely monitored, creating residual risks and market acceptance concerns (Berbel et al., 2023).

Infrastructure investment requirements: Upgrading/building WWTPs and building water distribution networks from WWTPs to farms requires substantial capital that may not be recoverable from water tariffs in the short to medium term (Marcantonio et al., 2025).

Lack of social acceptance: Consumer and farmer resistance to products irrigated with treated wastewater is a major non-technical barrier that is difficult to overcome through information alone (Michetti et al., 2019).

Volume limitations: The total volume of reclaimed water available is capped by urban wastewater production. In many rural or peri-urban areas, wastewater volumes may be insufficient to meet large-scale irrigation demand.

Governance complexity: Multi-actor governance involving water utilities, municipalities, river basin authorities, farmers, food safety agencies, and public health bodies creates coordination challenges and transaction costs (Rodríguez Villanueva & Sauri, 2021).

Inland uses: Water authorities often impose restrictions on water reuse in inland areas located far from the coast, where downstream users rely on the same water resources.

Opportunities

Climate change-driven demand for alternatives water resources: Accelerating water scarcity driven by climate change is increasing the economic and policy attractiveness of reclaimed water as a reliable supplement (Ragab, 2023).

Digital technology: Real-time sensor networks, IoT, digital twins, and AI-based process control offer opportunities to improve treatment reliability, reduce costs, and enhance traceability of water quality throughout the reuse chain (Radini et al., 2021).

Nutrient recovery synergies: The co-production of reclaimed water, biogas, and nutrient-rich biosolids from integrated WWTP systems creates multiple revenue streams that can improve the economics of water reuse projects (Antoñolo Bermúdez et al., 2022).

EU Green Deal and Circular Economy Action Plan: EU policy frameworks explicitly support investment in water reuse as part of the circular economy transition, with potential for financing through structural funds, Horizon Europe, and the European Fund for Strategic Investments.

Agricultural policy integration (CAP reform): The Common Agricultural Policy's shift toward conditionality on environmental and resource efficiency performance could incentivise adoption of reclaimed water in water-scarce EU Member States.

Emerging markets: Rapid urbanisation in the MENA, South and Southeast Asia, and sub-Saharan Africa creates new markets for low-cost water reuse technology adapted to local conditions and regulatory environments.

Threats

Regulatory uncertainty around CECs: The absence of clear regulatory limits for CECs at EU and international level creates market uncertainty and potential future liability for farmers and utilities using reclaimed water (Berbel et al., 2023).

Food safety market exclusion: Retailers' refusal to accept products from farms irrigated with reclaimed water, export markets, or food safety certification bodies could undermine the agricultural business case for reuse, even where water quality technically meets standards.

Competition with conventional sources: In seasons or years of high natural water availability, the marginal value of reclaimed waterfalls, undermining the economics of dedicated treatment and distribution infrastructure that requires baseload use to be cost-effective.

Climate change impacts on wastewater quality: Higher temperatures, altered flow patterns, and increased chemical loading from agricultural runoff during extreme events can degrade WWTP effluent quality in ways that challenge treatment systems.

Public opposition: High-profile contamination incidents — even if attributable to lapses in a single system — can undermine public trust in reclaimed water across the sector, triggering regulatory tightening or market rejection.

(b) Desalination

Strengths

Unlimited source water: Seawater is in principle inexhaustible as a freshwater source for coastal regions, providing complete independence from precipitation and hydrological variability (Shemer et al, 2023).

High and consistent water quality: Sea Water Reverse Osmosis (SWRO) produces water with very low TDS (< 500 mg/L), free of pathogens, and of consistent quality regardless of season or upstream conditions, providing a reliable, high-quality agricultural input for sensitive crops.

Proven and scalable technology: SWRO is commercially mature, bankable, and available at scales from a few hundred m³/day to millions of m³/day, with a global supply chain for membranes, pumps, and energy recovery devices.

Falling costs and energy consumption: The cost trajectory of SWRO, in the largest modern plants, continues downward as renewable energy, membrane technology, and economies of scale improve (Kurihara, 2021).

Renewable energy integration: Solar and wind-powered desalination can produce freshwater with minimal carbon footprint (0.14–0.19 kg CO₂/m³), aligning with climate neutrality objectives (Shemer et al., 2023).

Weaknesses

High energy consumption and cost: Despite improvements, SWRO remains more energy-intensive (3.5–4.5 kWh/m³) and costly than most conventional water supply or wastewater reuse options (Politano et al., 2024).

Economic constraints are also critical, as desalinated water remains significantly more expensive than conventional sources. This limits its use mainly to high-value crops (mainly fruit and vegetables) and often requires subsidies to ensure viability.

Brine disposal challenges: The production of a concentrated brine stream poses environmental risks to marine ecosystems (in coastal discharge) or severe management challenges (for inland Brine Water Reverse Osmosis, BWRO, plants).

Coastal location dependency: SWRO is only economically viable near coastlines or near saline water bodies; serving inland agricultural areas requires long-distance conveyance at significant energy and infrastructure cost.

Carbon footprint under conventional energy: When powered by fossil fuels, SWRO desalination has a significant carbon footprint that creates tension with climate objectives (Shelmer et al., 2023).

Land and permitting requirements: Large desalination plants require significant coastal land area and face complex environmental permitting requirements that can delay or prevent construction.

Lack of specific regulations of desalinated seawater supply for agricultural use in most countries.

Opportunities

Offshore desalination: Floating desalination plants and offshore systems can reduce competition for coastal land and simplify brine management in open-water environments.

Hybrid systems: Integration of SWRO with wastewater reuse (brine dilution with reclaimed water, combined brine-wastewater effluent discharge) and with renewable energy creates synergies that reduce both costs and environmental impacts (Crutchik & Campos, 2021).

Brine valorisation: Emerging technologies for recovery of minerals (lithium, magnesium, potassium, uranium) from desalination brine could provide valuable co-products that improve project economics (Politano et al., 2024).

Fit-for-purpose desalination for agriculture: Designing desalination systems specifically for agricultural quality standards (rather than potable standards) reduces agronomic risks and could reduce energy and post-treatment costs if other blending water sources are available, making desalination more economically competitive for irrigation.

Climate change-driven demand increase: As freshwater scarcity worsens in coastal regions due to climate change, desalination's competitive advantage over increasingly unreliable conventional sources will grow.

Threats

Energy price and availability risks: Large-scale desalination creates a structural dependency on affordable and reliable energy; energy price shocks or grid instability can dramatically increase production costs.

Chemical composition of DSW, particularly boron content, which can cause phytotoxicity in sensitive crops if not properly controlled. Additionally, low mineral content and sodium dominance may also lead to soil degradation, nutrient imbalances, or corrosion of infrastructure. These effects can be mitigated through blending or post-treatment, but require careful management (Martínez Álvarez et al., 2023).

Marine ecosystem impacts: Cumulative brine discharge from multiple plants concentrated in semi-enclosed seas (Persian Gulf, Mediterranean) poses long-term risks to marine biodiversity that may trigger regulatory restrictions.

Climate change effects on seawater temperature and quality: Increasing sea surface temperatures accelerate biofouling of membranes and may alter seawater composition in ways that affect treatment efficiency.

Public opposition and social licence: Local communities near planned desalination sites often oppose development due to concerns about coastal impacts, noise, and visual intrusion.

Dependency and lock-in: Societies that become heavily dependent on desalination for water security are exposed to technology lock-in, price risk, and infrastructure vulnerability risks.

Table 3. SWOT for Non-Conventional Water Resources in Agriculture

	STRENGTHS	WEAKNESSES
REUSE	Nutrient supply; proximity; year-round availability; circular economy; proven technology; climate resilience	Quality variability; CECs; salinity risk; infrastructure cost; social acceptance; volume cap; inland uses
DESALINATION	Unlimited source; consistent quality; scalability; falling costs; renewable integration; strategic security	Energy intensity; brine management; agricultural quality adaptation; coastal dependency; cost
	OPPORTUNITIES	THREATS
REUSE	EU/Green Deal policy support; digital technology; nutrient recovery; growing water scarcity	CEC regulation uncertainty; market rejection; competition from conventional sources
DESALINATION	Offshore systems; hybrid approaches; brine valorisation; climate-driven demand	Energy price risks; marine ecosystem impacts; public opposition; dependency lock-in

5. CONCLUSIONS

Non-conventional water resources (NCWRs), reclaimed wastewater and desalinated water, represent essential instruments in the transition towards sustainable, climate-resilient water management for food production. Neither source can serve as a wholesale replacement for conventional freshwater, but in strategically defined contexts, particularly in water-scarce coastal and Mediterranean regions, they offer the prospect of substantially closing the growing gap between agricultural water demand and available supply, including NCWRs in the water mix available to agriculture.

On a purely volumetric basis, the potential is enormous but remains largely unrealised. If the approximately 188 billion m³/year of treated wastewater currently generated globally could be fully reused (rather than only the 40.7 billion m³ currently reused), this alone would significantly augment available water supplies, particularly at the basin and regional levels.

Similarly, scaling up desalination to meet agricultural demands (where approximately 2,700 km³/year is withdrawn for irrigation globally according to FAO) would require technological and economic advances of considerable magnitude. NCWRs cannot replace conventional freshwater systems at global scale with current technology and cost structures, but they can play a decisive role in specific geographic and sectoral contexts, particularly in water-scarce coastal regions, Mediterranean-type climates, and arid or semi-arid agricultural zones. The key challenge, therefore, is not purely volumetric but also one of governance, economics, technology deployment, regulatory alignment, and social acceptance.

Water reuse has the greater immediate potential for expansion at the global scale, given the existing infrastructure for wastewater collection and treatment in most developed countries, the proximity of WWTPs to irrigated agricultural areas, and the multiple co-benefits of nutrient supply and the circular economy. The key barriers are economic (infrastructure investment), regulatory (governance alignment, CEC frameworks), and social (public and market acceptance). Integrated, interdisciplinary, and territorial approaches are indispensable for resolving these barriers.

Desalinated seawater (DSW) emerges as a strategic and reliable resource that can decouple agricultural production from hydrological variability and provide a drought-resilient supply. Its application is especially suited to high-value, technologically advanced agricultural systems, where water costs represent a relatively small share of total production and where alternative resources are limited or unavailable.

From a technical and agronomic standpoint, desalination has reached a high level of maturity, with reverse osmosis enabling large-scale production of irrigation-quality water. However, its integration into agriculture requires careful management due to its specific physicochemical characteristics, including low nutrient content and the presence of phytotoxic elements such as boron. These constraints necessitate post-treatment processes, blending strategies, and adapted fertigation practices to ensure soil health and crop productivity. While such measures can effectively mitigate potential risks, they also increase system complexity and operational requirements.

Economic and environmental considerations remain central to the long-term viability of DSW in agriculture. High energy consumption continues to drive production costs and associated GHG emissions, limiting the widespread adoption of this technology beyond high-return crops and regions with supportive policy frameworks. At the same time, the sustainability of desalination depends on factors such as proximity to irrigated areas, energy sources, and the management of environmental impacts, particularly brine disposal.

Overall, desalinated seawater represents a promising but context-dependent solution for agricultural water supply. Its successful implementation requires integrated strategies that combine technological innovation, economic feasibility, agronomic adaptation, and environmental safeguards. In this sense, DSW should not be viewed as a universal substitute for conventional resources, but rather as a complementary component within diversified and resilient water management systems to ensure long-term agricultural sustainability.

6. REFERENCES

- Abdelraouf, R.E., Abdou, M.A.A., Bakr, A., Hamza, A.E., Rashad, Y.M., Abd-ElGawad, A.M., Hafez, M.; Ragab, R. 2024. Enhancing Tomato Production by Using Non-Conventional Water Resources within Integrated Sprinkler Irrigation Systems in Arid Regions. *Atmosphere*, 15, 722.
- Ait-Mouheb, N., Mayaux, P.-L., Mateo-Sagasta, J., Hartani, T., & Molle, B. 2020. Water reuse: A resource for Mediterranean agriculture. In *Water Resources in the Mediterranean Region* (pp. 107–136). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00005-4>

- Alcaide, C., Fernández García, I., González Perea, R., Camacho Poyato, E., Rodríguez Díaz, J.A. 2019. REUTIVAR: Model for Precision Fertigation Scheduling for Olive Orchards Using Reclaimed Water. *Water*, 11, 2632
- Alcaide, C., Fernández García, I., Martín, I. Camacho Poyato, E., Rodríguez Díaz, J.A. 2022. Spatio-temporal analysis of nitrogen variations in an irrigation distribution network using reclaimed water for irrigating olive trees. *Agricultural Water Management*, 262, 107353
- Antíñolo Bermúdez, L., Leyva Díaz, J.C., Martín Pascual, J., Muñio Martínez, M.d.M., Poyatos. 2022 Study of the Potential for Agricultural Reuse of Urban Wastewater with Membrane Bioreactor Technology in the Circular Economy Framework. *Agronomy*, 12, 1877.
- Aznar-Sánchez, J.A, Belmonte-Ureña, L.J, Velasco-Muñoz J.F., Valera, D.L. 2021. Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production* 296, 126568.
- Barlow, S. M., Boobis, A. R., Bridges, J., Cockburn, A., Dekant, W., Hepburn, P., Houben, G. F., König, J., Nauta, M. J., Schuermans, J., & Bánáti, D. 2015. The role of hazard- and risk-based approaches in ensuring food safety. *Trends in Food Science & Technology*, 46(2), 176–188. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2015.10.007>
- Ben-Gal, A., Yermiyahu, U., Cohen, S. 2009. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water. *J Environ Qual* 2009, 38, 529–36.
- Berbel, J., Mesa Pérez, E., Simón, P. 2023. Challenges for Circular Economy under the EU 2020/741 Wastewater Reuse Regulation. *Global Challenges*, 7, 7: 1-12
- Boutagayout, A., Hamdani, A., Boutgayout, I., Adiba, A. 2025. Towards sustainable water management in Morocco: assessing resources, challenges, and adaptation strategies. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 10, 3389.
- Cadena Aponte, F., Plaza Bolaños, P., Agüera, A., Nahim Granados, S., Berruti, I., Abeledo-Lameiro, M.J., Polo López, M.I. 2025. From the Reclaimed Water Treatment Plant to Irrigation in Intensive Agriculture Farms: Assessment of the Fate of Antibiotics, Antibiotic Resistance Bacteria and Genes, and Microbial Pathogens at Real Scale. *Environ. Sci. Technol.*, 59, 19953–19965
- California State Water Resources Control Board. 2000. California Water Recycling Criteria (Title 22, Division 4, Chapter 3).
- Capilla, J.M. 2022 Study of the Potential for Agricultural Reuse of Urban Wastewater with Membrane Bioreactor Technology in the Circular Economy Framework. *Agronomy*, 12, 1877.
- Carter, L., Dennis, S., Allen, K. et al. 2024. Mitigating Contaminant-Driven Risks for the Safe Expansion of the Agricultural Sanitation Circular Economy in an Urbanizing World. *ACS EST Water*, 4, 1166–1176
- Crutchik, D., Campos, J.L. 2021. Municipal Wastewater Reuse: Is it a Competitive Alternative to Seawater Desalination? *Sustainability*, 13, 6815.
- Daghari, H., Janson, A., & Bouzidi, Y. 2022. Assessment of desalination as an alternative water supply for agriculture in arid regions. *Water*, 14(6), 1712.
- De las Heras, J., Mañas, P. 2020. Reclaimed Wastewater to Irrigate Olive Groves and Vineyards: Effects on Soil Properties. *Agronomy* 2020, 10, 649
- Declercq, R., Loubier, S., Condom, N., Molle, B. 2020. Socio-Economic Interest of Treated Wastewater Reuse in Agricultural Irrigation and Indirect Potable Water Reuse: Clermont-Ferrand and Cannes Case Studies' Cost–Benefit Analysis. *Irrig. and Drain.*, 69 (Suppl. 1): 194–208
- Elimelech, M., Phillip, W.A. 2011. The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science*, 333, 712–7.
- European Food Safety Authority. 2016. Hazard vs. Risk. <https://www.efsa.europa.eu/en/discover/infographics/hazard-vs-risk>.
- European Parliament, & Council of the European Union. 2020. Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32020R0741>
- Expósito, A., Lorenzo Lopez, A. M., & Berbel, J. 2024. How much does reclaimed wastewater cost? A comprehensive analysis for irrigation uses in the European Mediterranean context. *Water Reuse*, 14(3), 434–447. <https://doi.org/10.2166/wrd.2024.040>

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. *Water for Sustainable Food and Agriculture*. ISBN 978-92-5-109977-3
- Fernandes, E., Cunha Marques, R. 2023. Review of Water Reuse from a Circular Economy Perspective. *Water*, 15, 848.
- Gallego-Elvira, B., Reca, J., Martin-Gorriz, B., Maestre-Valero, J.F. and Martinez-Alvarez, V. 2021. Irrblend-DSW: A decision support tool for the optimal blending of desalinated and conventional irrigation waters in dry regions. *Agricultural Water Management*, 255, 107012.
- Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., Goosen, M.F.A. 2015. Renewable energy-driven desalination technologies: a comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems. *Desalination*, 356, 94–114.
- Gómez Lucena, I., Camacho Poyato, E., Martín, I. Draissi, K.F., Rodríguez Díaz, J.A. 2024. NITRINET: A predictive model for nitrification in reclaimed water distribution in pressurised irrigation networks. *Agricultural Water Management*, 302, 108982
- GWl. 2023. *Desalination Markets*. Global Water Intelligence (GWl)
- Hafez, M.; Ragab, R. 2024. Enhancing Tomato Production by Using Non-Conventional Water Resources within Integrated Sprinkler Irrigation Systems in Arid Regions. *Atmosphere*, 15, 722.
- Ho, J., Ahmadi, J., Hübner, U., Tiehm, A., Drewes, J. 2024. Assuring reclaimed water quality using a multi-barrier treatment train according to the new EU non-potable water reuse regulation. *Water Research*, 267, 122429
- Huerta M, Teijeiro MT, Kurek M, Campos M, Brito da Luz P, Cancela JJ (2025). Analysis of Strategies/ Policies for the Use of Reclaimed Water-SUDOE. I-ReWater project (S1/2.5/E0136). 50 p.. URL: <https://hdl.handle.net/10347/40809>
- INE, 2023. Spanish National Institute of Statistics [WWW Document]. URL <https://www.ine.es/jaxi/Datos.htm?tpx=53450>
- International Organization for Standardization. 2018. ISO 20426: Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse.
- International Organization for Standardization. 2020. ISO 16075: Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects.
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T. H., Smakhtin, V., Kang, S. M. 2019. The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of The Total Environment*, 657, 1343-1356.
- Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M., Bierkens, M.F.P. 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth Syst. Sci. Data*, 13, 237–254
- Kurihara, M. 2021. Current Status and Future Trend of Dominant Commercial Reverse Osmosis Membranes. *Membranes*, 11, 906
- Lahav, O., Birnhack, L. 2007. Quality criteria for desalinated water following post treatment. *Desalination* 207, 286–303.
- Lapuente, E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300, 40–5.
- López-Serrano, M.J., Velasco-Muñoz, J.F., Aznar-Sánchez, J.A., Román-Sánchez, I.M. 2021. Economic Analysis of the Use of Reclaimed Water in Agriculture in Southeastern Spain, A Mediterranean Region. *Agronomy*, 11, 2218.
- Macedo, H.E., Lehner, L., Nicell, J., et al. 2022. Distribution and characteristics of wastewater treatment plants within the global river network. *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 559–577
- Maffettone, R., & Gawlik, B. M. 2022. Technical Guidance Water Reuse Risk Management for Agricultural Irrigation Schemes in Europe. <https://dx.doi.org/10.2760/590804>
- Maki, A., Pedrero, F., Hafsi, M., Guerber, F. 2025. Desalination for agriculture development: Addressing opportunities and challenges in the context of changing climate and the global agricultural commodity market – Expert consultation workshop report. Tunis, FAO. <https://doi.org/10.4060/cd4781en>
- Marcantonio, C., Mangiagli, G., Boni, M.R., et al. 2025. Are we ready for the application of the EU Regulation on wastewater reuse in agriculture? A techno-economic preliminary evaluation based on a case-study. *Journal of Environmental Management*. 373, 123973

- Martin-Gorritz, B., Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V. 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy*, 77, 478–88.
- Martínez-Alvarez V., Maestre-Valero J.F., González-Ortega M.J., Gallego-Elvira, V., Martin-Gorritz B. 2019. Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain. *Water*, 11, 1233.
- Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M.J., Martin-Gorritz, B., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F. 2018. Seawater desalination for crop irrigation—Current status and perspectives. Editor(s): Veera Gnanaswar Gude. In: *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook*, Butterworth-Heinemann, 2018, 461-492.
- Martínez-Alvarez, V., Imbernón-Mulero, A., Gallego-Elvira, B., Soto-García, M., Maestre Valero, J.F. 2023. Multidisciplinary assessment of the agricultural supply of desalinated seawater in south-eastern Spain. *Desalination*, 548, 116252.
- Martínez-Álvarez, V., Imbernón-Mulero, A., Maestre-Valero, J.F.; Ben Abdallah, S., Gallego-Elvira, B. 2023. Agronomic Analysis of the Replacement of Conventional Agricultural Water Supply by Desalinated Seawater as an Adaptive Strategy to Water Scarcity in South-Eastern Spain. *Agronomy*, 13, 2878.
- Martínez-Alvarez, V., M., Maestre-Valero, J.F. 2025. Irrigation with non-conventional water. In *Engineering, Water and Food Nexus*. Eds. Silva, A., Gonçalves, J.M. World Federation of Engineering Organizations (WFEO), 2025, 117-133.
- Martínez-Alvarez, V.; González-Ortega, M.J.; Martin-Gorritz, B.; Soto-García, M.; Maestre-Valero, J. F. 2017. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River basin (South-eastern Spain). *Desalination*, 422, 153–164.
- Michetti, M., Raggi, M., Guerra, E., Viaggi, D. 2019. Interpreting Farmers' Perceptions of Risks and Benefits Concerning Wastewater Reuse for Irrigation: A Case Study in Emilia-Romagna (Italy). *Water*, 11, 108
- MITECO, 2021. National Plan for Water Treatment, Sanitation, Efficiency, Water Conservation and Reuse.
- Politano, A., Al-Juboori, R.A., Alnajdi, S. et al. 2024. 2024 roadmap on membrane desalination technology at the water-energy nexus. *Journal of Physics Energy*, 6, 2
- Poustie, A., Yang, Y., Velburg, P., Pagilla, K., Hanigan, D. 2020. Reclaimed wastewater as a viable water source for agricultural irrigation: A review of food crop growth inhibition and promotion in the context of environmental change. *Science of the Total Environment*. 739, 139756
- Radini, S., Marinelli, E., Akyol, Ç. et al., 2021. Urban water-energy-food-climate nexus in integrated wastewater and reuse systems: Cyber-physical framework and innovations. *Applied Energy*, 298, 117268
- Ragab, R. 2023. The global challenges facing the water resources and irrigation sector. 4th African Regional Conference on Geosynthetics (GeoAfrica 2023). E3S Web Conf. 368
- Rodríguez-Villanueva, P., Sauri, D. 2021. Wastewater Treatment Plants in Mediterranean Spain: An Exploration of Relations between Water Treatments, Water Reuse, and Governance. *Water*, 13, 1710
- Rodríguez, P., Palma, D., Poch, M., Cugueró-Escofet, M. Á., & Sauri, D. 2019. The geographical context of wastewater treatment and reuse: a benchmarking analysis for Spanish Mediterranean Wastewater Treatment Plants. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 82, 2795, 1–30.
- Savchenko, O. M., Kecsinski, M., Li, T., & Messer, K. D. 2019. Reclaimed water and food production: Cautionary tales from consumer research. *Environmental Research*, 170, 320–331. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2018.12.051>
- Shaffer, D.L., Yip, N.Y., Gilon, J., Elimelech, M. 2012. Seawater desalination for agriculture by integrated forward and reverse osmosis: improved product water quality for potentially less energy. *J Membr Sci* 415–416, 1–8.
- Shahabi, M.P., McHugh, A., Anda, M., Ho, G. Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. *Renew Energy* 67, 53–8.
- Shemer, H.; Wald, S.; Semiat, R. 2023. Challenges and Solutions for Global Water Scarcity. *Membranes*, 13, 612
- Soto-García, M., Martin-Gorritz, B., García-Bastida, P.A., Alcón F., Martínez-Alvarez, V. 2013. Energy consumption for crop irrigation in a semiarid climate (south-eastern Spain). *Energy*, 55, 1084–93.

- Spiritos E, Lipchin C. 2013. Desalination in Israel. In: Water policy in Israel: context, issues and options. Dordrecht, Netherlands: Springer Publishing, 2013, 101–123.
- Suwaileh, W., Johnson, D., Hilal, N. 2020. Membrane desalination and water re-use for agriculture: state of the art and future outlook. *Desalination*, 491, 114559.
- United Nations. 2023. Water Scarcity, the Climate Crisis and Global Food Security: A Call for Collaborative Action. <https://www.un.org/en/un-chronicle/water-scarcity-climate-crisis-and-global-food-security-call-collaborative-action>
- Ventura, D., Consoli, S., Barbagallo, S., et al. 2019. How to Overcome Barriers for Wastewater Agricultural Reuse in Sicily (Italy)? *Water*, 11, 335.
- Villar-García, A. del. 2016. Reutilización de aguas regeneradas: aproximación a los costes de producción y valoración de su uso. (In English: *Reuse of reclaimed water: an analysis of production costs and an assessment of its use*). *Agua y Territ.* 70–79. <https://doi.org/10.17561/at.v0i8.3297>
- Wang, C., Wang, L., Dong, L., Shon, H.K., Kim, J. 2025. Specific energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants using machine learning. *Desalination* 602, 118654.
- Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., Lahav, O. 2007, Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science*, 318, 920–921.
- Yuan, J., Van Dyke, M.I., Huck, P.M. 2017. Identification of critical contaminants in wastewater effluent for managed aquifer recharge. *Chemosphere*. 172: 294-301
- Zolghadr-Asli, B., McIntyre, N., Djordjevic, S., Farmani, R., Pagliero, L., Martínez-Alvarez, V., Maestre-Valero, JF. 2023. A review of limitations and potentials of desalination as a sustainable source of water.



1. Introduction**2. Water REUSE**

- (a) Current use of treated wastewater resources for irrigation at world, European and other key countries levels
- (b) Implications for the hydrological cycle. Direct and indirect use of treated wastewater
- (c) Comparative analysis of regulations for treated wastewater for irrigation at international level.
- (d) Water-Energy nexus and water costs.
- (e) Agronomic benefits. Positive fertilisation effects. Spatial and temporal variability of water quality.
- (f) Main Challenges for implementation
- (g) How can integrated, interdisciplinary, and territorial approaches contribute to overcoming sociological, economic, and regulatory obstacles?

3. Desalinated water

- (a) Current use of treated desalinated water for irrigation at world, European and other key countries levels
- (b) Water-Energy nexus
- (c) Definition of a strategy to specifically meet agricultural needs, both in quantitative and qualitative terms
- (d) Economic model. Desalinated water costs.
- (e) Main challenges for the implementation

4. SWOT analysis for the implementation of non-conventional water resources for irrigation.

- (a) Water Reuse
- (b) Desalination
- (c) Conclusions
- (d) References

QUESTION 68:**EAUX NON CONVENTIONNELLES (RÉUTILISATION, DESSALEMENT) : PEUT-ON RÉELLEMENT DESSERRER L'ÉTAU SUR LA RESSOURCE, ET POUR QUELS USAGES ?****RAPPORT GÉNÉRAL**

Prof. Juan Antonio Rodríguez Díaz*
Rapporteur Général

1. INTRODUCTION

Les ressources mondiales en eau douce font face à une pression sans précédent en raison des effets combinés du changement climatique et de l'augmentation de la demande alimentaire (Nations Unies, 2023).

Selon la base de données AQUASTAT de la FAO, environ 307 millions d'hectares de terre est équipée de l'irrigation à l'échelle mondiale. Les besoins totaux en irrigation sont estimés à 1 500 km³ ; ils sont satisfaits par un prélèvement d'environ 2 673 km³ d'eau provenant de ressources renouvelables primaires et secondaires, d'eaux souterraines d'origine fossile et de sources d'eau non conventionnelles. A l'échelle mondiale, l'agriculture reste le principal consommateur d'eau douce, représentant environ 70% de l'ensemble des prélèvements d'eau douce et plus de 80% de l'eau consommée provenant des eaux de surface et souterraines. L'agriculture irriguée, qui couvre environ un quart des terres cultivées de la planète, produit environ 40% de l'alimentation mondiale sur environ un tiers des terres exploitées.

Le changement climatique complique le bilan hydrique en raison de la modification des régimes de précipitations, de l'augmentation des taux d'évapotranspiration, de la réduction des débits des cours d'eau alimentés par les glaciers et de l'augmentation de la fréquence et de la gravité des sécheresses et des inondations. Les régions déjà confrontées à un stress hydrique — notamment le bassin méditerranéen, le Moyen-Orient et l'Afrique du Nord (MENA), certaines parties de l'Afrique subsaharienne, l'Asie du Sud et l'Amérique du Nord occidentale — subissent les pressions les plus critiques. Dans les zones semi-arides et arides, l'agriculture dépend étroitement de l'irrigation, et la surexploitation des nappes phréatiques est devenue la norme. Dans de nombreux bassins, le prélèvement d'eau dépasse systématiquement les taux de réalimentation naturelle, épuisant ainsi des aquifères qui avaient besoin des millénaires pour se remplir. Les projections indiquent que la production alimentaire mondiale devra augmenter de 60% d'ici 2050 pour satisfaire les besoins d'une population croissante (FAO, 2017), un défi auquel les pays sont déjà confrontés dans des régions telles que le bassin méditerranéen et l'Afrique du Nord. On a connu une réduction de la disponibilité en eau par habitant de 12 050 m³/an en 1950 à environ 7 310 m³/an en 2000 et qu'elle devrait atteindre seulement 4 580 m³/an d'ici 2050, soit une réduction de 62% en un seul siècle, tandis que la consommation mondiale totale d'eau devrait augmenter de 50% (Ragab, 2023 ; Shemer et al, 2023).

* Catedrático de Ingeniería Hidráulica, Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, Ed. Leonardo da Vinci, Campus de Rabanales, 14071 Córdoba. Spain. Tel. +34 957 212 242 / +34 676 660 277 (5853), E-mail: jarodriguez@uco.es

En réponse à cette situation, de nombreux pays intègrent des sources d'eau non conventionnelles dans leurs programmes de gestion de l'eau, la réutilisation des eaux usées recyclée (RWW) et le dessalement de l'eau de mer (DSW) étant devenue une force majeure.

Cependant, il est difficile de déterminer dans quelle mesure ces ressources en eau non conventionnelles (NCWR) peuvent contribuer à réduire le déficit hydrique mondial dans ce contexte d'incertitude. Le principal défi ne se limite pas au volume, mais concerne également la gouvernance, l'économie, le déploiement technologique, l'alignement réglementaire et l'acceptation sociale, autant de facteurs qui déterminent si les NCWR peuvent être mobilisées à l'échelle requise pour contribuer de manière significative à combler le déficit hydrique d'ici 2030 et au-delà. Les sections suivantes analysent l'état des connaissances, les pratiques et les stratégies émergentes en matière de réutilisation de l'eau et de dessalement dans les contextes agricoles.

2. RÉUTILISATION DE L'EAU

(a) Utilisation actuelle des ressources en eaux usées traitées pour but d'irrigation à l'échelle mondiale, européenne et d'autres pays clés.

Actuellement, on estime qu'une superficie de 36 millions d'hectares de terre, soit environ 12% de l'ensemble des terres irriguées du monde, utilisent une forme ou une autre des eaux usées urbaines pour but d'irrigation. Cependant, seule une fraction de 15% de cette réutilisation s'inscrit dans le cadre de systèmes formels et planifiés où la qualité et les volumes sont contrôlés (Ait-Mouheb et al., 2020). Il est nécessaire de formaliser ces pratiques non seulement pour tirer les avantages agronomiques des RWW, tels que l'approvisionnement stable et le recyclage des nutriments, mais aussi pour atténuer les risques pour la santé et l'environnement associés aux agents pathogènes d'origine hydrique et à la salinisation des sols.

À l'échelle mondiale, Jones et al. (2021) ont donné l'estimation de la production totale d'eaux usées de 380 milliards de m³/par an, dont 63% sont recueillies et 52% traitées. La partie formellement réutilisée — environ 40,7 milliards de m³/par an — est répartie de manière inégale, les volumes absolus et relatifs les plus élevés étant concentrés dans un petit nombre de pays. Cette valeur représente environ 22% de toutes les eaux usées traitées produites.

L'un des plus grands défis est la disponibilité de données sur la réutilisation de l'eau provenant des sources officielles. Il est vraiment difficile de rechercher des données fiables concernant la réutilisation de l'eau et le pourcentage de cette réutilisation alloué à l'agriculture dans différents pays. À l'échelle mondiale, la Chine et les États-Unis sont les principaux producteurs d'eaux recyclées. Cependant, en ce qui concerne le pourcentage de ces ressources réutilisées efficacement, Israël est en tête avec un taux d'environ 90%. De ce montant, la plupart d'eau est utilisée pour but d'irrigation agricole. Malgré un volume total d'eaux usées relativement faible, la région du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord, affiche des taux de réutilisation relativement élevés, car ces pays font face à une pénurie grave de l'eau. Les pays d'Europe du Sud (notamment Chypre, Malte, l'Espagne, l'Italie, la France et la Grèce) se trouvent en tête dans le contexte de l'UE. En Arabie saoudite, les eaux usées traitées sont des ressources stratégiques, étant donné la disponibilité extrêmement limitée des eaux douces renouvelables. En 2025, l'Arabie saoudite a généré 2,18 milliards de m³ d'eaux usées traitées; plus de 27% de ce volume était réutilisé dans l'agriculture, l'industrie et l'aménagement paysager — dont 92% était allouée à l'agriculture, ce qui représentait 4,7% de la consommation totale d'eau agricole.

L'Espagne est le premier pays de l'UE qui réutilise l'eau en termes de volume, représentant plus de la moitié de la production européenne d'eau recyclée, estimée à environ 532 hm³/an, soit 11% de l'ensemble des eaux usées traitées. En Espagne, l'agriculture (72,4%) est la principale consommatrice de l'eau recyclée, suivie des parcs et jardins (17,2%), des procédés industriels (2,5%), du nettoyage des égouts/rues (2,4%) et autres (5%) (INE, 2023). Les régions méditerranéennes espagnoles de Murcie (91,4%) et de Valence (42,5%) (INE, 2023 ; MITECO, 2021) utilisent le niveau le plus élevé des eaux recyclées pour but d'irrigation en vertu du Règlement européen 2020/741/UE, plus strict. La structure de gouvernance implique une interaction complexe entre les plans d'eau nationaux et des bassins versants, les autorités de bassin versant, les services publics des eaux usées urbaines (souvent des opérateurs privés) et les associations d'irrigants en tant qu'utilisateurs finaux.

Dans l'ensemble, la réutilisation des eaux usées traitées est de plus en plus reconnue comme une source d'eau alternative fiable qui soutient la durabilité agricole et réduit la dépendance envers les ressources en eau douce.

(b) Impacts sur le cycle hydrologique. Utilisation directe et indirecte des eaux usées traitées.

L'adoption des eaux usées traitées pour but d'irrigation agricole exerce des impacts sur le cycle hydrologique naturel, qui ne sont pas toujours suffisamment prises en compte de manière adéquate lors de la planification des projets ou dans les cadres réglementaires. La réutilisation des eaux usées traitées pouvant s'effectuer par des voies directes et indirectes, elle nécessite une approche globale prenant en compte les interactions entre le prélèvement d'eau, l'utilisation, les débits recyclés et les besoins en eau des écosystèmes. Il convient de distinguer les usages suivants :

La réutilisation directe (RD) des eaux usées traitées se produit lorsqu'elles sont intentionnellement fournies par les stations d'épuration aux utilisateurs via des réseaux de transport et de distribution dédiés. Cette eau est destinée à des utilisations définitives telles que l'irrigation, l'industrie ou la réalimentation des nappes phréatiques via une infrastructure contrôlée. Il s'agit d'appliquer l'eau recyclée directement aux cultures via des systèmes de surface, par aspersion ou d'irrigation goutte à goutte. L'eau qui s'infiltre dans le sol et n'est pas consommée par l'évapotranspiration finit par réalimenter les aquifères locaux et régionaux, contribuant ainsi au débit de base des rivières et des courants. Lorsque l'eau recyclée remplace une source d'eau douce qui a été précédemment déversée dans une rivière ou un aquifère, l'effet hydrologique net dépend de la réduction ou non du prélèvement initial d'eau douce.

La réutilisation indirecte (RI) se produit lorsque les eaux usées traitées sont déversées dans des systèmes naturels tels que les rivières ou les aquifères, puis réutilisées en aval ou prélevées de puits, où la qualité de l'eau varie en fonction du mélange et des conditions environnementales. Il s'agit du mode dominant de réutilisation de l'eau à l'échelle mondiale. Lorsque les eaux usées urbaines ou agricoles subissent un traitement secondaire avant d'être déversées dans des rivières, des lacs ou des eaux côtières, les périmètres irrigués et les écosystèmes situés en aval puisent essentiellement de ce qui est de l'eau recyclée fortement diluée. Dans de nombreux bassins versants, une partie importante du débit naturel des cours d'eau en période d'étiage est constituée d'effluents d'eaux usées traitées. Cette réutilisation indirecte est parfois non planifiée et non réglementée, ce qui soulève des questions quant à la charge cumulative pharmaceutiques, à l'enrichissement en nutriments, à la présence de microplastiques et de gènes de résistance aux antibiotiques dans les masses d'eau réceptrices (Macedo et al., 2022).

Réalimentation des aquifères gérés (MAR) utilisant de l'eau recyclée représente une forme planifiée de réutilisation indirecte qui offre de multiples avantages : elle améliore la qualité de l'eau recyclée grâce au traitement des sols et des aquifères (SAT), fournit un tampon contre la variabilité saisonnière et contribue à la réalimentation des réserves des eaux souterraines. La MAR avec de l'eau recyclée pour la réalimentation des eaux de surface et souterraines peuvent permettre une réutilisation indirecte de l'eau potable tout en générant des avantages économiques quantifiables. Cependant, le traitement des sols et des aquifères (SAT) peut ne pas éliminer complètement tous les contaminants de préoccupation émergente (CEC), y compris les précurseurs de la N-nitrosodiméthylamine (NDMA), les produits pharmaceutiques et certains gènes de résistance aux antibiotiques (Yuan et al., 2017; Declercq et al., 2017). En outre, la surveillance des résidus de pesticides et d'herbicides est essentielle pour garantir la réutilisation directe ou indirecte des eaux usées recyclées.

La réutilisation directe et indirecte des eaux usées traitées exerce des impacts importants sur le cycle hydrologique, en particulier dans les régions arides et semi-arides où la disponibilité des ressources en eau douce est limitée. Cette pratique réduit les prélèvements des rivières, des réservoirs et des aquifères souterrains, contribuant ainsi à préserver les ressources naturelles en eau douce et à améliorer la sécurité hydrique à long terme. La réutilisation des eaux usées augmente également le débit fluvial, réalimente les nappes phréatiques et soutient les écosystèmes pendant les périodes sèches. Dans de nombreuses régions, les eaux usées traitées sont devenues un élément important du bilan hydrique global ainsi qu'une source fiable d'eau non conventionnelle. La réutilisation des eaux usées peut également influencer le cycle hydrologique de plusieurs façons. La réutilisation continue peut modifier les régimes d'écoulement naturels et réduire le volume d'eau douce atteignant les écosystèmes en aval. Une dimension critique mais souvent négligée est la réduction des débits écologiques lorsque les effluents d'eaux usées, qui étaient auparavant le débit dominant pendant les saisons sèches, sont détournés vers des fins de réutilisation. Dans les rivières semi-arides méditerranéennes, le déversement d'effluents traités peuvent constituer le seul débit pérenne, soutenant les écosystèmes fluviaux et les zones humides en aval. La réorientation de cette eau vers l'irrigation sans mesures compensatoires peut avoir de graves conséquences écologiques, un compromis que les cadres de gestion intégrée de l'eau doivent résoudre explicitement.

Dans les zones agricoles, une irrigation excessive en utilisant des eaux usées traitées peut entraîner la salinité du sol, l'accumulation de nutriments ou la détérioration de la qualité des eaux souterraines si elle n'est pas correctement gérée. La persistance de contaminants émergents, d'agents pathogènes et de produits chimiques qui peuvent ne pas être totalement éliminés lors du traitement est également préoccupante.

(c) Analyse comparative des réglementations relatives aux eaux usées traitées pour but d'irrigation à l'échelle internationale.

La section suivante compare différentes approches réglementaires de l'utilisation des eaux recyclées et leurs impacts économiques qui en résultent, qui varient selon le pays dans lequel elles sont appliquées.

Approches de la gestion des risques : dangers Vs. risques

L'approche sous-jacente de la gestion des risques façonne de manière fondamentale la conception des politiques de réutilisation de l'eau. À ce stade, il convient de distinguer clairement entre les termes «danger» et «risque». Un danger est tout agent physique, chimique ou biologique susceptible de causer des dommages. En revanche, le risque fait référence à la probabilité qu'un danger cause des dommages dans un délai spécifié, y compris la gravité des conséquences (Organisation internationale de normalisation [ISO],

2018 ; Autorité européenne de sécurité des aliments, 2016). Lorsque les politiques visent à minimiser les risques pour la santé dans les programmes de réutilisation de l'eau agricole, elles peuvent se concentrer soit sur l'amélioration de la qualité de l'eau en réduisant les concentrations d'agents pathogènes grâce au traitement (approche basée sur les dangers), soit sur la limitation de l'exposition humaine aux agents pathogènes présents dans les eaux usées recyclées (RWW) en évaluant et en gérant les voies d'exposition (approche basée sur les risques).

Approche basée sur les dangers

L'approche basée sur le danger, illustrée par les critères de recyclage de l'eau en Californie (California State Water Resources Control Board, 2000), donne la priorité à l'élimination des agents nocifs à la source. Ces politiques se caractérisent par une conformité «en bout de chaîne», où la sécurité est vérifiée par des exigences de traitement normatif - telles que la filtration et la désinfection obligatoires - et des seuils de qualité rigides.

Les principaux avantages de cette approche sont sa simplicité d'application et sa capacité à gagner la confiance du public. En adhérant à une logique binaire «réussite/échec», ces réglementations offrent des références claires pour les services publics de l'eau. Cependant, cette rigidité conduit souvent à des normes «universelles» qui ne tiennent pas compte des niveaux d'exposition spécifiques des différentes pratiques agricoles, ce qui peut s'avérer inutilement conservateur et entraîner des coûts de traitement élevés sans augmentation proportionnelle de la sécurité (Barlow et al., 2015).

Approche basée sur les risques

En revanche, l'approche basée sur le risque, préconisée par les directives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2006), met l'accent sur la gestion de l'exposition humaine plutôt que sur l'amélioration stricte de la qualité de l'eau. Ce paradigme est basé sur les stratégies «adapté à l'usage» et «obstacles multiples», où la sécurité est atteinte grâce à une combinaison de traitements et d'interventions sur le terrain. Les obstacles peuvent inclure des méthodes d'irrigation spécifiques (par exemple, goutte-à-goutte souterrain), des zones tampons ou des intervalles de récolte obligatoires qui permettent l'élimination naturelle des agents pathogènes.

Bien que les modèles basés sur le risque soient techniquement flexibles et présentent un intérêt économique pour les régions ayant des infrastructures limitées, ils imposent une lourde charge administrative et de gouvernance, ce qui les rend difficiles à appliquer via des réglementations. La vérification de la conformité à ces programmes est décentralisée; elle exige que l'on surveille le comportement de nombreux exploitants individuels plutôt que celui d'une seule station d'épuration. En outre, ces modèles peuvent faire face à des obstacles sociaux tels que le «facteur de répulsion» (ou *yuck factor*), car les consommateurs peuvent percevoir l'eau comme moins sûre si elle ne subit pas un traitement intensif et centralisé (Savchenko et al., 2019).

Modèle hybride

Tout en reconnaissant les compromis des modèles précédents, de récents **événements marquants** internationaux tels que le règlement (UE) 2020/741 (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2020) et ISO 16075 (ISO, 2020) ont adopté une approche hybride. Ce modèle comble l'écart en combinant des critères de qualité obligatoires **basés sur les dangers** - afin d'assurer la confiance du public - avec des stratégies de gestion des risques spécifiques au site (par exemple, en mettant en œuvre plusieurs barrières et en adaptant les exigences de qualité des eaux usées recyclées (RWW) à son utilisation prévue).

qui intègrent une flexibilité basée sur les risques (Maffettone & Gawlik, 2022). Dans le cadre de l'UE, par exemple, les eaux usées recyclées (RWW) doivent répondre à des exigences minimales de qualité, mais leur utilisation est également régie par un plan de gestion des risques qui identifie les dangers supplémentaires spécifiques au site et les obstacles requis. En fait, la mise en place d'obstacles efficaces permet l'utilisation de RWW moins intensivement traitées. L'approche hybride vise à concilier les exigences strictes de sécurité nécessaire à la confiance du public avec le pragmatisme opérationnel requis pour l'adoption de ces pratiques par les agriculteurs.

Conséquences économiques

En fin de compte, la durabilité économique de la réutilisation de l'eau agricole est liée au cadre réglementaire retenu. Bien que les politiques basées sur les dangers offrent une marge de sécurité claire, axée sur le traitement, qui simplifie la conformité grâce à une surveillance centralisée, leurs exigences élevées en matière de capital et d'énergie peuvent créer une barrière financière prohibitive pour les projets à petite échelle dépourvus d'économies d'échelle. À l'inverse, la flexibilité opérationnelle des modèles basés sur les risques se fait souvent au prix de dépenses plus élevées de gouvernance et d'inspection sur le terrain pour garantir que les obstacles distribués restent efficaces.

Comme le soulignent Exposito et al. (2024), la charge de coûts disproportionnée sur les petits projets de réutilisation - près du double de celle des grands projets - démontre que des normes rigides et «universelles» peuvent involontairement entraver l'utilisation des RWW dans des contextes décentralisés. Par conséquent, la réalisation des objectifs d'une économie de l'eau circulaire nécessite un équilibre réglementaire sophistiqué : la mise en œuvre des normes suffisamment strictes pour protéger la santé publique et l'environnement tout en restant suffisamment flexibles pour être économiquement viables à travers diverses échelles de projet. Dans ce contexte, l'émergence de modèles hybrides représente une évolution critique, offrant une voie pour concilier la sécurité basée sur le traitement requise pour la confiance du public avec la gestion pragmatique et spécifique au site nécessaire à une adoption agricole généralisée.

(d) Lien entre eau-énergie et coûts de l'eau.

La relation entre l'eau et l'énergie est particulièrement complexe dans le contexte du traitement et de la réutilisation des eaux usées. Les stations d'épuration des eaux usées (WWTP) sont de grands consommateurs d'énergie : en Europe, elles représentent environ 1% de la consommation nationale totale d'électricité dans la plupart des pays développés, avec une intensité énergétique très variable allant d'environ 0,3 à 1,5 kWh/m³ selon le niveau de traitement, la taille de l'usine et la technologie utilisée. Pour que l'eau recyclée atteigne la qualité de classe A selon UE 2020/741, les étapes de traitement tertiaire (généralement la filtration sur sable, l'ultrafiltration sur membrane, la désinfection par UV et parfois des procédés d'oxydation avancés) entraînent une consommation énergétique supplémentaire. Le bilan énergétique de la réutilisation de l'eau doit également prendre en compte l'énergie de transport, c'est-à-dire l'énergie nécessaire pour pomper et distribuer l'eau recyclée depuis les stations d'épuration jusqu'aux champs irrigués. D'autre part, les grandes installations ont tendance à être plus énergivores mais atteignent une consommation d'énergie plus faible par m³ en raison des économies d'échelle, tandis que les petites installations rurales peuvent être moins énergivores mais faire face à des coûts unitaires plus élevés (Rodríguez et al., 2019).

La relation entre eau-énergie dans les stations d'épuration des eaux usées (WWTP) n'est pas purement unidirectionnelle : certaines installations peuvent récupérer de l'énergie grâce à la digestion anaérobie des boues d'épuration pour produire du biogaz, qui peut être utilisé pour générer de la chaleur et de l'électricité, répondant ainsi à un pourcentage significatif de la

demande énergétique interne de l'installation. La technologie des bioréacteurs à membrane, telle qu'évaluée à Grenade (Espagne) pour la réutilisation agricole de l'eau recyclée, peut simultanément répondre aux exigences de qualité de l'eau de classe A et produire du biogaz et des boues biostabilisées comme ressources supplémentaires dans un cadre d'économie circulaire (Antifiolo et al., 2022).

Les aspects économiques de la réutilisation de l'eau sont complexes et dépendent fortement du contexte; ils sont influencés par le niveau de traitement requis, la distance et la différence d'altitude entre l'installation et la zone irriguée, la nature des infrastructures de réception ainsi que le coût d'opportunité de la source d'eau douce déplacée. Une évaluation économique rigoureuse doit prendre en compte à la fois les coûts directs (investissements pour la modernisation des traitements, le stockage et les infrastructures de distribution) et les coûts et bénéfices indirects (gestion des risques en matière de santé, substitution d'engrais, réduction de la pression sur les sources conventionnelles, services environnementaux).

Une analyse coût-bénéfice française portant sur deux études de cas, Clermont-Ferrand (réutilisation de l'irrigation agricole) et Cannes (réutilisation indirecte de l'eau potable via la MAR), a révélé que lorsque tous les avantages sociaux et environnementaux sont monétisés, y compris la réduction des déversements dans l'environnement, l'évitement de prélèvements d'eau douce, et la substitution des engrais, les projets de réutilisation des eaux usées traitées peuvent être économiquement rentables d'un point de vue sociétal, même lorsqu'ils apparaissent peu ou pas rentables strictement d'un point de vue de service public. Le défi réside dans l'allocation appropriée des coûts et des bénéfices entre les acteurs multiples impliqués : municipalités, services publics, agriculteurs, utilisateurs d'eau en aval et la société dans son ensemble (Declercq et al., 2020).

Pour l'Espagne, le Tableau 1 présente une estimation du coût unitaire de l'eau recyclée, en fonction du procédé de traitement de l'eau utilisé.

Tableau 1. Coûts unitaires de l'eau recyclée concernant le processus de traitement

Traitement de recyclage	Coûts	
	Installation €/m ³	Exploitation €/m ³
Physico-chimique + filtration + filtration sur membrane + chlore résiduel	0,82	0,20
Physico-chimique + filtration + ultraviolet + chlore résiduel	0,12	0,09
Filtration + ultraviolet + chlore résiduel	0,05	0,06
Filtration	0,03	0,06
Physico-chimique + filtration + filtration sur membrane + osmose inverse + chlore résiduel	1,14	0,46
Physico-chimique + filtration + électrodialyse réversible résiduelle + ultraviolet + chlore résiduel	1,04	0,46

Source: MAPA (2010)

Les traitements de recyclage ainsi que le transport et la distribution des eaux recyclées impliquent des coûts d'investissement et d'exploitation. Le Tableau 2 présente les chiffres obtenus à partir de l'étude menée par Villar-García (2016) où ils évaluent les coûts en capital et d'exploitation de la production et de la distribution d'eau recyclée en Espagne. Cette

étude se base sur une analyse de projets représentant plus de 20% du volume total d'eau réutilisée en Espagne. Elle utilise le concept de «coût annuel équivalent» (AEC) comme une mesure comparative des différents systèmes et processus de traitement, ce qui permet la normalisation des coûts en capital et des coûts d'exploitation annuels. Le coût moyen de production et de distribution s'élève à environ 1,10 €/m³.

Tableau 2. Eventail des coûts unitaires de production et de distribution d'eau recyclée en Espagne.

	Installation €/m ³	Exploitation €/m ³	AEC (coût annuel équivalent) €/m ³
Production d'eau recyclée	0,20 – 4,50	0,06 – 0,48	0,08 – 0,84
Distribution d'eau recyclée	4,00 – 8,00	0,15 – 0,40	0,47 – 1,04
			0,55 – 1,88

Source (Villar-García, 2016)

Une étude menée au sud-est de l'Espagne a révélé que dans le secteur de l'agriculture sous serre, la marge disponible pour absorber l'augmentation des coûts de l'eau est considérable, ce qui rend la prime pour l'eau recyclée (par rapport aux eaux souterraines conventionnelles) économiquement viable (López Serrano et al., 2021). En revanche, pour les cultures pluviales à faible valeur ajoutée, même un coût modéré de l'eau recyclée peut s'avérer prohibitif dans l'absence de mécanismes de subvention. Les cadres politiques devraient donc prévoir des structures tarifaires différenciées qui reflètent la valeur ajoutée selon le type de culture, tout en restant abordables pour les petits et moyens agriculteurs.

(e) Avantages agronomiques. Effets positifs de fertilisation. Variabilité spatiale et temporelle de la qualité de l'eau.

L'un des avantages agronomiques les plus fréquemment cités de l'utilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation est leur teneur en nutriments. Les eaux recyclées provenant de traitements secondaire et tertiaire contiennent généralement des concentrations considérables d'azote (sous forme d'ammonium, de nitrate et d'azote organique), de phosphore et de potassium, ainsi que de micronutriments et de matières organiques. Dans de nombreux systèmes de réutilisation de l'eau, ces nutriments peuvent compenser 20–100% des besoins en engrais synthétiques des cultures irriguées, générant à la fois des économies pour les agriculteurs et des avantages environnementaux grâce à une production réduite d'engrais synthétiques (qui consomme beaucoup d'énergie) et un risque réduit de l'écoulement de nutriments provenant des parcelles trop fertilisées avec des produits synthétiques (Alcaide et al., 2019; Poustie et al., 2020).

La relation entre la teneur en nutriments de l'eau recyclée et la performance agronomique doit être nuancée. L'azote présent dans les effluents traités se trouve principalement sous forme ammoniacale (NH₄) et organique, qui sont minéralisés en nitrate dans le sol sur une période allant de quelques jours à quelques semaines, offrant un effet de fertilisation à diffusion lente bien adaptée aux cultures pérennes telles que les olives, les agrumes et les vignobles. Gómez Lucena et al. (2024) ont démontré que les processus de nitrification se produisent également à l'intérieur des tuyaux des réseaux collectifs de distribution d'eau d'irrigation et ont développé un modèle pour prédire la qualité de l'eau que chaque agriculteur reçoit à sa prise d'eau. Des études menées sur des oliveraies et des vignobles irrigués avec des eaux recyclées au sud-est de l'Espagne ont révélé une augmentation significative de la matière organique du sol, une diminution de la densité apparente et une réduction considérable des besoins en fertilisation azotée supplémentaire par rapport aux parcelles irriguées avec l'eau

douce (De las Heras & Mañas, 2020). Les effluents de pisciculture, une autre source d'eau non conventionnelle, ont également permis de réduire de 25% les besoins en engrais azotés minéraux pour la culture de tomates en Égypte (Abdelraouf et al., 2024).

Cependant, les avantages agronomiques doivent être rapportés à risque d'effets phytotoxiques ou d'accumulation associés à des constituants spécifiques de l'eau recyclée. La salinité, exprimée en conductivité électrique (EC) et, dans le contexte de la sodicité des sols, en taux d'adsorption du sodium (SAR), constitue une préoccupation majeure. Les effluents municipaux traités par traitement secondaire et tertiaire ont généralement une conductivité électrique (EC) comprise entre 0,8–2,5 dS/m, ce qui est généralement acceptable pour la plupart des cultures avec un lessivage bien géré, mais peut entraîner une accumulation de salinité dans les sols mal drainés au fil du temps. Les xénobiotiques (produits pharmaceutiques, produits de soins personnels, perturbateurs endocriniens, microplastiques) sont présents dans l'eau recyclée à des concentrations bien inférieures aux seuils de phytotoxicité aiguë dans la plupart des systèmes surveillés. Pourtant, leurs effets non mortels à long terme sur le microbiote du sol, la qualité des cultures et la santé humaine via la consommation alimentaire restent des domaines de recherche active et de préoccupation réglementaire (Poustie et al., 2020).

La variabilité spatiale et temporelle de la qualité de l'eau recyclée est un facteur essentiel de la gestion qui est souvent sous-estimé dans les cadres réglementaires et la planification de l'irrigation. La qualité des effluents des stations d'épuration varie au cours de la journée (reflétant les modèles d'activité urbaine), de la saison (répondant aux conditions météorologiques, à l'afflux de touristes et aux rejets de produits chimiques agricoles) et en réponse aux perturbations du processus de traitement.

Alcaide et al. (2022) ont prouvé que les changements de l'azote étaient évidents à la fois au fil du temps et dans un réseau de distribution d'eau d'irrigation au sud de l'Espagne. Selon les saisons, la teneur en azote a été réduite pendant la période estivale. Sur le plan spatial, une nitrification nette s'est produite entre la station de pompage et les exploitations agricoles. Ces variations démontrent l'importance d'un contrôle continu de la qualité de l'eau pour ajuster le plan de fertilisation en fonction de la teneur en azote dans l'eau. De plus, une étude approfondie sur les antibiotiques, les bactéries résistantes aux antibiotiques et les gènes de résistance aux antibiotiques dans un système de distribution d'eau entièrement recyclée en Espagne a révélé des variations significatives selon les points de prélèvement et les saisons, avec des zones critiques de revivification bactérienne identifiées au niveau des réservoirs de stockage et des émetteurs d'irrigation. Cette variabilité spatiale et temporelle plaide fortement en faveur de plans de gestion basés sur les risques qui traitent l'ensemble de la chaîne de réutilisation de l'eau comme un système, plutôt que de se baser uniquement sur la qualité des effluents au point de déversement de WWTP (Cadena-Aponte et al., 2025).

(f) Principaux défis liés à la mise en œuvre.

La mise en œuvre de la réutilisation des eaux usées traitées pour but d'irrigation fait face à plusieurs défis majeurs sur les plans technique, environnemental, économique, social et institutionnel. Les principaux défis pour étendre la réutilisation sûre de l'eau agricole à son niveau potentiel sont :

Coût élevé du traitement des eaux usées, du développement des infrastructures, de l'exploitation et de la maintenance : Les technologies avancées de traitement sont souvent nécessaires pour atteindre des normes de qualité de l'eau adaptées à l'irrigation agricole, en particulier pour les cultures vivrières, qui peut exercer une pression financière importante sur les gouvernements et les services publics de l'eau. Dans de nombreuses régions en développement, le manque de financements, la vétusté des infrastructures et l'insuffisance

d'expertise technique limitent davantage l'expansion des systèmes de réutilisation des eaux usées. De plus, les systèmes de traitement et de distribution à forte intensité énergétique peuvent augmenter les coûts d'exploitation et les impacts environnementaux.

Comblent l'écart d'investissement entre le traitement et la distribution : La plupart des stations d'épuration (WWTP) existantes dans les régions confrontées à la pénurie d'eau nécessitent une modernisation importante pour produire de manière fiable de l'eau de haute qualité, tandis que les infrastructures de distribution permettant de les relier aux exploitations agricoles sont en grande partie absentes.

Préoccupations liées à l'environnement et à la santé publique constituent également des défis majeurs : Des eaux usées insuffisamment traitées peuvent contenir des agents pathogènes, des sels, des métaux lourds, des nutriments, des résidus pharmaceutiques, des microplastiques et d'autres contaminants émergents susceptibles de s'accumuler dans les sols, les eaux souterraines et les cultures. L'irrigation à long terme avec de l'eau recyclée **peut contribuer à la salinité et à la dégradation des sols si les pratiques de surveillance et de gestion sont insuffisantes.** Il est donc essentiel d'assurer une performance de traitement fiable, une surveillance continue et un respect des normes de qualité de l'eau afin de minimiser les risques environnementaux et pour la santé.

Obstacles institutionnels et réglementaires, tels que la gouvernance fragmentée : Des normes incohérentes, des politiques peu claires et une faible coordination entre les agences de l'eau, de l'agriculture et de l'environnement peuvent retarder la mise en œuvre et réduire l'efficacité opérationnelle.

Élaboration d'une réglementation proportionnée et basée sur des preuves relative aux contaminants de préoccupation (CEC) : L'absence de limites obligatoires pour les produits pharmaceutiques, les microplastiques et les gènes de résistance aux antibiotiques crée à la fois une incertitude réglementaire et des risques réels qui nécessitent une gestion.

Aligner la réglementation relative à la sécurité alimentaire et à la réutilisation de l'eau : L'interaction entre les normes de réutilisation de l'eau et les règlements sur la sécurité alimentaire (en particulier pour les produits frais exportés) crée une complexité en matière de conformité qui décourage les agriculteurs.

Mise à l'échelle de la gouvernance et des capacités institutionnelles : De nombreuses institutions nationales et infranationales ne disposent pas d'expertise, de ressources et de mandat pour élaborer et mettre en œuvre les cadres complets de gestion des risques requis par des réglementations telles que l'UE 2020/741.

Mise en place de l'acceptation sociale : Dans de nombreux pays, les agriculteurs et les consommateurs hésitent encore à utiliser l'eau recyclée en raison des préoccupations concernant la sécurité alimentaire, l'hygiène et l'acceptation culturelle. Le manque de sensibilisation du public et la confiance limitée dans les systèmes de traitement créent souvent une résistance aux projets de réutilisation des eaux usées. Le «facteur de répulsion» et les préoccupations du marché alimentaire nécessitent une communication soutenue, **basée sur des preuves, une surveillance transparente et une gouvernance participative.**

Prise en compte des retours hydrologiques : Les cadres de planification doivent explicitement prendre en compte les effets du détournement des eaux recyclées sur les débits environnementaux, les utilisateurs d'eau en aval et la réalimentation des aquifères.

Problèmes climatiques et opérationnels affectent également la fiabilité de la réutilisation des eaux usées traitées : Les variations saisonnières dans la production d'eaux usées et

la demande en eau pour but agricole peuvent créer des déséquilibres entre les besoins d'approvisionnement et d'irrigation.

Faire face aux impacts du changement climatique sur la qualité et la quantité des eaux usées : La hausse des températures, les sécheresses et les épisodes de précipitations extrêmes affectent à la fois le volume et la qualité des eaux usées générées, ce qui nécessite des stratégies de gestion adaptative.

Par conséquent, une mise en œuvre réussie nécessite une planification intégrée, des cadres réglementaires solides, une participation du public, des systèmes de surveillance fiables et des mécanismes de financement durables pour assurer une réutilisation sûre et efficace des eaux usées pour l'irrigation. L'élaboration de stratégies holistiques pour faciliter l'adoption de l'eau recyclée dans l'agriculture est essentielle à sa mise en œuvre réussie, un besoin mis en évidence par les projets SUDOE I-ReWater (Huerta et al., 2025) et SOLLAGUA, entre autres.

(g) Comment est-ce que les approches intégrées, interdisciplinaires et territoriales peuvent contribuer à surmonter les obstacles sociologiques, économiques et réglementaires?

Les cadres de gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) aident à coordonner les secteurs urbains, agricoles, sanitaires et environnementaux afin de s'assurer que les politiques de recyclage de l'eau, les infrastructures et les systèmes de surveillance sont alignés sur les objectifs régionaux de gestion de l'eau et de durabilité. Une telle coordination améliore la prise de décision, réduit la fragmentation institutionnelle et soutient le développement de cadres réglementaires clairs ainsi que de normes de qualité de l'eau.

Les approches interdisciplinaires sont tout aussi importantes car les défis de la réutilisation des eaux usées dépassent le simple cadre de l'ingénierie et des technologies de traitement de l'eau. La collaboration entre hydrologues, agronomes, chimistes, économistes, spécialistes de la santé publique, sociologues et experts en politiques permet une évaluation complète des risques environnementaux, de la faisabilité économique, de la protection de la santé publique et de l'acceptation sociale. Par exemple, les spécialistes en sciences sociales peuvent aider à identifier les préoccupations du public et les obstacles culturels liés à l'utilisation des eaux recyclées, tandis que les économistes peuvent évaluer des scénarios coûts-bénéfices et des mécanismes de financement susceptibles de rendre les projets plus abordables aux agriculteurs et aux gouvernements. Les campagnes de sensibilisation du public et les programmes de participation des parties prenantes développés grâce à la coopération interdisciplinaire se sont révélés efficaces pour améliorer la confiance et l'acceptation de l'eau recyclée pour but d'irrigation agricole.

Les approches territoriales ou basées sur le lieu améliorent encore la mise en œuvre de la réutilisation des eaux usées en adaptant les solutions aux conditions environnementales, économiques et sociales locales. Les niveaux de pénurie d'eau, les pratiques agricoles, la capacité des infrastructures et les perceptions du public varient considérablement selon les régions; par conséquent, les stratégies de réutilisation doivent être adaptées aux contextes locaux plutôt que d'appliquer des modèles nationaux uniformes. La planification territoriale peut soutenir le développement de systèmes de réutilisation décentralisés, optimiser les réseaux de distribution d'eau recyclée et identifier les cultures et les méthodes d'irrigation appropriées en fonction des conditions climatiques et pédologiques locales. En outre, l'implication des communautés locales, des agriculteurs, des municipalités et des usagers de l'eau dans les processus de planification et de gouvernance renforce la responsabilité des parties prenantes et facilite le respect de la réglementation.

La nature multidimensionnelle des obstacles à la réutilisation de l'eau (couvrant l'hydrologie, l'agronomie, l'économie, la santé publique, la gouvernance et la psychologie sociale) rend nécessaires des approches intégrées, interdisciplinaires et territoriales. Aucun secteur ni aucune discipline ne peut à lui seul résoudre ces problèmes. Un plan stratégique efficace pour l'adoption généralisée de réutilisation des eaux usées traitées (TWW) doit prendre en compte les aspects suivants :

Les approches territoriales reconnaissent que la viabilité de la réutilisation de l'eau est fondamentalement une fonction des relations spatiales : entre les stations d'épuration des eaux usées (WWTP) et les terres irriguées, entre la qualité de l'eau produite et celle requise, ainsi qu'entre les juridictions de gouvernance (municipalités, autorités de bassin versant, associations d'irrigants) dont la coopération est nécessaire pour déployer des systèmes à grande échelle. Une approche de planification territoriale qui cartographie spatialement la production des stations d'épuration par rapport à la demande d'irrigation, aux types de sols, aux modèles de cultures et aux besoins de réalimentation des eaux souterraines peut identifier les zones prioritaires pour la coordination des investissements et de la gouvernance. En Espagne, la concurrence entre une production élevée d'eaux usées (zones touristiques, agglomérations urbaines) et l'horticulture intensive adjacente sur la bordure **méditerranéenne (Murcie, Almería, Alicante) crée des conditions territoriales idéales pour des systèmes** intégrés de réutilisation, mais cela nécessite des mécanismes de coordination formels entre les services publics urbains de l'eau et les associations d'irrigants (Rodríguez Villanueva & Sauri, 2021 ; Ventura et al., 2019).

La recherche et l'innovation interdisciplinaires sont nécessaires pour développer la base de connaissances techniques, économiques et sociales permettant d'étendre la réutilisation de l'eau en toute sécurité. Cela comprend : (i) l'amélioration des technologies de capteurs et la surveillance en temps réel pour la détection des agents pathogènes et des contaminants de préoccupation émergente (CEC); (ii) le développement de technologies de traitement tertiaire rentables adaptées aux stations d'épuration des eaux usées de petites et moyennes tailles; (iii) la création de modèles économiques quantitatifs intégrant l'ensemble des coûts et bénéfices sociaux et environnementaux; (iv) le développement de l'évaluation quantitative du risque microbien (QMRA) pour une gestion des risques adaptée au site; et (v) l'application de méthodes issues des sciences sociales pour comprendre la perception des risques, les lacunes en matière d'information et les stratégies de communication efficaces (Radini et al., 2021; Carter et al., 2024).

Innovation en matière de gouvernance : L'exigence du règlement UE 2020/741 relative aux plans de gestion des risques liés à la réutilisation de l'eau (WRRMP), qui couvrent l'ensemble de la chaîne allant de la station d'épuration aux parcelles irriguées, crée un mécanisme institutionnel de coordination multi-acteurs. Cependant, la mise en œuvre du règlement nécessite une intervention active aux niveaux national et régional, y compris la désignation d'une autorité compétente, un soutien aux petites entreprises de services publics pour élaborer les évaluations des risques requises et la création de mécanismes de marché (par exemple, certificats de réutilisation échangeables, assurance risque) qui peuvent réduire les obstacles financiers (Berbel et al., 2023).

Implication et co-conception des parties prenantes : L'établissement de la confiance des agriculteurs et des consommateurs envers les eaux recyclées nécessite une communication proactive fondée sur une participation véritable, et non sur la fourniture d'informations. Les programmes de réutilisation réussis menés — en Israël, en Californie et en Espagne — possèdent une caractéristique commune : les agriculteurs et les communautés d'irrigation ont été impliqués dès le début dans la conception et la gouvernance des systèmes de réutilisation, leur donnant ainsi la responsabilité des protocoles de sécurité et des avantages économiques.

Les jeux sérieux, le service civique avec Sciences Citoyennes et les plateformes numériques rendant les données sur la qualité de l'eau transparentes et accessibles à toutes les parties prenantes ont démontré leur impact positif sur l'acceptation sociale (Radini et al., 2021).

Cadres politiques de l'économie circulaire : La transition d'un modèle linéaire à un modèle circulaire de gestion de l'eau — dans lequel les eaux usées sont conceptualisées comme une ressource transportant de l'eau, des nutriments et de l'énergie, plutôt qu'un déchet à éliminer — fournit la base conceptuelle pour l'alignement des politiques et des investissements. Les stratégies d'économie circulaire aux niveaux international, national et régional doivent explicitement intégrer la réutilisation de l'eau comme mécanisme de co-prestation pour atteindre l'ODD 6 (eau propre), l'ODD 12 (consommation et production responsables) et l'ODD 2 (faim zéro) (Fernandes & Cunha Marques, 2023 ; Berbel et al., 2023).

Instruments financiers et économiques : Plusieurs instruments de politique ont démontré leur efficacité pour surmonter les obstacles économiques : i) les subventions en capital pour les infrastructures de traitement et de distribution (comme en Israël et en Espagne); ii) la tarification différenciée de l'eau qui subventionne la production d'eau recyclée grâce aux tarifs appliqués à l'eau urbaine; (iii) les crédits d'azote et de phosphore qui monétisent la valeur de substitution des engrais offerte par les eaux recyclées; et (iv) les obligations vertes et les structures de partenariat public-privé qui mobilisent des capitaux privés pour les infrastructures de réutilisation (Declerq et al., 2020).

3. EAU DESSALÉE

(a) Utilisation actuelle de l'eau dessalée pour but d'irrigation à l'échelle mondiale, européenne et d'autres pays clés.

Dès le départ, le dessalement de l'eau de mer (DSW) était principalement utilisé pour répondre aux besoins en eau domestique et industrielle du monde. Cependant, les améliorations technologiques continues et la baisse des coûts de production ont progressivement étendu son application à d'autres secteurs, en particulier l'agriculture. Au cours des deux dernières décennies, l'approvisionnement à grande échelle en DSW est apparu comme une alternative prometteuse pour soutenir l'agriculture irriguée dans les régions méditerranéennes confrontées à la pénurie d'eau, caractérisées par des systèmes d'irrigation efficaces et des cultures à haute valeur ajoutée, comme le sud-est de l'Espagne, l'Israël et le Maroc, ainsi que dans les contextes insulaires dépourvus de ressources en eau douce, tels que les îles Canaries (Maki et al., 2025 ; Martínez-Alvarez et Maestre-Valero, 2025). D'autres pays où l'utilisation de DSW pour but agricole reste plus limitée sont l'Italie, Chypre, le Koweït, l'Arabie saoudite, Bahreïn, le Qatar, Oman et les États-Unis. En même temps, son adoption potentielle est activement explorée dans les régions telles que l'Égypte, la Tunisie, le Chili, le Mexique et l'Australie, une tendance qui devrait s'intensifier dans un avenir proche (Martínez-Alvarez et al., 2018 ; Suwaileh et al., 2020). Les principales expériences d'irrigation à l'aide de DSW sont décrites ci-dessous.

Au sud-est de l'Espagne, l'agriculture a toujours été confrontée à une pénurie d'eau persistante, qui s'est intensifiée au fil du temps. Au milieu des années 1990, les agriculteurs ont répondu à une sécheresse prolongée en installant plus de 200 usines de dessalement d'eau saumâtre à l'échelle de l'exploitation. La persistance des déficits hydriques, conjuguée à la nécessité de soutenir une agriculture à haute valeur ajoutée et de réduire la surexploitation des eaux souterraines, a conduit le gouvernement espagnol à lancer le programme AGUA en 2004. Cette initiative s'est concentrée sur la construction ou la modernisation de 29 usines de dessalement d'eau de mer le long de la côte méditerranéenne pour répondre aux besoins agricoles, urbains et touristiques, avec un objectif global de production de 693 millions de m³/

an, dont 200 millions de m³/an ont été alloués à l'irrigation (Martínez-Alvarez et al., 2017). La plupart des installations étaient basées sur la technologie de l'osmose inverse, dans certains cas incorporant des systèmes à double passage pour réduire les concentrations de bore pour les usages agricoles. Actuellement, environ 25% de la production totale de DSW en Espagne est utilisée pour but d'irrigation, une proportion qui atteint environ 70% dans la région du sud-est, où neuf usines de dessalement fournissent de l'eau entièrement ou partiellement à des fins agricoles (figure 1).

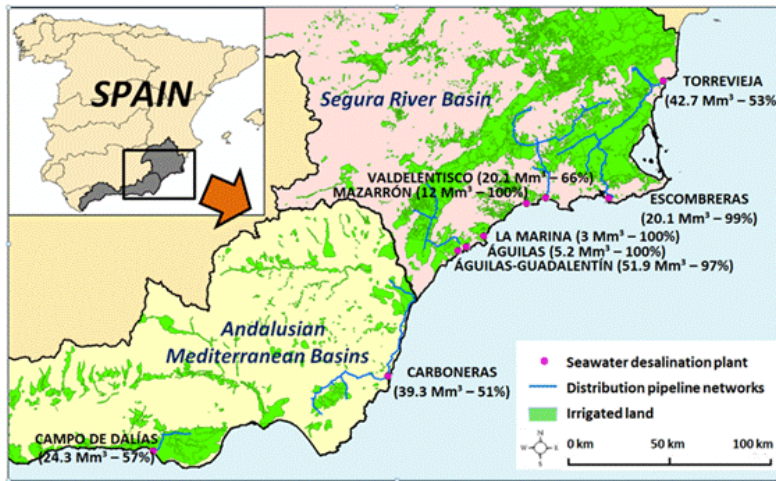


Figure 1. Production de DSW pour but d'irrigation au sud-est de l'Espagne. Les chiffres montrent la production totale et le pourcentage d'approvisionnement agricole à chaque SWDP.

Source : Gallego-Elvira et al. (2021).

En Israël, la pénurie chronique d'eau a longtemps encouragé le recours aux eaux souterraines saumâtres et aux eaux recyclées pour but d'irrigation. Depuis 2006, le dessalement de l'eau de mer (DSW) est devenue une alternative de plus en plus viable. Le Plan directeur israélien de dessalement, élaboré en 1997, visait à satisfaire la demande en eau domestique en agrandissant les installations existantes et en construisant de nouvelles usines de dessalement à grande échelle, pour atteindre à terme une capacité de production de 750 millions de m³/an, dont environ 200 millions de m³/an destinés à l'agriculture (Spiritos et Lipchin, 2013). À l'heure actuelle, cinq grandes usines d'osmose inverse sont en cours, l'agriculture étant principalement concentrée dans les régions du sud où la densité de population plus faible permet une meilleure allocation de l'eau dessalée pour but d'agriculture, en particulier provenant des usines d'Ashkelon et de Palmachim (fig. 2). Les premières expériences d'utilisation de dessalement de l'eau de mer (DSW) pour but d'irrigation ont mis en évidence plusieurs défis agronomiques et environnementaux qui ont dû être abordés lors de l'intégration de cette ressource dans les systèmes agricoles (Ben-Gal et al., 2009 ; Yermiyahu et al., 2007).

Au Maroc, le dessalement de l'eau de mer soutient déjà l'agriculture, en particulier dans les régions côtières arides telles que le Souss-Massa, où sont produites les cultures à haute valeur ajoutée destinées à l'exportation. L'usine de dessalement d'Agadir en est un exemple représentatif : elle fournit environ 40 millions de m³/an d'eau pour but d'irrigation



Figure 2. Emplacement et capacité des usines de dessalement en Israël. L'approvisionnement agricole se concentre sur les usines du sud. Source: Martínez Alvarez et al. (2018).

et dessert actuellement entre 10 000 et 15 000 hectares de terres agricoles consacrées aux cultures sous serre, aux agrumes et à d'autres produits horticoles. À l'échelle nationale, environ 16 usines de dessalement produisent environ 350 millions de m³/an, une part croissante étant allouée à l'agriculture, contribuant ainsi à la stabilisation de la production dans les zones sujettes à la sécheresse et à l'atténuation de la pression sur les aquifères surexploités (Boutagayout et al., 2025). À l'avenir, le Maroc vise à augmenter sa capacité de dessalement à environ 1 700 millions de m³/an d'ici 2030, dont environ 30% seront dirigés - soit directement, soit indirectement par la réutilisation - vers l'agriculture, parallèlement à des plans visant à développer jusqu'à 100 000 hectares de nouvelles terres irriguées alimentées par le dessalement. (Jones et al., 2019).

(b) Lien entre eau-énergie.

Du point de vue de lien entre eau-énergie, le DSW se caractérise par une forte demande en énergie associée à la fois à sa production et à son transport ultérieur vers les zones irriguées (Zolghadr-Asli et al., 2023). Bien que l'osmose inverse représente actuellement la technologie de dessalement la plus efficace sur le plan énergétique en fonctionnement, elle nécessite encore beaucoup plus d'énergie que les sources d'eau conventionnelles, ce qui intensifie ainsi le lien entre eau-énergie. Au sud-est de l'Espagne, la consommation totale d'énergie pour l'approvisionnement en DSW est généralement de quatre à dix fois supérieure à celle des ressources alternatives (Martin-Gorri et al., 2014). Plus précisément, les besoins en énergie des usines de dessalement d'eau de mer varient de 2,77 à 4,10 kWh/m³ pour la production, avec un besoin supplémentaire de 0,50 à 1,13 kWh/m³ pour le transport vers les zones d'irrigation (Martínez-Alvarez et al., 2019). La figure 3 montre les valeurs caractéristiques de la consommation d'énergie spécifique pour les différentes étapes de la production et de l'approvisionnement de DSW pour but d'irrigation au sud-est de l'Espagne.

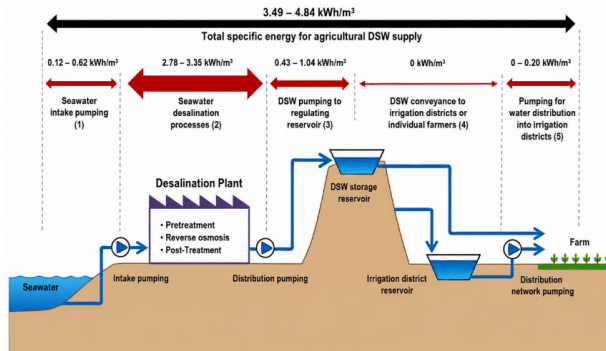


Figure 3. Énergie spécifique pour les différentes étapes de production et d'approvisionnement en DSW pour but d'irrigation au sud-est de l'Espagne. Source: Martínez-Alvarez *et al.* (2019).

Les usines de dessalement récentes peuvent atteindre des valeurs de consommation d'énergie spécifiques aussi faibles que 1,8–2,2 kWh/m³ pour l'étape de l'osmose inverse; cependant, les installations opérationnelles présentent généralement des valeurs plus élevées en raison de la nécessité de processus approfondis de prétraitement et de post-traitement (Wang *et al.*, 2025). Les besoins en énergie peuvent être encore accrus dans les applications agricoles, où un traitement supplémentaire - tel qu'un second passage par osmose inverse - est souvent nécessaire pour réduire les concentrations de bore à des niveaux adaptés aux cultures sensibles, en ajoutant environ 0,50–0,77 kWh/m³ (Shaffer *et al.*, 2012). En Israël, des usines de dessalement à grande échelle fournissent des valeurs d'irrigation entre 2,9 et 3,85 kWh/m³ (Spiritos et Lipchin, 2013), comparables à celles observées au sud-est de l'Espagne lors des étapes de prise d'eau et de dessalement (fig. 3). Ces chiffres relativement modérés reflètent la grande capacité et la mise en service récente de telles installations, qui intègrent des technologies de membrane avancées et des systèmes de récupération d'énergie. Les facteurs techniques, notamment la salinité de l'eau d'alimentation, la qualité cible de l'eau, les systèmes de la gestion des eaux usées salines concentrées, la capacité des usines, l'efficacité de la récupération d'énergie et le type de membrane, entraînent principalement la variabilité entre les usines. De plus, la distribution de l'eau aux échelles des périmètres irrigués et des exploitations agricoles nécessite des apports énergétiques supplémentaires, en moyenne à 0,16 et 0,17 kWh/m³ respectivement au sud-est de l'Espagne (Soto-García *et al.*, 2013).

Le remplacement des sources d'eau conventionnelles par de DSW pour but d'agriculture irriguée augmenterait donc considérablement la consommation globale d'énergie, soulevant d'importantes préoccupations environnementales en raison des émissions de gaz à effet de serre (GHG) associées. L'ampleur de ces émissions dépend en grande partie du mix électrique de chaque pays, mais dans tous les cas, une utilisation plus importante d'énergie peut faire passer l'agriculture irriguée d'un absorbant de carbone net à un émetteur net, ce qui est en contradiction avec les objectifs d'atténuation du changement climatique (Martínez Alvarez *et al.*, 2023). Par conséquent, l'évaluation des émissions de gaz à effet de serre (GHG) associées au

dessalement est essentielle pour évaluer la durabilité de l'agriculture irriguée basée sur le DSW.

La mauvaise adaptation apparente au changement climatique est étroitement liée à l'intensité carbone des systèmes d'électricité actuels. Une transition progressive vers des sources d'énergie renouvelables permettrait d'alléger considérablement le lien entre eau-énergie et d'atténuer l'empreinte carbone associée à l'utilisation de l'eau dessalée dans l'agriculture. Dans ce contexte, des études récentes indiquent que les usines de dessalement alimentées par des énergies renouvelables pourraient réduire les émissions de gaz des effets de serre (GHG) jusqu'à 90%, améliorant ainsi considérablement la performance environnementale de l'irrigation dépendante du DSW (Shahabi et al., 2014).

(c) Définition d'une stratégie visant à répondre de manière spécifique aux besoins agricoles, tant sur le plan quantitatif que qualitatif

L'irrigation avec le DSW peut être encadrée dans deux scénarios d'approvisionnement globaux qui déterminent à la fois son comportement agronomique et sa viabilité économique. La première correspond à des situations dans lesquelles le DSW constitue la seule ou principale source d'eau pour l'irrigation. Le second fait référence aux systèmes d'approvisionnement mixte, dans lesquels le DSW est combiné à d'autres ressources conventionnelles ou non conventionnelles. Dans le premier cas, si les besoins agricoles ne sont pas suffisamment pris en compte au stade de la conception des usines de dessalement d'eau de mer, les agriculteurs peuvent être exposés à un approvisionnement continu en eau pauvre en minéraux, ce qui peut donner lieu à des déséquilibres agronomiques, y compris la diminution des nutriments et les déséquilibres chimiques du sol. Dans le second cas, la qualité de l'eau est intrinsèquement variable avec la disponibilité saisonnière et les taux de mélange entre les sources, ce qui conduit à des variations des conditions physico-chimiques nécessitant une gestion adaptative de l'irrigation et de la fertigation. Dans les deux scénarios, des mesures techniques peuvent atténuer les effets négatifs, mais elles transfèrent généralement une partie de la responsabilité - et des coûts supplémentaires pour la fertilisation et la gestion du sol - à l'agriculteur.

D'un point de vue stratégique, le mélange des ressources en eau est systématiquement recommandé pour la stabilité agronomique et l'optimisation économique. Cela inclut le mélange des sources conventionnelles et non conventionnelles, telles que les eaux de surface, les eaux souterraines, l'eau recyclée (REUSE), ou même les flux de drainage, dans des conditions contrôlées. Le mélange permet d'atténuer la variabilité de la qualité de l'eau, de réduire les risques de phytotoxicité et d'améliorer l'équilibre des nutriments, tout en réduisant simultanément le coût effectif de l'eau d'irrigation. À l'heure actuelle, la dépendance totale au dessalement de l'eau de mer reste largement limitée aux cultures à forte valeur ajoutée avec des rendements économiques suffisants; par conséquent, le mélange apparaît comme la stratégie la plus pratique à l'échelle de l'exploitation pour élargir son applicabilité à un éventail plus large de systèmes agricoles.

Dans ce contexte, il convient de distinguer les nouveaux projets d'irrigation des périmètres irrigués existants. Pour les nouveaux systèmes conçus autour du DSW, une évaluation préalable et approfondie des caractéristiques locales du sol, des besoins des cultures et des impacts à long terme est indispensable avant toute mise en œuvre. Cela comprend l'évaluation de la dynamique de la salinité du sol, les stratégies de gestion des nutriments et le besoin potentiel d'amendements du sol, la sélection des rhizomes ou même l'introduction de nouvelles variétés de cultures. Dans de tels cas, la sélection des cultures devient centrale, les espèces horticoles à forte valeur — généralement celles générant des revenus supérieurs

à 2 €/m³ et ayant des besoins en eau relativement faibles — étant l'option la plus viable. Néanmoins, des recherches supplémentaires sont encore nécessaires pour évaluer la faisabilité d'étendre le DSW pour but d'irrigation des cultures de base stratégiques telles que les céréales et le fourrage. En revanche, dans les zones irriguées existantes, le DSW joue un rôle fondamentalement complémentaire, renforçant la résilience face à une pénurie d'eau croissante due à la demande croissante et au changement climatique. Ici, le dessalement agit comme une ressource stabilisatrice qui soutient les systèmes agricoles établis.

Une autre distinction concerne le mode de livraison, qui peut être direct ou indirect. L'approvisionnement direct fait référence à la distribution de DSW directement des usines aux réseaux d'irrigation. En revanche, l'offre indirecte implique son allocation initiale à des usages urbains, suivie de la régénération et de la réutilisation ultérieure en agriculture. Dans les deux cas, la gestion de la qualité de l'eau reste essentielle, en particulier lors de l'intégration de sources aux caractéristiques physico-chimiques contrastées, car les agriculteurs doivent adapter les stratégies de fertigation à maintenir la productivité des cultures et la fertilité du sol.

Enfin, les considérations environnementales et systémiques renforcent la nécessité d'avoir une planification intégrée. Le choix du site, le dimensionnement, la surveillance et la réglementation des infrastructures de dessalement, ainsi qu'une conception robuste des systèmes de prise d'eau et de l'évacuation, sont essentiels pour minimiser les impacts écologiques. Parallèlement, une transition vers des approches d'économie circulaire - telles que la valorisation des eaux usées salines concentrées et le recyclage des membranes - pourrait transformer une partie de la charge environnementale en occasions locales.

(d) Modèle économique. Coûts de l'eau dessalée

En raison de ses besoins en énergie élevés, l'approvisionnement en dessalement de l'eau de mer (DSW) pour but agricole est considérablement plus cher que les sources d'eau conventionnelles et son prix est donc nettement plus élevé, ce qui limite souvent son acceptation chez les agriculteurs (Aznar-Sánchez et al., 2021). Ces prix élevés peuvent augmenter considérablement les coûts de production agricole et, dans certains cas, compromettre la viabilité économique des exploitations agricoles où le DSW est la principale ou unique source d'eau (Martínez-Alvarez et al., 2023). Le coût total de DSW est très spécifique au site et dépend de plusieurs facteurs, tels que la capacité des usines, les coûts de main-d'œuvre, les sources d'énergie, la disponibilité des terres, la salinité de l'eau d'alimentation et le développement technologique. Les coûts globaux sont généralement divisés en dépenses d'investissement — associées à l'investissement initial dans les usines de dessalement d'eau de mer — et en coûts d'exploitation et de maintenance engagés tout au long de leur durée de vie. En termes généraux, ces composantes représentent environ 40% et 60% des coûts totaux respectivement (Lapuente, 2012). Cependant, les coûts opérationnels sont particulièrement dynamiques, car ils sont largement déterminés par les prix de l'énergie, qui sont intrinsèquement volatils, ce qui entraîne des fluctuations importantes du coût définitif de DSW. De plus, les coûts totaux augmentent de manière disproportionnée lorsque les usines de dessalement fonctionnent en dessous de leur capacité maximale (Ghaffour et al., 2015).*

Martínez Alvarez et al. (2019) ont rapporté qu'au moment de l'analyse, les coûts totaux déclarés des usines de dessalement fournissant l'eau à l'agriculture variaient entre 0,50 et 0,66 €/m³ en Israël et entre 0,55 et 0,69 €/m³ au sud-est de l'Espagne. Le coût définitif payé par les agriculteurs est encore plus élevé en raison des dépenses supplémentaires de transport et de distribution, en particulier lorsque les zones d'irrigation sont situées à l'intérieur des terres ou à des altitudes plus élevées. Au sud-est de l'Espagne, ces coûts supplémentaires comprennent le transfert d'eau des usines vers les périmètres irrigués (0,04–0,06 €/m³), la gestion collective et l'allocation au sein des communautés d'irrigation (0,03–0,06 €/m³) et les

coûts d'application à la parcelle dans le cadre de systèmes d'irrigation localisés. (environ 0,02 €/m³) (Soto-García et al., 2013). Au moment de l'analyse, les prix payés par les agriculteurs reflétaient étroitement cette structure de coûts complets, y compris les redevances et taxes applicables, conformément au principe de recouvrement des coûts établi dans la Directive-cadre sur l'eau de l'UE.

Néanmoins, les tensions survenues dans les marchés mondiaux de l'énergie au cours de la période 2022-2023 ont entraîné une augmentation marquée du coût du DSW pour but d'irrigation, atteignant près de 1 €/m³ en Espagne, soulignant ainsi la forte sensibilité de l'économie du dessalement à la volatilité des prix de l'énergie. Cette hausse soudaine a suscité une opposition importante de la part des agriculteurs et a incité le gouvernement espagnol à introduire des subventions temporaires, assouplissant partiellement le principe de recouvrement des coûts. En conséquence, les récents prix subventionnés de DSW pour but d'irrigation ont été maintenus dans un éventail de 0,35 à 0,50 €/m³ (Ordre ministériel TED/157/2023).

La figure 4 illustre l'évolution des prix d'approvisionnement des usines de dessalement à grande échelle dans le monde au cours des deux dernières décennies, montrant une nette tendance à la baisse des valeurs dépassant 1 \$/m³ vers l'an 2000 à environ 0,5–0,6 \$/m³ ces dernières années. Ces valeurs sont globalement cohérentes avec celles observées en Espagne et en Israël pour la production de DSW pour but agricole dans des conditions stables du marché de l'énergie.

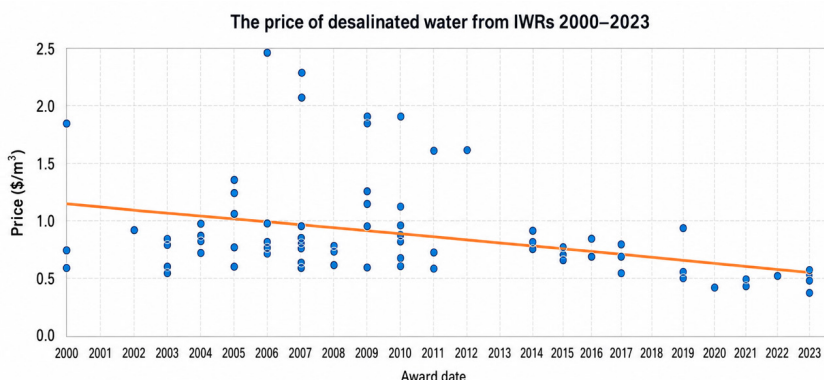


Figure 4. Évolution du prix DSW de 2000 à 2023. Source GWI (2023).

(e) Principaux défis liés à la mise en œuvre.

Aspects techniques

Les premières expériences mondiales de dessalement de l'eau de mer (DSW) à des fins agricoles soulignent systématiquement sa forte demande en énergie, ce qui a donné lieu aux coûts de production agricole élevés et à une augmentation des émissions de gaz à effet de serre. L'osmose inverse est devenue la technologie mature dominante pour le dessalement de l'eau de mer, soutenue par deux décennies de réductions de coûts des équipements et des processus opérationnels grâce au déploiement à grande échelle et aux stratégies de récupération d'énergie. Les améliorations de l'efficacité ont réduit la consommation d'énergie spécifique à environ 3–4 kWh/ m³, y compris les étapes de prise d'eau, de prétraitement et de post-traitement, bien qu'il reste le potentiel limité de réductions supplémentaires. La

planification énergétique est donc centrale dans le déploiement de DSW pour but agricole, non seulement en termes de conception des usines mais aussi en ce qui concerne le mix de production d'électricité en amont et les infrastructures de transport d'électricité (Spiritos et Lipchin, 2013).

Les économies d'échelle jouent un rôle important dans l'approvisionnement en DSW, car les grandes usines atteignent généralement des coûts de production unitaires plus faibles. Cependant, ces installations ne sont pas toujours compatibles avec les systèmes agricoles dispersés ou à petite échelle, où de vastes réseaux de distribution — stations de pompage, pipelines et consommation d'énergie associée — deviennent nécessaires. Par conséquent, l'augmentation de la distance et de l'élévation entre les sites de production et les zones irriguées augmente considérablement les coûts et peut compromettre la viabilité du projet (Daghari et al., 2022).

Enfin, un aspect technique clé de l'approvisionnement en DSW pour but agricole est la réduction de la concentration de bore. En plus de l'osmose inverse conventionnelle, des traitements supplémentaires tels qu'un second passage par osmose inverse ou des résines échangeuses d'ions sélectives pour le bore sont souvent nécessaires pour atteindre les seuils de tolérance des cultures. Ces solutions améliorent la qualité de l'eau, mais augmentent les coûts d'investissement et d'exploitation.

Aspects économiques

Le coût reste le principal obstacle dans l'adoption généralisée de dessalement de l'eau de mer (DSW) dans l'agriculture, en particulier pour les cultures en plein champ telles que l'horticulture méditerranéenne et les vergers, ainsi que pour les systèmes irrigués à l'intérieur des terres où les coûts de livraison augmentent encore les prix de production déjà élevés. En conséquence, l'utilisation actuelle de DSW agricole est largement limitée aux cultures à forte valeur ajoutée, ce qui peut absorber les coûts de l'eau considérablement plus élevés associés au DSW (Maki et al., 2025).

Le remplacement des approvisionnements en eau traditionnels par le DSW réduit généralement la rentabilité de l'exploitation et, dans certains cas, peut rendre la production économiquement non viable, dépassant ainsi la capacité financière de nombreux systèmes agricoles (Martínez-Alvarez et al., 2023). Même avec les récentes réductions de coûts et les projections optimistes pour l'avenir, les prix d'environ 0,4-0,5 €/ m³ restent un défi pour la plupart des agriculteurs du monde. Bien que le mélange de l'eau dessalée avec d'autres sources puisse réduire les coûts, le prix qui en résulte reste généralement supérieur aux tarifs de l'eau d'irrigation conventionnelle.

Aspects agronomiques

D'un point de vue agronomique, la composition chimique du DSW introduit plusieurs contraintes qui doivent être soigneusement gérées pour éviter des effets négatifs sur le sol et la productivité des cultures (Yermiyahu et al., 2007). Les principales préoccupations incluent les effets exercés par la salinité sur le rendement, l'augmentation des besoins en lessivage et la demande en eau d'irrigation associée, la modification des besoins en engrais due à la composition nutritionnelle, les risques de toxicité due au bore et l'alcalinisation du sol induite par les déséquilibres entre cations monovalents et divalents. (Martínez Alvarez et al., 2023).

Des ajustements de qualité post-traitement sont donc souvent nécessaires. L'augmentation des concentrations de calcium et de magnésium aide à équilibrer la teneur en sodium de l'eau dessalée, réduisant ainsi les risques de sodicité du sol et de carences en nutriments.

L'élimination du bore est particulièrement critique, car des concentrations de 0,7–1,2 mg L⁻¹ — fréquentes dans les systèmes d'osmose inverse à passage unique — peuvent provoquer une phytotoxicité chez les cultures sensibles telles que les agrumes. De plus, le maintien d'une capacité tampon adéquate est essentiel pour stabiliser le pH et prévenir les processus d'entartrage dans les systèmes de distribution et de fertigation (Lahav et Brinhack, 2007).

Ces risques agronomiques peuvent également être partiellement atténués en mélangeant le dessalement de l'eau de mer (DSW) avec d'autres sources d'eau avant l'irrigation. Néanmoins, l'établissement de normes formelles de qualité de l'eau est essentiel pour assurer la pertinence physico-chimique des DSW fournies. Une telle réglementation est essentielle pour la durabilité agricole à long terme et devrait être explicitement incorporée dans les contrats d'approvisionnement pour l'utilisation en irrigation.

Aspects environnementaux

L'évaluation environnementale du dessalement pour l'agriculture nécessite une perspective holistique, car les impacts peuvent être à la fois négatifs et positifs (Elimelech et Phillip, 2011). Du côté négatif, la forte intensité énergétique de dessalement contribue à l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (GHG), en particulier dans les systèmes électriques encore dominés par les combustibles fossiles. Cela renforce l'empreinte environnementale de l'approvisionnement en eau par rapport aux sources conventionnelles.

La gestion des eaux usées salines concentrées est une autre préoccupation clé, en particulier dans les environnements marins semi-fermés ou peu profonds comme le golfe Persique, où les rejets cumulés de plusieurs usines peuvent entraîner une dégradation écologique. Bien que les solutions d'ingénierie telles que les diffuseurs et les embouchures contrôlés puissent atténuer les impacts locaux, la concentration de plusieurs installations de dessalement dans des zones côtières restreintes augmente les risques environnementaux à long terme (Maki et al., 2025).

Du côté positif, le dessalement peut réduire la pression sur les systèmes d'eau douce surexploités, notamment en empêchant la dégradation des aquifères. Dans l'ensemble, les impacts environnementaux dépendent fortement de la sélection des sites, de la conception des usines, des cadres réglementaires et des pratiques de surveillance. Lorsqu'il est bien géré, la combinaison d'une évaluation environnementale minutieuse et d'une conception technique solide peut réduire considérablement les effets négatifs sur les écosystèmes marins et terrestres.

4 Analyse SWOT (Forces, Faiblesses, Opportunités et Menaces) pour la mise en œuvre des ressources en eau non conventionnelles pour but d'irrigation

(a) Réutilisation de l'eau

Forces

Ressource riche en nutriments : L'eau recyclée fournit de l'azote, du phosphore, du potassium et des matières organiques qui remplacent partiellement les engrais synthétiques, réduisant ainsi les coûts de production et la charge environnementale liée à une application excessive d'engrais (Pustie et al., 2020 ; Alcaide et al., 2019).

Proximité à la demande : Dans la plupart des contextes urbains et périurbains, les stations d'épuration sont situées à proximité des zones habitées, qui elles-mêmes se trouvent souvent

proches des zones agricoles, ce qui réduit les distances et les coûts de distribution par rapport aux transferts d'eau douce sur de longues distances.

Disponibilité tout au long de l'année : Contrairement aux eaux de surface (très saisonnières) ou aux précipitations (épisodes), les débits d'eaux usées traitées sont relativement constants tout au long de l'année, offrant une fiabilité d'approvisionnement essentielle pour les cultures pérennes et l'horticulture intensive.

Résistance climatique : La disponibilité de l'eau recyclée est largement découplée de la variabilité des précipitations, ce qui en fait une source d'eau résistante au climat pour l'agriculture dans les régions sujettes à la sécheresse.

Cadre réglementaire progressif : Dans le cas de l'Union européenne, le règlement (UE) 2020/741 établit une norme réglementaire minimale claire et harmonisée à l'échelle de l'UE, offrant ainsi une certitude au marché et des signaux d'investissement positifs pour le secteur de l'eau.

Contribution à l'économie circulaire : La réutilisation de l'eau illustre le principe d'économie circulaire en conservant l'eau (ainsi que ses nutriments et son énergie) dans un usage productif plutôt qu'en la rejetant sous forme de déchets (Fernandes & Cunha Marques, 2023 ; Johannes et al., 2024).

Technologie éprouvée : Les technologies de traitement (bioréacteurs à membrane [MBR], désinfection par UV, ozonation, oxydation avancée) capables de répondre aux normes de réutilisation les plus strictes sont disponibles sur le marché et sont techniquement matures (Antiñolo Bermúdez et al., 2022 ; Ho et al., 2024).

Consommation d'énergie inférieure à celle du dessalement : Pour la plupart des applications et des distances entre la source et l'exploitation agricole, le coût énergétique de la production et de la distribution de l'eau recyclée est inférieur à celui du dessalement de l'eau de mer (Crutchik & Campos, 2021).

Faiblesses

Qualité irrégulière et variabilité temporelle : La qualité des effluents des stations d'épuration (WWTP) varie en fonction des performances du procédé de traitement, de la variabilité des affluents, des charges saisonnières (tourisme, agriculture, conditions météorologiques) et de l'état des réseaux de distribution, ce qui donne lieu aux défis de gestion (Alcaide et al., 2022).

Risques de salinité et de sodicité : L'irrigation à long terme avec de l'eau recyclée peut entraîner une accumulation de salinité et un développement de la sodicité dans les sols, en particulier dans les régions à faible pluviométrie où le lessivage est limité (Poustie et al., 2020).

Présence des contaminants de préoccupation émergente (CEC) : Les produits pharmaceutiques, les microplastiques, les gènes de résistance aux antibiotiques et les perturbateurs endocriniens présents dans les eaux recyclées ne sont pas entièrement réglementés ni surveillés de manière régulière, ce qui crée des risques résiduels et donne lieu aux préoccupations quant à l'acceptation par le marché (Berbel et al., 2023).

Besoins d'investissement dans les infrastructures : La modernisation ou la construction de stations d'épuration (WWTP), ainsi que la mise en place de réseaux de distribution acheminant l'eau traitée vers les exploitations agricoles, nécessitent des capitaux importants

qui pourraient ne pas être recouvrables par la tarification de l'eau à court ou moyen terme (Marcantonio et al., 2025).

Manque d'acceptation sociale : La résistance des consommateurs et des agriculteurs aux produits irrigués avec des eaux usées traitées constitue un obstacle non technique majeur qui est difficile à surmonter par la seule information (Michetti et al., 2019).

Limitations de volume : Le volume total d'eau recyclée disponible est plafonné par la production d'eaux usées urbaines. Dans de nombreuses zones rurales ou périurbaines, les volumes d'eaux usées peuvent être insuffisants pour répondre à la demande d'irrigation à grande échelle.

Complexité de la gouvernance : La gouvernance multi-acteurs impliquant les services d'eau, les municipalités, les autorités des bassins versants, les agriculteurs, les agences de sécurité alimentaire et les organismes de santé publique donne lieu aux **défis de coordination et des coûts de transaction** (Rodríguez Villanueva & Sauri, 2021).

Usages intérieurs : Les autorités de l'eau imposent souvent des restrictions sur la réutilisation de l'eau dans les zones intérieures situées loin de la côte, où les utilisateurs en aval dépendent des mêmes ressources en eau.

Opportunités

Demande de ressources en eau alternatives liée au changement climatique : L'aggravation de la pénurie d'eau en raison du changement climatique attire l'attention économique et politique vers les eaux recyclées en tant que source d'appoint fiable (Ragab, 2023).

Technologies numériques : Les réseaux de capteurs en temps réel, l'Internet des objets (IoT), les jumeaux numériques et le pilotage des procédés par intelligence artificielle offrent des occasions à améliorer la fiabilité du traitement, à réduire les coûts et à tracer la qualité de l'eau tout au long de la chaîne de réutilisation (Radini et al., 2021).

Synergies liées à la récupération des nutriments : La coproduction de l'eau recyclée, de biogaz et de biosolides riches en nutriments au sein de systèmes intégrés de stations d'épuration génère de multiples sources de revenus qui peuvent améliorer la viabilité économique des projets de réutilisation de l'eau (Antoñolo Bermúdez et al., 2022).

Pacte vert pour l'UE et Plan d'action en faveur de l'économie circulaire : Les cadres politiques de l'UE soutiennent explicitement l'investissement dans la réutilisation de l'eau dans le cadre de la transition vers une économie circulaire, avec des possibilités de financement via les fonds structurels, le programme Horizon Europe et le Fonds européen pour les investissements stratégiques.

Intégration de la politique agricole (réforme de la PAC) : L'évolution de la Politique agricole commune vers un état conditionnel lié aux performances environnementales et à l'efficacité des ressources pourrait encourager l'adoption des eaux recyclées dans les États membres de l'UE confrontés à la pénurie d'eau.

Marchés émergents : L'urbanisation rapide au Moyen-Orient et en Afrique du Nord (MENA), en Asie du Sud et du Sud-Est ainsi qu'en Afrique subsaharienne crée de nouveaux marchés pour des technologies de réutilisation de l'eau peu coûteuses et adaptées aux conditions locales et aux cadres réglementaires en vigueur.

Menaces

Incertitude réglementaire concernant les contaminants de préoccupation émergente (CEC) : L'absence de seuils réglementaires clairs pour les CEC aux niveaux européen et international donne lieu à une incertitude concernant le marché et **à une responsabilité potentielle future pour les agriculteurs et les services publics utilisant de l'eau recyclée** (Berbel et al., 2023).

Exclusion du marché de la sécurité alimentaire : Le refus des détaillants d'accepter des produits provenant de fermes irriguées avec de l'eau recyclée, de marchés d'exportation ou d'organismes de certification de la sécurité alimentaire pourrait compromettre la viabilité commerciale agricole en faveur de la réutilisation par le secteur agricole, même lorsque la qualité de l'eau répond techniquement aux normes.

Concurrence avec les sources conventionnelles : Au cours des saisons ou des années de forte disponibilité en eau naturelle, la valeur marginale des eaux recyclées tombe, ce qui sape l'économie des infrastructures dédiées au traitement et à la distribution qui nécessitent une utilisation constante pour rester **économiquement** viable.

Impacts du changement climatique sur la qualité des eaux usées : Des températures plus élevées, des réseaux d'écoulement modifiés et une charge chimique accrue provenant du ruissellement agricole lors d'événements extrêmes peuvent dégrader la qualité des effluents des stations d'épuration de manière à remettre en question les systèmes de traitement.

Opposition du public : Des incidents de contamination très médiatisés — même s'ils résultent de défaillances au sein d'un système unique — peuvent ébranler la confiance du public envers les eaux recyclées à l'échelle du secteur, entraînant un durcissement de la réglementation ou un rejet par le marché.

(d) Dessalement

Forces

Source d'eau illimitée : L'eau de mer constitue, en principe, une source inépuisable d'eau douce pour les régions côtières, garantissant une indépendance totale vis-à-vis des précipitations et de la variabilité hydrologique (Shemer et al., 2023).

Qualité de l'eau élevée et constante : L'osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) produit une eau à très faible teneur en matières dissoutes totales (TDS < 500 mg/L), exempte d'agents pathogènes et de qualité constante, quelles que soient la saison ou les conditions en amont; elle constitue ainsi une ressource agricole fiable et de haute qualité pour les cultures sensibles.

Technologie éprouvée et évolutive : L'osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) est commercialement mature, bancable et disponible à des échelles allant de quelques centaines de m³/jour à plusieurs millions de m³/jour, avec une chaîne d'approvisionnement mondiale pour les membranes, les pompes et les dispositifs de récupération d'énergie.

Baisse des coûts et de la consommation d'énergie : La trajectoire des coûts du SWRO, dans les plus grandes usines modernes, continue de s'abaisser à mesure que s'améliorent les énergies renouvelables, la technologie des membranes et les économies d'échelle (Kurihara, 2021).

Intégration des énergies renouvelables : Le dessalement solaire et éolien peut produire de l'eau douce avec une empreinte carbone minimale (0,14–0,19 kg de CO₂/m³), ce qui s'aligne sur les objectifs de neutralité climatique (Shemer et al., 2023).

Faiblesses

Consommation d'énergie et coût élevés : Malgré les améliorations, l'osmose inverse d'eau de mer (SWRO) reste plus énergivore (3,5–4,5 kWh/m³) et plus coûteuse que la plupart des options conventionnelles d'approvisionnement en eau ou de réutilisation des eaux usées (Politano et al., 2024).

Contraintes économiques sont également critiques, car l'eau dessalée reste nettement plus chère que les sources conventionnelles. Cela limite son utilisation principalement aux cultures de grande valeur (principalement les fruits et légumes) et nécessite souvent des subventions pour assurer la viabilité.

Défis liés à la gestion des eaux usées salines concentrées: La production du débit de l'eau usée saline concentrée présente des risques environnementaux pour les écosystèmes marins (dans le cas des rejets côtiers) ou de graves problèmes de gestion (pour l'osmose inverse de l'eau salée intérieure, BWRO, plantes).

Dépendance à l'emplacement côtier : L'osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) n'est économiquement viable qu'à proximité des côtes ou des plans d'eau salés; la distribution vers les zones agricoles intérieures nécessite un transport sur de longues distances à un coût énergétique et d'infrastructures considérables.

Empreinte carbone sous énergie conventionnelle : Lorsqu'elle est alimentée par des combustibles fossiles, la désalinisation par osmose inverse de l'eau de mer (SWRO) présente une empreinte carbone importante qui crée des tensions avec les objectifs climatiques (Shelmer et al., 2023).

Besoins fonciers et autorisations : Les grandes usines de dessalement nécessitent d'importantes superficies côtières et sont soumises à des procédures d'autorisation environnementale complexes, susceptibles de retarder, voire d'empêcher, leur construction.

Absence de réglementation spécifique concernant l'approvisionnement en eau de mer dessalée à usage agricole dans la plupart des pays.

Opportunités

Dessalement en mer : Les usines de dessalement flottantes et les systèmes en mer peuvent réduire la concurrence pour les terres côtières et simplifier la gestion des eaux usées salines concentrées en milieu marin.

Systèmes hybrides : L'intégration d'osmose inverse d'eau de mer (SWRO) avec la réutilisation des eaux usées (dilution de eaux usées salines concentrées avec de l'eau recyclée, rejet combiné d'effluents de l'eau usées salines concentrées-l'eau usée) et avec les énergies renouvelables crée des synergies qui réduisent à la fois les coûts et les impacts sur l'environnement (Crutchik & Campos, 2021).

Valorisation des eaux usées salines concentrées: Les technologies émergentes de récupération des minéraux (lithium, magnésium, potassium, uranium) contenus dans l'eau usée saline concentrée de dessalement pourraient fournir des coproduits précieux qui améliorent l'économie du projet (Politano et al., 2024).

Dessalement adapté à l'agriculture : La conception de systèmes de dessalement spécifiquement conformes aux normes de qualité agricoles (plutôt qu'aux normes d'eau potable) réduit les risques agronomiques et pourrait diminuer les coûts énergétiques et de post-traitement si d'autres sources d'eau de mélange sont disponibles, rendant ainsi le dessalement plus compétitif économiquement pour l'irrigation.

Augmentation de la demande liée au changement climatique : A mesure que la pénurie d'eau douce s'aggrave dans les régions côtières en raison du changement climatique, l'avantage concurrentiel du dessalement par rapport aux sources conventionnelles de moins en moins fiables va croître.

Menaces

Risques liés au prix et à la disponibilité de l'énergie : Le dessalement à grande échelle donne lieu à une dépendance structurelle sur une énergie abordable et fiable; les fluctuations des prix de l'énergie ou l'instabilité du réseau peuvent augmenter considérablement les coûts de production.

Composition chimique des eaux de dessalement, en particulier leur teneur en bore, peut entraîner une phytotoxicité chez les cultures sensibles si elle n'est pas correctement contrôlée. De plus, une faible teneur en minéraux et la dominance du sodium peuvent également entraîner une dégradation des sols, des déséquilibres nutritionnels ou une corrosion des infrastructures. Ces effets peuvent être atténués par le mélange ou le post-traitement, mais nécessitent une gestion prudente (Martínez Álvarez et al., 2023).

Tableau 3. Analyse SWOT (Forces, Faiblesses, Opportunités et Menaces) pour des ressources en eau non conventionnelles pour but d'irrigation.

	FORCES	FAIBLESSES
REUTILISATION	Approvisionnement en nutriments; proximité; disponibilité tout au long de l'année; économie circulaire; technologie éprouvée; résistance climatique	Variabilité de la qualité; incertitude réglementaire des contaminants de préoccupation émergente (CEC); risque de salinité; coût des infrastructures; acceptation sociale; plafond de volume; utilisations intérieures
DESSALEMENT	Source illimitée ; qualité constante; évolutivité; baisse des coûts; intégration des énergies renouvelables; sécurité stratégique	Intensité d'énergie; gestion des eaux usées salines concentrées; adaptation à la qualité agricole; dépendance côtière; coût
	OPPORTUNITES	MENACES
REUTILISATION	Soutien politique de l'UE/Pacte vert; technologie numérique; récupération des nutriments; raréfaction croissante de l'eau	Incertitude liée à la réglementation de contaminants de préoccupation émergente; rejet du marché; concurrence des sources conventionnelles
DESSALEMENT	Systèmes en mer; approches hybrides; valorisation des eaux usées salines concentrées; demande liée au climat	Risques liés au prix de l'énergie; impacts sur les écosystèmes marins; opposition du public; Dépendance et enfermement

Impacts sur les écosystèmes marins : Le débit cumulé des eaux usées salines concentrées provenant de plusieurs usines concentrées dans des mers semi-fermées (golfe Persique, Méditerranée) pose des risques à long terme pour la biodiversité marine, susceptibles d'entraîner des restrictions réglementaires.

Effets du changement climatique sur la température et la qualité de l'eau de mer : L'augmentation de la température de surface de la mer accélère l'encrassement biologique des membranes et peut modifier la composition de l'eau de mer de telle manière qu'elle peut affecter l'efficacité du traitement.

Opposition publique et acceptabilité sociale : Les communautés locales vivant à proximité des sites de dessalement prévus s'opposent souvent au développement en raison de préoccupations concernant les impacts côtiers, le bruit et l'intrusion visuelle.

Dépendance et enfermement technologique : Les sociétés qui deviennent fortement dépendantes du dessalement pour leur sécurité hydrique sont exposées à un enfermement technologique, à des risques liés aux prix et à la vulnérabilité des infrastructures.

5. CONCLUSIONS

Les ressources en eau non conventionnelles (NCWR) — telles que les eaux usées recyclées et l'eau dessalée — constituent des leviers essentiels pour une transition vers une gestion durable et résistante au climat destinées à la production alimentaire. Aucune de ces sources ne peut remplacer en gros l'eau douce conventionnelle, mais dans des contextes stratégiquement définis, en particulier dans les régions côtières et méditerranéennes où l'eau est rare, elles offrent la perspective de réduire considérablement l'écart croissant entre la demande en eau agricole et l'offre disponible, y compris les ressources en eau non conventionnelles (NCWR) dans le mélange d'eau disponible pour l'agriculture.

Selon le point de vue purement volumétrique, il existe énorme potentiel mais reste largement inexploité. Si l'on parvenait à réutiliser la totalité de quelque 188 milliards de m³ d'eaux usées traitées générées chaque année dans le monde (au lieu de 40,7 milliards de m³ actuellement réutilisés), cela suffirait à accroître considérablement l'approvisionnement en eau disponibles, en particulier à l'échelle des bassins versants et des régions. De même, l'intensification du dessalement pour répondre aux besoins agricoles (où environ 2 700 km³/an d'eau sont prélevés pour l'irrigation à l'échelle mondiale selon la FAO) nécessiterait des avancées technologiques et économiques d'une ampleur considérable. Avec les technologies et les structures de coûts actuelles, les ressources en eau non conventionnelles (NCWR) ne peuvent pas remplacer les systèmes d'approvisionnement en eau douce conventionnels à l'échelle mondiale; mais, néanmoins elles peuvent jouer un rôle déterminant dans des contextes géographiques et sectoriels spécifiques, notamment dans les régions côtières confrontées à la pénurie d'eau, les zones au climat méditerranéen et les régions agricoles arides ou semi-arides. Le principal défi, par conséquent, n'est pas purement volumétrique, mais concerne également la gouvernance, les aspects économiques, le déploiement des technologies, l'alignement réglementaire et l'acceptation sociale.

La réutilisation de l'eau présente le plus grand potentiel d'expansion immédiate à l'échelle mondiale, compte tenu des infrastructures existantes pour la collecte et le traitement des eaux usées dans la plupart des pays développés, la proximité des stations d'épuration des eaux usées (WWTP) des zones agricoles irriguées, et les multiples co-bénéfices liés à l'apport en nutriments et à l'économie circulaire. Les principaux obstacles sont d'ordre économique (investissements dans les infrastructures), réglementaire (alignement de la gouvernance, cadres relatifs aux contaminants de préoccupation émergente (CEC)) et social (acceptation

par le public et le marché). Des approches intégrées, interdisciplinaires et territoriales sont indispensables pour surmonter ces obstacles.

Le dessalement de l'eau de mer (DSW) apparaît comme une ressource stratégique et fiable capable de découpler la production agricole de la variabilité hydrologique et de fournir un approvisionnement résistant à la sécheresse. Son application est particulièrement adaptée aux systèmes agricoles de grande valeur et technologiquement avancés, où les coûts de l'eau représentent une part relativement faible de la production totale et où les ressources alternatives sont limitées ou indisponibles.

D'un point de vue technique et agronomique, le dessalement a atteint un haut niveau de maturité, l'osmose inverse permettant une production à grande échelle d'eau d'irrigation de qualité. Cependant, son intégration dans le secteur agricole nécessite une gestion prudente en raison de ses caractéristiques physico-chimiques spécifiques, notamment sa faible teneur en nutriments et la présence d'éléments phytotoxiques tels que le bore. Ces contraintes nécessitent des processus de post-traitement, des stratégies de mélange et des pratiques de fertigation adaptées à la santé du sol et à la productivité des cultures. Bien que de telles mesures puissent atténuer efficacement les risques potentiels, elles augmentent également la complexité du système et les exigences opérationnelles.

Les considérations économiques et environnementales restent au cœur de la viabilité à long terme de l'utilisation de dessalement de l'eau de mer (DSW) en agriculture. La consommation élevée d'énergie continue de faire augmenter les coûts de production et les émissions de gaz à effet de serre (GES) associées, ce qui limite l'adoption généralisée de cette technologie au-delà des cultures à haut rendement et des régions bénéficiant de cadres politiques favorables. En même temps, la durabilité du dessalement dépend de facteurs tels que la proximité des zones irriguées, les sources d'énergie et la gestion des impacts environnementaux, en particulier la gestion des eaux usées salines concentrées.

Dans l'ensemble, l'eau de mer dessalée représente une solution prometteuse mais dépendante du contexte pour l'approvisionnement en eau agricole. Sa mise en œuvre réussie nécessite des stratégies intégrées qui combinent l'innovation technologique, la faisabilité économique, l'adaptation agronomique et les mesures de protection de l'environnement. À cet égard, le dessalement de l'eau de mer (DSW) ne doit pas être considérée comme un produit de substitution universel des ressources conventionnelles, mais plutôt comme une composante complémentaire au sein de systèmes diversifiés et résistants de gestion de l'eau afin d'assurer la durabilité agricole à long terme.

6. REFERENCES

- Abdelraouf, R.E., Abdou, M.A.A., Bakr, A., Hamza, A.E., Rashad, Y.M., Abd-ElGawad, A.M., Hafez, M.; Ragab, R. 2024. Enhancing Tomato Production by Using Non-Conventional Water Resources within Integrated Sprinkler Irrigation Systems in Arid Regions. *Atmosphere*, 15, 722.
- Ait-Mouheb, N., Mayaux, P.-L., Mateo-Sagasta, J., Hartani, T., & Molle, B. 2020. Water reuse: A resource for Mediterranean agriculture. In *Water Resources in the Mediterranean Region* (pp. 107–136). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818086-0.00005-4>
- Alcaide, C., Fernández García, I., González Perea, R., Camacho Poyato, E., Rodríguez Díaz, J.A. 2019. REUTIVAR: Model for Precision Fertigation Scheduling for Olive Orchards Using Reclaimed Water. *Water*, 11, 2632
- Alcaide, C., Fernández García, I., Martín, I. Camacho Poyato, E., Rodríguez Díaz, J.A. 2022. Spatio-temporal analysis of nitrogen variations in an irrigation distribution network using reclaimed water for irrigating olive trees. *Agricultural Water Management*, 262, 107353

- Antíñolo Bermúdez, L., Leyva Díaz, J.C., Martín Pascual, J., Muño Martínez, M.d.M., Poyatos. 2022 Study of the Potential for Agricultural Reuse of Urban Wastewater with Membrane Bioreactor Technology in the Circular Economy Framework. *Agronomy*, 12, 1877.
- Aznar-Sánchez, J.A, Belmonte-Ureña, L.J, Velasco-Muñoz J.F., Valera, D.L. 2021. Farmers' profiles and behaviours toward desalinated seawater for irrigation: Insights from South-east Spain. *Journal of Cleaner Production* 296, 126568.
- Barlow, S. M., Boobis, A. R., Bridges, J., Cockburn, A., Dekant, W., Hepburn, P., Houben, G. F., König, J., Nauta, M. J., Schuermans, J., & Bánáti, D. 2015. The role of hazard- and risk-based approaches in ensuring food safety. *Trends in Food Science & Technology*, 46(2), 176–188. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2015.10.007>
- Ben-Gal, A., Yermiyahu, U., Cohen, S. 2009. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water. *J Environ Qual* 2009, 38, 529–36.
- Berbel, J., Mesa Pérez, E., Simón, P. 2023. Challenges for Circular Economy under the EU 2020/741 Wastewater Reuse Regulation. *Global Challenges*, 7, 7: 1-12
- Boutagayout, A., Hamdani, A., Boutagayout, I., Adiba, A. 2025. Towards sustainable water management in Morocco: assessing resources, challenges, and adaptation strategies. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 10, 3389.
- Cadena Aponte, F., Plaza Bolaños, P., Agüera, A., Nahim Granados, S., Berruti, I., Abeledo-Lameiro, M.J., Polo López, M.I. 2025. From the Reclaimed Water Treatment Plant to Irrigation in Intensive Agriculture Farms: Assessment of the Fate of Antibiotics, Antibiotic Resistance Bacteria and Genes, and Microbial Pathogens at Real Scale. *Environ. Sci. Technol.*, 59, 19953–19965
- California State Water Resources Control Board. 2000. California Water Recycling Criteria (Title 22, Division 4, Chapter 3).
- Capilla, J.M. 2022 Study of the Potential for Agricultural Reuse of Urban Wastewater with Membrane Bioreactor Technology in the Circular Economy Framework. *Agronomy*, 12, 1877.
- Carter, L., Dennis, S., Allen, K. et al. 2024. Mitigating Contaminant-Driven Risks for the Safe Expansion of the Agricultural Sanitation Circular Economy in an Urbanizing World. *ACS EST Water*, 4, 1166–1176
- Crutchik, D., Campos, J.L. 2021. Municipal Wastewater Reuse: Is it a Competitive Alternative to Seawater Desalination? *Sustainability*, 13, 6815.
- Daghari, H., Janson, A., & Bouzidi, Y. 2022. Assessment of desalination as an alternative water supply for agriculture in arid regions. *Water*, 14(6), 1712.
- De las Heras, J., Mañas, P. 2020. Reclaimed Wastewater to Irrigate Olive Groves and Vineyards: Effects on Soil Properties. *Agronomy* 2020, 10, 649
- Declercq, R., Loubier, S., Condom, N., Molle, B. 2020. Socio-Economic Interest of Treated Wastewater Reuse in Agricultural Irrigation and Indirect Potable Water Reuse: Clermont-Ferrand and Cannes Case Studies' Cost-Benefit Analysis. *Irrig. and Drain.*, 69 (Suppl. 1): 194–208
- Elimelech, M., Phillip, W.A. 2011. The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science*, 333, 712–7.
- European Food Safety Authority. 2016. Hazard vs. Risk. <https://www.efsa.europa.eu/en/discover/infographics/hazard-vs-risk>.
- European Parliament, & Council of the European Union. 2020. Regulation (EU) 2020/741 of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32020R0741>
- Expósito, A., Lorenzo Lopez, A. M., & Berbel, J. 2024. How much does reclaimed wastewater cost? A comprehensive analysis for irrigation uses in the European Mediterranean context. *Water Reuse*, 14(3), 434–447. <https://doi.org/10.2166/wrd.2024.040>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. *Water for Sustainable Food and Agriculture*. ISBN 978-92-5-109977-3
- Fernandes, E., Cunha Marques, R. 2023. Review of Water Reuse from a Circular Economy Perspective. *Water*. 15, 848.
- Gallego-Elvira, B., Reca, J., Martín-Goriz, B., Maestre-Valero, J.F. and Martínez-Alvarez, V. 2021. Irrblend-DSW: A decision support tool for the optimal blending of desalinated and conventional irrigation waters in dry regions. *Agricultural Water Management*, 255, 107012.

- Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., Goosen, M.F.A. 2015. Renewable energy-driven desalination technologies: a comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems. *Desalination*, 356, 94–114.
- Gómez Lucena, I., Camacho Poyato, E., Martín, I. Draissi, K.F., Rodríguez Díaz, J.A. 2024. NITRINET: A predictive model for nitrification in reclaimed water distribution in pressurised irrigation networks. *Agricultural Water Management*, 302, 108982
- GWl. 2023. Desalination Markets. Global Water Intelligence (GWI)
- Hafez, M.; Ragab, R. 2024. Enhancing Tomato Production by Using Non-Conventional Water Resources within Integrated Sprinkler Irrigation Systems in Arid Regions. *Atmosphere*, 15, 722.
- Ho, J., Ahmadi, J., Hübner, U., Tiehm, A., Drewes, J. 2024. Assuring reclaimed water quality using a multi-barrier treatment train according to the new EU non-potable water reuse regulation. *Water Research*, 267, 122429
- Huerta M, Teijeiro MT, Kurek M, Campos M, Brito da Luz P, Cancela JJ (2025). Analysis of Strategies/ Policies for the Use of Reclaimed Water-SUDOE. I-ReWater project (S1/2.5/E0136). 50 p.. URL: <https://hdl.handle.net/10347/40809>
- INE, 2023.Spanish National Institute of Statistics [WWW Document]. URL <https://www.ine.es/jaxi/Datos.htm?tpx=53450>
- International Organization for Standardization. 2018. ISO 20426: Guidelines for health risk assessment and management for non-potable water reuse.
- International Organization for Standardization. 2020. ISO 16075: Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects.
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T. H., Smakhtin, V., Kang, S. M. 2019. The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of The Total Environment*, 657, 1343-1356.
- Jones, E.R., van Vliet, M.T.H., Qadir, M., Bierkens, M.F.P. 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth Syst. Sci. Data*, 13, 237–254
- Kurihara, M. 2021. Current Status and Future Trend of Dominant Commercial Reverse Osmosis Membranes. *Membranes*, 11, 906
- Lahav, O., Birnhack, L. 2007. Quality criteria for desalinated water following post treatment. *Desalination* 207, 286–303.
- Lapiente, E. 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300, 40–5.
- López-Serrano, M.J., Velasco-Muñoz, J.F., Aznar-Sánchez, J.A., Román-Sánchez, I.M. 2021. Economic Analysis of the Use of Reclaimed Water in Agriculture in Southeastern Spain, A Mediterranean Region. *Agronomy*, 11, 2218.
- Macedo, H.E., Lehner, L., Nicell, J., et al. 2022. Distribution and characteristics of wastewater treatment plants within the global river network. *Earth Syst. Sci. Data*, 14, 559–577
- Maffettone, R., & Gawlik, B. M. 2022. Technical Guidance Water Reuse Risk Management for Agricultural Irrigation Schemes in Europe. <https://dx.doi.org/10.2760/590804>
- Maki, A., Pedrero, F., Hafsi, M., Guerber, F. 2025. Desalination for agriculture development: Addressing opportunities and challenges in the context of changing climate and the global agricultural commodity market – Expert consultation workshop report. Tunis, FAO. <https://doi.org/10.4060/cd4781en>
- Marcantonio, C., Mangiagli, G., Boni, M.R., et al. 2025. Are we ready for the application of the EU Regulation on wastewater reuse in agriculture? A techno-economic preliminary evaluation based on a case-study. *Journal of Environmental Management*. 373, 123973
- Martin-Gorritz, B., Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V. 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy*, 77, 478–88.
- Martínez-Alvarez V., Maestre-Valero J.F., González-Ortega M.J., Gallego-Elvira, V., Martin-Gorritz B. 2019. Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain. *Water*, 11, 1233.

- Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M.J., Martín-Gorri, B., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F. 2018. Seawater desalination for crop irrigation—Current status and perspectives. Editor(s): Veera Gnanaswar Gude. In: *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook*, Butterworth-Heinemann, 2018, 461-492.
- Martínez-Alvarez, V., Imbernón-Mulero, A., Gallego-Elvira, B., Soto-García, M., Maestre Valero, J.F. 2023. Multidisciplinary assessment of the agricultural supply of desalinated seawater in south-eastern Spain. *Desalination*, 548, 116252.
- Martínez-Álvarez, V., Imbernón-Mulero, A., Maestre-Valero, J.F.; Ben Abdallah, S., Gallego-Elvira, B. 2023. Agronomic Analysis of the Replacement of Conventional Agricultural Water Supply by Desalinated Seawater as an Adaptive Strategy to Water Scarcity in South-Eastern Spain. *Agronomy*, 13, 2878.
- Martínez-Alvarez, V., M., Maestre-Valero, J.F. 2025. Irrigation with non-conventional water. In *Engineering, Water and Food Nexus*. Eds. Silva, A., Gonçalves, J.M. World Federation of Engineering Organizations (WFEO), 2025, 117-133.
- Martínez-Alvarez, V.; González-Ortega, M.J.; Martín-Gorri, B.; Soto-García, M.; Maestre-Valero, J. F. 2017. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River basin (South-eastern Spain). *Desalination*, 422, 153–164.
- Michetti, M., Raggi, M., Guerra, E., Viaggi, D. 2019. Interpreting Farmers' Perceptions of Risks and Benefits Concerning Wastewater Reuse for Irrigation: A Case Study in Emilia-Romagna (Italy). *Water*, 11, 108
- MITECO, 2021. National Plan for Water Treatment, Sanitation, Efficiency, Water Conservation and Reuse.
- Politano, A., Al-Juboori, R.A., Alnajdi, S. et al. 2024. 2024 roadmap on membrane desalination technology at the water-energy nexus. *Journal of Physics Energy*, 6, 2
- Poustie, A., Yang, Y., Velburg, P., Pagilla, K., Hanigan, D. 2020. Reclaimed wastewater as a viable water source for agricultural irrigation: A review of food crop growth inhibition and promotion in the context of environmental change. *Science of the Total Environment*. 739, 139756
- Radini, S., Marinelli, E., Akyol, Ç. et al., 2021. Urban water-energy-food-climate nexus in integrated wastewater and reuse systems: Cyber-physical framework and innovations. *Applied Energy*, 298, 117268
- Ragab, R. 2023. The global challenges facing the water resources and irrigation sector. 4th African Regional Conference on Geosynthetics (GeoAfrica 2023). E3S Web Conf. 368
- Rodríguez-Villanueva, P., Sauri, D. 2021. Wastewater Treatment Plants in Mediterranean Spain: An Exploration of Relations between Water Treatments, Water Reuse, and Governance. *Water*, 13, 1710
- Rodríguez, P., Palma, D., Poch, M., Cugueró-Escofet, M. Á., & Sauri, D. 2019. The geographical context of wastewater treatment and reuse: a benchmarking analysis for Spanish Mediterranean Wastewater Treatment Plants. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 82, 2795, 1–30.
- Savchenko, O. M., Kecinski, M., Li, T., & Messer, K. D. 2019. Reclaimed water and food production: Cautionary tales from consumer research. *Environmental Research*, 170, 320–331. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2018.12.051>
- Shaffer, D.L., Yip, N.Y., Gilon, J., Elimelech, M. 2012. Seawater desalination for agriculture by integrated forward and reverse osmosis: improved product water quality for potentially less energy. *J Membr Sci* 415–416, 1–8.
- Shahabi, M.P., McHugh, A., Anda, M., Ho, G. Environmental life cycle assessment of seawater reverse osmosis desalination plant powered by renewable energy. *Renew Energy* 67, 53–8.
- Shemer, H.; Wald, S.; Semiat, R. 2023. Challenges and Solutions for Global Water Scarcity. *Membranes*, 13, 612
- Soto-García, M., Martín-Gorri, B., García-Bastida, P.A., Alcón F., Martínez-Alvarez, V. 2013. Energy consumption for crop irrigation in a semiarid climate (south-eastern Spain). *Energy*, 55, 1084–93.
- Spiritos E, Lipchin C. 2013. Desalination in Israel. In: *Water policy in Israel: context, issues and options*. Dordrecht, Netherlands: Springer Publishing, 2013, 101–123.
- Suwaileh, W., Johnson, D., Hilal, N. 2020. Membrane desalination and water re-use for agriculture: state of the art and future outlook. *Desalination*, 491, 114559.

- United Nations. 2023. Water Scarcity, the Climate Crisis and Global Food Security: A Call for Collaborative Action. <https://www.un.org/en/un-chronicle/water-scarcity-climate-crisis-and-global-food-security-call-collaborative-action>
- Ventura, D., Consoli, S., Barbagallo, S., et al. 2019. How to Overcome Barriers for Wastewater Agricultural Reuse in Sicily (Italy)? *Water*, 11, 335.
- Villar-García, A. del, 2016. Reutilización de aguas regeneradas: aproximación a los costes de producción y valoración de su uso. (In English: *Reuse of reclaimed water: an analysis of production costs and an assessment of its use*). *Agua y Territ.* 70–79. <https://doi.org/10.17561/at.v0i8.3297>
- Wang, C., Wang, L., Dong, L., Shon, H.K., Kim, J. 2025. Specific energy consumption of seawater reverse osmosis desalination plants using machine learning. *Desalination* 602, 118654.
- Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., Lahav, O. 2007, Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science*, 318, 920–921.
- Yuan, J., Van Dyke, M.I., Huck, P.M. 2017. Identification of critical contaminants in wastewater effluent for managed aquifer recharge. *Chemosphere*. 172: 294-301
- Zolghadr-Asli, B., McIntyre, N., Djordjevic, S., Farmani, R., Pagliero, L., Martínez-Alvarez, V., Maestre-Valero, JF. 2023. A review of limitations and potentials of desalination as a sustainable source of water. *Environ Sci Pollut Res Int* 30 (56),118161-118174.

