



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSGRADO**



FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

**MODELOS DE PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA PARA GUIAR LA TOMA DE
DECISIONES SOSTENIBLES**

Tesis presentada por:

AURORA DEL CARMEN MUNGUÍA LÓPEZ

**A la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de
Ingeniería Química como requisito parcial para obtener el
grado de:**

DOCTOR EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA

Dirigida por: Dr. José María Ponce Ortega

Morelia, Mich.

Septiembre 2021

RESUMEN

MODELOS DE PROGRAMACIÓN MATEMÁTICA PARA GUIAR LA TOMA DE DECISIONES SOSTENIBLES

Por

Aurora del Carmen Munguía López

Agosto de 2021

Doctor en Ciencias en Ingeniería Química

En la actualidad, uno de los retos más importantes es desarrollar acercamientos para abordar problemas como la creciente generación de emisiones en el sector energético y el aumento en la desigualdad de la distribución de los recursos. En relación con estas problemáticas, se propone formular modelos de programación matemática que incluyan esquemas de políticas de carbono y agua, así como esquemas de justicia para obtener soluciones óptimas que faciliten la toma de decisiones en sistemas industriales, agrícolas y residenciales. El primero de estos sistemas consiste en integrar la generación de energía en plantas de potencia que utilizan combustión indirecta con un subsistema de cultivo de algas para la producción de biocombustibles y el aprovechamiento del dióxido de carbono. Aquí, se analizan esquemas de políticas de carbono que involucran impuestos y bonos para la reducción de emisiones. El segundo sistema consiste en integrar redes de distribución de agua con plantas de potencia de doble propósito para satisfacer la demanda de agua y energía de distintos sectores. Aquí, se evalúan políticas de carbono para reducir emisiones y políticas de agua para abordar la extracción y recarga de agua en acuíferos. El tercer sistema consiste en diseñar redes de distribución de agua que aseguran asignaciones justas entre diferentes campos de cultivo. En esta propuesta, los esquemas de justicia considerados para guiar las asignaciones de agua y utilidades incluyen: el bienestar social, el bienestar Rawlsiano y el enfoque de Nash. El cuarto sistema consiste en diseñar un complejo residencial integrado que involucra distintas alternativas para satisfacer las demandas y aprovechar los desechos generados. Para mostrar la utilidad de las formulaciones desarrolladas se abordan casos de estudio para cada sistema. A través de los resultados se encuentran conjuntos de soluciones óptimas que incluyen compromisos entre las funciones económicas, ambientales, sociales y de justicia analizadas.

Palabras clave: Optimización, políticas de carbono y agua, esquemas de justicia, sustentabilidad, redes de agua.

Dirigida por: Dr. José María Ponce Ortega

ABSTRACT

MATHEMATICAL PROGRAMMING MODELS TO GUIDE SUSTAINABLE DECISION MAKING

By

Aurora del Carmen Munguía López

August 2021

Ph.D. in Chemical Engineering

Currently, one of the most important challenges is to develop approaches to address problems such as the increasing generation of emissions in the energy sector and the increase in inequality in the distribution of resources. In relation to these problems, it is proposed to formulate mathematical programming models that include carbon and water policy schemes, as well as justice schemes to obtain optimal solutions that facilitate decision-making in industrial, agricultural, and residential systems. The first of these systems consists of integrating the generation of energy in power plants that use chemical looping combustion with a subsystem of cultivation of algae for the production of biofuels and the use of carbon dioxide. Here, carbon policy schemes that involve taxes and bonuses for the reduction of emissions are analyzed. The second system consists of integrating water distribution networks with dual-purpose power plants to satisfy the demand for water and energy of different sectors from fossil fuels, biofuels, and solar energy. Here, carbon policies to reduce emissions and water policies to address the extraction and recharge of water in aquifers are evaluated. The third system consists of designing water distribution networks that ensure fair allocations between different fields. In this proposal, the justice schemes considered to guide water and utility allocations include social welfare, Rawlsian welfare, and Nash approaches. The fourth system consists of designing an integrated residential complex that involves different alternatives to meet the demands and take advantage of the waste generated. To show the usefulness of the formulations developed, case studies are addressed for each system. Through the results, it is possible to find optimal solutions that include compromises between the economic, environmental, social and justice functions.

Supervised by: Dr. José María Ponce Ortega

CONTENIDO

Resumen	iii
Lista de figuras	vii
Lista de tablas	ix
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Motivación	1
1.2 Propuesta	5
1.3 Justificación	6
1.4 Hipótesis	7
1.5 Objetivos	7
1.5.1 Objetivo general	7
1.5.2 Objetivos particulares	7
Capítulo 2. Marco Teórico.....	8
2.1 Optimización de procesos	8
2.2 Sistemas de generación de potencia utilizando combustión indirecta y sistemas de algas 10	
2.3 Redes de distribución de agua y plantas de energía doble propósito.....	12
2.4 Políticas de carbono y agua.....	14
2.5 Asignación de recursos en sistemas agrícolas	16
2.6 Diseño de sistemas residenciales integrados	18
2.7 Esquemas de justicia	20
Capítulo 3. Metodología.....	24
3.1 Políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas 24	
3.1.1 Planteamiento del problema	24
3.1.2 Formulación del modelo.....	25
3.2 Políticas de carbono y agua en plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua.....	29
3.2.1 Planteamiento del problema	29
3.2.2 Formulación del modelo.....	31
3.3 Redes de distribución de agua para sistemas agrícolas guiados por esquemas de justicia 34	

3.3.1	Planteamiento del problema	34
3.3.2	Formulación del modelo	35
3.4	Complejos residenciales guiados por esquemas de justicia.....	37
3.4.1	Planteamiento del problema	37
3.4.2	Formulación del modelo	38
Capítulo 4.	Resultados	43
4.1	Análisis de políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas	43
4.1.1	Caso de estudio.....	43
4.1.2	Discusión de resultados	45
4.2	Evaluación de políticas de carbono y agua en plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua.....	49
4.2.1	Caso de estudio.....	49
4.2.2	Discusión de resultados	51
4.3	Diseño óptimo de redes de distribución de agua para sistemas agrícolas guiados por esquemas de justicia.....	55
4.3.1	Caso de estudio.....	55
4.3.2	Discusión de resultados	57
4.4	Diseño óptimo de complejos residenciales guiados por esquemas de justicia	61
4.4.1	Caso de estudio.....	61
4.4.2	Discusión de resultados	62
Capítulo 5.	Conclusiones	68
5.1	Conclusiones generales	68
5.2	Conclusiones particulares	68
5.3	Contribuciones a la investigación	71
Bibliografía.....		75
Apéndices		87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Ejemplo del nexo agua-energía.	1
Figura 1.2. Datos históricos del cambio en la temperatura global de acuerdo con distintos institutos (NASA, 2020).	2
Figura 1.3. Concentración del dióxido de carbono en la atmósfera de 2005 a 2020 (NOAA, 2020).	3
Figura 1.4. Emisiones de CO ₂ en Estados Unidos por sector económico en 2018 (EPA, 2018).	3
Figura 1.5. Parte correspondiente al decil superior en el ingreso nacional de Estados Unidos durante de 1910 a 2010 (adaptada de Venkatasubramanian, 2017).	5
Figura 1.6. Esquema para el sistema de combustión indirecta convencional.	11
Figura 3.1. Representación esquemática del sistema propuesto que integra plantas de potencia usando combustión indirecta con sistemas de algas.	24
Figura 3.2. Superestructura propuesta para representar las posibilidades del sistema.	25
Figura 3.3. Representación esquemática del sistema de distribución de agua integrado con las plantas de potencia de doble propósito.	29
Figura 3.4. (a) Superestructura general para la distribución de energía en el sistema integrado propuesto. (b) Superestructura general para la distribución de agua en el sistema integrado propuesto.	30
Figura 3.5. Superestructura propuesta para la red de distribución de agua.	34
Figura 3.6. Representación esquemática del complejo residencial integrado.	37
Figura 4.1. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones (CTAX) por las emisiones de CO ₂ generadas.	44
Figura 4.2. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas compensaciones (COMP) por las emisiones de CO ₂ evitadas.	46
Figura 4.3. Emisiones de CO ₂ para los diferentes casos.	48
Figura 4.4. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones por las emisiones de CO ₂ generadas.	51
Figura 4.5. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas compensaciones por las emisiones de CO ₂ evitadas.	52
Figura 4.6. Consumo de combustible para distintos casos.	53

Figura 4.7. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones por la extracción de agua de pozos profundos.	54
Figura 4.8. Área y distribución de los campos de cultivo considerados para el caso de estudio.	55
Figura 4.9. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo usando los diferentes esquemas con la restricción (a) de disponibilidad de agua.	57
Figura 4.10. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo usando los diferentes esquemas con la restricción (b) de disponibilidad de agua.	58
Figura 4.11. Distribuciones de agua para cada cultivo (en miles de m ³).	60
Figura 4.12. Representación de las diferentes soluciones obtenidas con los esquemas propuestos: solución utópica (UP), solución nadir (NP), solución de bienestar social (SW), solución de bienestar Rawlsiano (RW), solución de Nash (N) y solución de Rawlsian-Nash (RN).	63

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Propiedades que satisfacen los esquemas de justicia considerados.	21
Tabla 4.1. Resumen de las alternativas para el sistema de generación de potencia y el sistema de cultivo de algas.	42
Tabla 4.2. Flujos para los puntos A y B al considerar un impuesto de 10 \$/t de CO ₂	45
Tabla 4.3. Resultados para los puntos A y B al considerar un impuesto de 10 \$/t de CO ₂	45
Tabla 4.4. Flujos para los puntos A y B al considerar un bono de 130 \$/t de CO ₂	47
Tabla 4.5. Resultados para los puntos A y B al considerar un bono de 130 \$/t de CO ₂	47
Tabla 4.6. Comparación entre el caso de referencia y el caso con el impuesto al carbono más alto.	51
Tabla 4.7. Configuraciones de disponibilidad de agua y presupuesto consideradas.	56
Tabla 4.8. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo y diferencias relativas entre los esquemas (restricción (a)).	57
Tabla 4.9. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo y diferencias relativas entre los esquemas (restricción (b)).	58
Tabla 4.10. Distribuciones para las funciones objetivo y diferencias con la solución utópica.	63
Tabla 4.11. Distribuciones para las funciones objetivo incluyendo pesos y usando los distintos esquemas.	65

Capítulo 1. Introducción

En este capítulo se aborda la importancia de los problemas propuestos, así como las alternativas planteadas para su solución y las metas del trabajo desarrollado. Se busca mostrar la justificación de la problemática abordada y sus posibles aplicaciones y utilidad.

1.1 Motivación

Para mantener los servicios básicos y permitir el desarrollo social es indispensable contar con dos recursos que se encuentran fuertemente vinculados: el agua y la energía. El nexo entre la seguridad de los recursos hídricos y la seguridad energética radica en que la mayoría de las veces la intervención en uno de estos sectores tiene impacto sobre el otro. Por ejemplo, mientras que el suministro y tratamiento del agua requiere energía, el agua interviene implícitamente en las fases de generación de energía (ver **Figura 1.1**). Debido a las tendencias globales como: *i*) el crecimiento poblacional, *ii*) el desarrollo económico y *iii*) el cambio climático, la demanda de estos recursos va en aumento. Esto ha conducido a la necesidad de desarrollar herramientas que faciliten la toma de decisiones para el manejo sustentable y la distribución justa de estos y otros recursos.



Figura 1.1. Ejemplo del nexo agua-energía.

Al mismo tiempo, otro problema actual y alarmante es el cambio en la temperatura global en los últimos años. De acuerdo con datos reportados por la NASA (NASA, 2020), los años 2016 y 2020 han sido los más cálidos que se han registrado desde 1880. Además, los 10 años más cálidos en este periodo de tiempo han ocurrido desde 2005. En la **Figura 1.2** se presentan los cambios en la temperatura global desde 1880 hasta 2020.

En la **Figura 1.3**, se observa el rápido aumento de la concentración del dióxido de carbono en la atmósfera desde el año 2005 hasta 2020. Es claro que este aumento coincide con el cambio en la temperatura global. El dióxido de carbono es un gas de efecto invernadero generado por las

actividades antropogénicas como la deforestación y la quema de combustibles fósiles, y también por los procesos naturales como la respiración y las erupciones volcánicas.

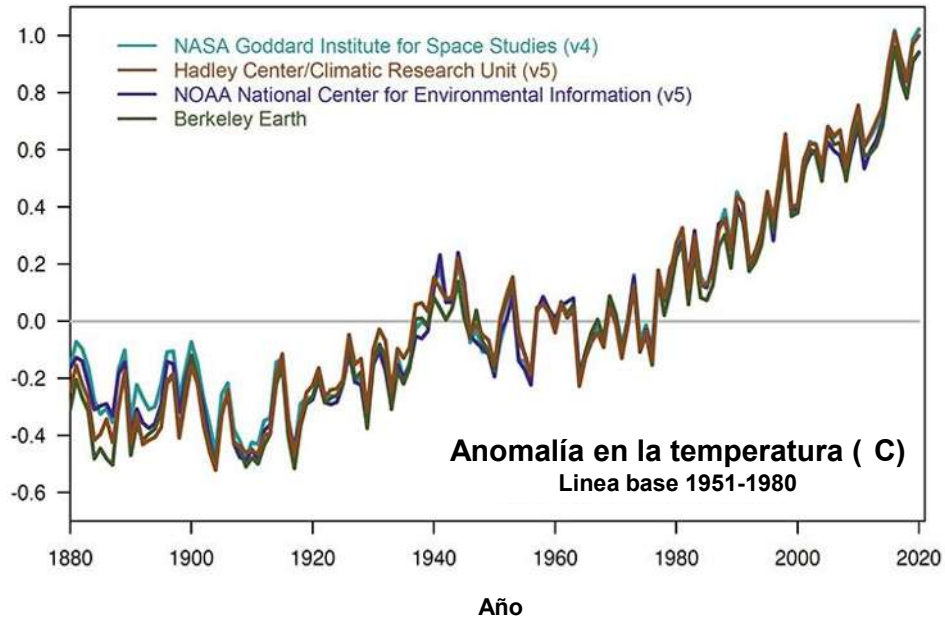


Figura 1.2. Datos históricos del cambio en la temperatura global de acuerdo con distintos institutos (NASA, 2020).

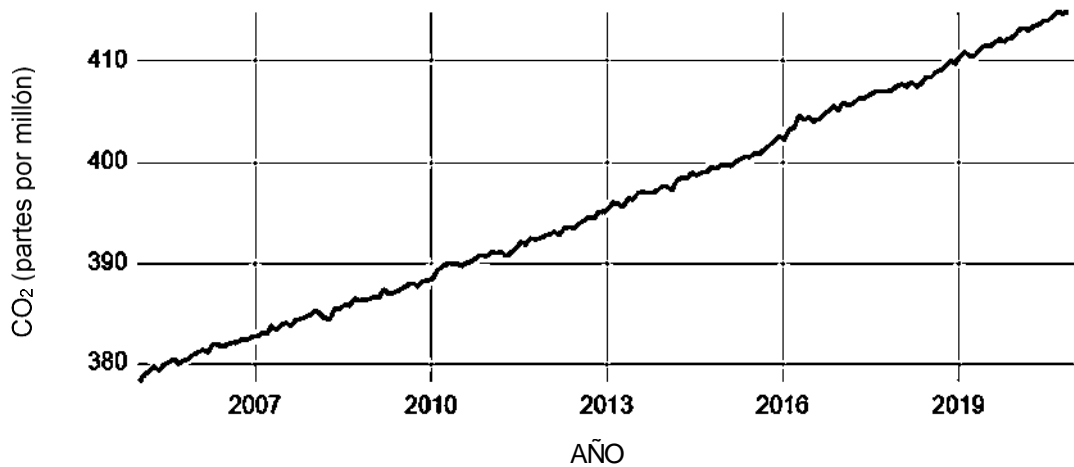


Figura 1.3. Concentración del dióxido de carbono en la atmósfera de 2005 a 2020 (NOAA, 2020).

El CO₂ presente en la atmósfera nunca había alcanzado una concentración mayor a las 300 ppm hasta que en el año 1950 llegó a este nivel y ha seguido incrementando. En la literatura se ha

demostrado la naturaleza de captura de calor del dióxido de carbono y otros gases; además, los años de mayor cambio en la temperatura global coinciden con los de mayor rapidez de aumento de la concentración del CO₂. Por lo tanto, se considera que el incremento de los niveles en los gases de efecto invernadero causa el calentamiento de la tierra y por ende los cambios climáticos. El Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés: *Intergovernmental Panel on Climate Change*) afirma que la evidencia científica para el calentamiento del sistema climático es inequívoca y que es 95% probable que este calentamiento sea resultado de las actividades humanas (NASA, 2020). De acuerdo con la EPA, la producción de electricidad es la segunda mayor fuente de emisiones de dióxido de carbono (ver **Figura 1.4**) y aproximadamente 63% del consumo de energía procede de combustibles fósiles. La Agencia Internacional de Energía estima que, para el 2050, todas las emisiones de CO₂ provenientes de tecnologías relacionadas con la generación de energía necesitarán ser reducidas a la mitad de sus niveles en el 2007 (29 Gt CO₂ por año) para estabilizar el calentamiento global (Zhao y col., 2013).

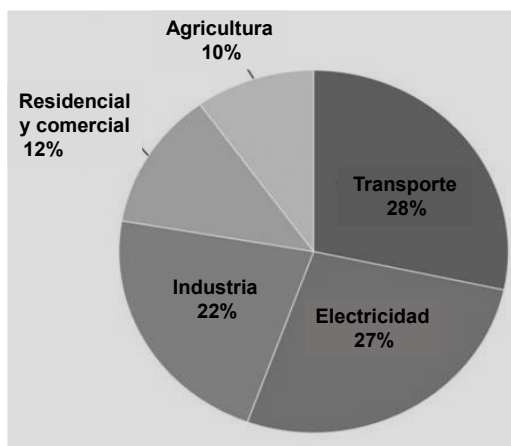


Figura 1.4. Emisiones de CO₂ en Estados Unidos por sector económico en 2018 (EPA, 2018).

Por otro lado, el cambio climático también altera el ciclo de agua modificando: la precipitación pluvial, la humedad del suelo, el escurrimiento, la evaporación, el vapor atmosférico y la temperatura del agua. De igual manera, se considera que causa el aumento e impacto de los desastres naturales debidos a fenómenos meteorológicos extremos como: las sequías, las inundaciones, los incendios forestales, las infestaciones de insectos, los movimientos de tierra de origen hidrológico y las tormentas de viento. Estos cambios afectan la calidad y cantidad del agua disponible (Centro Virtual de Información del Agua, 2017).

Como resultado de todo esto, ha aumentado el interés en desarrollar acercamientos para la mitigación del CO₂ en el sector electricidad. Algunos acercamientos comprenden el uso de fuentes de energía renovables (biocombustibles y energía solar), el uso de combustibles con bajo contenido de carbón (gas natural) y sistemas de captación *posterior o previa* a la combustión que incluyen métodos químicos o físicos. La desventaja de estas propuestas es la reducción de la eficiencia de las plantas, lo cual ha llevado a la búsqueda de procesos alternativos que afecten en menor grado la eficiencia de la planta de generación de potencia.

Respecto a la repartición o distribución justa de los recursos, recientemente se han reportado varios acercamientos para abordar este problema con distintos enfoques. En los últimos años ha habido una creciente preocupación y atención hacia este tema debido a un aumento en la inequidad que se ha observado en distintas áreas. Es relevante destacar que, si se emplea un enfoque no adecuado para distribuir recursos, sin importar si son naturales o económicos, la distribución resultante puede ser injusta y favorecer a unas partes por encima de las otras (incluso de manera arbitraria). Un ejemplo de esto, lo muestra Venkat Venkatasubramanian en su libro titulado “*How Much Inequality is Fair*” (Venkatasubramanian, 2017). Aquí se discute acerca de la inequidad en la distribución de ingresos que es un problema altamente complejo y controversial. Sin embargo, es posible observar una tendencia clara en el comportamiento de esta función a través del tiempo.

La **Figura 1.5** muestra la desigualdad en la distribución de ingresos en Estados Unidos durante el periodo de 1910 a 2010. Específicamente, esta figura presenta la parte del ingreso nacional que le corresponde al 10% de la población. De manera general, la tendencia tiene forma de “U”, ya que la inequidad fue muy alta en los años Veinte, pero después bajó (debido al *Wall Street Crash of 1929*) y se mantuvo estable durante 1940 a 1970. Sin embargo, después de estos 30 años comenzó a subir hasta que en 2007 alcanzó al nivel de 1928. Se redujo un poco después de la crisis de financiera en 2007-2008, pero en 2015 volvió a subir a alrededor del 50%. Esta desigualdad es algo notable ya que, aunque no se espera que haya una repartición igual de recursos para toda la población, el hecho de que únicamente el 10% de la población tenga acceso a más del 50% de los recursos totales es cuestionable y nos hace preguntarnos sobre la correcta distribución de riqueza. Además, en este libro también se discute acerca del conflicto entre los empleados que quieren maximizar sus utilidades y las compañías que quieren maximizar sus ganancias y se analiza la igualdad de recursos sobre la igualdad de bienestar.

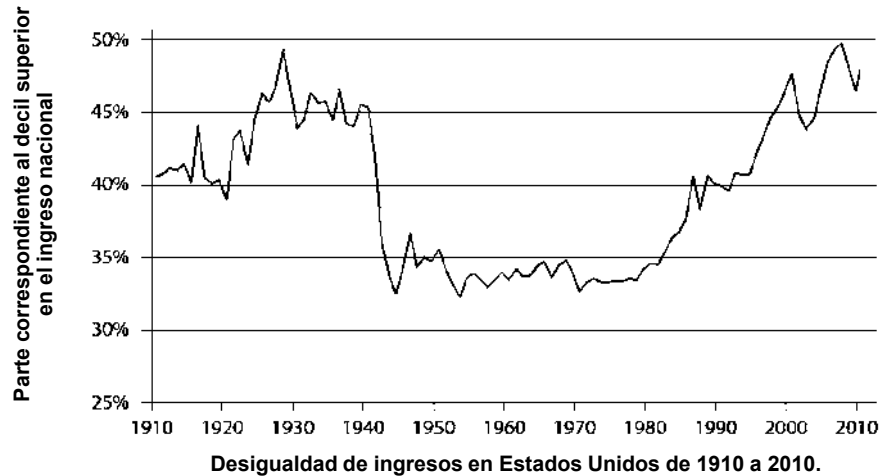


Figura 1.5. Parte correspondiente al decil superior en el ingreso nacional de Estados Unidos durante de 1910 a 2010 (adaptada de Venkatasubramanian, 2017).

El enfoque de asignación más ampliamente usado en ingeniería para distribuir recursos es el esquema de bienestar social. Este esquema también se ha usado en aplicaciones de optimización tales como el diseño de redes de agua en sistemas agrícolas (Niu y col., 2016) y la asignación de recursos en sistemas residenciales (Núñez-López y col., 2018a). El enfoque de bienestar social busca maximizar la utilidad total de todas las partes interesadas. Aunque se usa extensamente y es una distribución intuitiva, tiene algunas deficiencias significativas. Estas deficiencias incluyen: *i*) se pueden obtener asignaciones que no son únicas (distintas distribuciones con la misma utilidad total), *ii*) no se consideran las escalas del sistema (la utilidad máxima se puede obtener a expensas de algunas partes interesadas), y *iii*) la posibilidad de encontrar multiplicidad de soluciones y distribuciones injustas aumenta en sistemas con varias partes interesadas. Estas deficiencias han llevado a la necesidad de explorar otros esquemas de asignación también denominados esquemas de justicia (Sampat y Zavala, 2019).

1.2 Propuesta

Para abordar las problemáticas mencionadas anteriormente se proponen los siguientes acercamientos. Primeramente, se propone evaluar y analizar a través de modelos matemáticos diferentes políticas de carbono en sistemas de generación de potencia no convencionales que incluyen reducción de emisiones. Uno de estos instrumentos es el impuesto sobre el carbono, que es una penalización por las emisiones generadas que se define como un costo por tonelada de CO₂

producido. El otro parámetro consiste en tomar en cuenta las emisiones evitadas y en base a la reducción, se otorgan bonos de carbono los cuales pueden ser institucionales, públicos o privados. Esta reducción ocurre después de un cambio en las tecnologías o en el proceso de producción incluyendo el uso de energías alternativas y biocombustibles. También se incluye la evaluación de penalizaciones y compensaciones al uso del agua para abordar el nexo agua-energía.

Posteriormente, se propone evaluar esquemas de justicia usando modelos de optimización para la asignación óptima de riqueza y recursos en sistemas agrícolas y residenciales. Aquí se busca estudiar y comparar enfoques de justicia alternativos como el esquema de bienestar Rawlsiano y el enfoque de Nash para mostrar otras posibles distribuciones y resaltar los cambios y beneficios de estas asignaciones. También se propone comparar la distribución con enfoques de justicia combinados o propuestos a partir de los enfoques existentes.

En general, la propuesta aquí presentada busca entonces, mediante la formulación de modelos de programación matemática: *i)* diseñar sistemas de generación de potencia con configuraciones alternativas para la reducción de emisiones, *ii)* analizar en los sistemas propuestos esquemas de impuestos y bonos de carbono, *iii)* encontrar la solución óptima que satisfaga aspectos económicos (maximizar la ganancia), ambientales (reducción de emisiones y uso óptimo de los recursos) y sociales (trabajos generados), *iv)* evaluar y proponer esquemas de justicia para la distribución de recursos en sistemas con múltiples partes interesadas, y *v)* mostrar la utilidad de usar enfoques de justicia alternativos al esquema de bienestar social.

1.3 Justificación

Los problemas actuales como el crecimiento poblacional y el cambio climático hacen que sea de vital importancia encontrar el uso óptimo del agua y la energía en diferentes sectores. Se sabe que la producción de electricidad genera gran parte de las emisiones de efecto invernadero. Razón por la cual, la mitigación del dióxido de carbono en este sector es crítica. Además, el aumento en la desigualdad de la distribución de los recursos es un problema que requiere ser abordado. Se sabe que se han propuesto esquemas de justicia que podrían ser usados para distribuir recursos entre múltiples partes interesadas. Es posible desarrollar modelos de programación matemática que permitan encontrar el diseño óptimo de sistemas de potencia involucrando objetivos económicos y ambientales; al igual que el efecto de distintas estrategias de monetización (impuestos y bonos) en otras funciones ambientales y sociales. Asimismo, se pueden formular

modelos de optimización que permitan analizar esquemas de justicia (esquema de bienestar social, esquema de bienestar Rawlsiano y enfoque de Nash) como métricas para guiar la distribución de recursos económicos y naturales en sistemas agrícolas y residenciales.

1.4 Hipótesis

Si se formulan modelos de programación matemática que describan las interacciones de cada sistema y permitan optimizar la ruta de proceso de estos problemas multiobjetivo; entonces es posible obtener un conjunto de soluciones de escenarios óptimos que proporcionen alternativas para la toma de decisiones.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Desarrollar modelos de programación matemática que permitan diseñar a nivel macroscópico distintos sistemas, incluyendo plantas de potencia, sistemas agrícolas y residenciales; y que consideren aspectos económicos, ambientales, sociales y de justicia.

1.5.2 Objetivos particulares

- Modelar un sistema de generación de potencia que utiliza combustión indirecta y un subsistema de cultivo de algas.
- Modelar un sistema de generación de potencia de doble propósito que utiliza fuentes de energía alternativas.
- Evaluar los beneficios por la reducción de emisiones y mejora en el manejo del agua (políticas de carbono y agua).
- Analizar soluciones que muestren compromisos entre los objetivos de cada sistema.
- Desarrollar formulaciones para redes de agua en sistemas agrícolas y para sistemas residenciales integrados guiados por esquemas de justicia.
- Comparar la distribución de recursos y las soluciones obtenidas a partir de los distintos esquemas de justicia.
- Resaltar los beneficios de las distribuciones alternativas de justicia para las partes interesadas en cada sistema.
- Mostrar la utilidad de los modelos propuestos mediante casos de estudio.

Capítulo 2. Marco Teórico

En este capítulo se presentan los conceptos teóricos que fundamentan la base de los problemas abordados, también se describen los acercamientos previos reportados en la literatura y se enfatizan sus similitudes y diferencias con los enfoques propuestos.

2.1 Optimización de procesos

La optimización de procesos facilita la toma de decisiones ya que permite obtener un diseño basado en uno o más objetivos considerando una serie de restricciones. Esta técnica se puede usar en una gran variedad de problemas y aplicaciones de diseño, operación y análisis. La formulación del problema es una parte muy importante de la optimización de procesos. Aquí, se deben identificar los componentes y las características que describen el proceso o sistema a optimizar para después especificarlos en forma de un modelo matemático. De este modo, la formulación del modelo es una descripción del proceso evaluado y está compuesto por restricciones, variables y la función objetivo. Las restricciones describen las relaciones entre las variables de decisión del proceso y la función objetivo representa la forma de medir la efectividad del proceso en términos de las variables de decisión. Después de formular el modelo, es necesario usar uno de los diferentes métodos que existen en optimización para encontrar la solución del problema (Edgar y col., 2001).

Otro aspecto que se debe considerar en optimización es el análisis de grados de libertad. A partir de este análisis es posible determinar si es posible optimizar un proceso (los grados de libertad son mayor a cero) y el número de variables de decisión que se pueden modificar para obtener el diseño óptimo. Sin embargo, hay casos donde es posible optimizar un sistema donde hay menos variables que ecuaciones. Por ejemplo, en un problema de estimación de parámetros es posible tener grados de libertad disponibles si se combinan todas las ecuaciones en una función objetivo que contenga el cuadrado de los errores de cada ecuación (técnica de mínimos cuadrados). De manera general, un problema de optimización puede denotarse de la siguiente manera:

$$\text{Optimize } Z = z(x) \tag{2.1}$$

Sujeto a

$$h(x) = 0 \tag{2.2}$$

$$g(x) \leq 0 \tag{2.3}$$

Aquí, el objetivo es determinar las variables de decisión x que optimicen la función objetivo Z (puede ser maximizando o minimizando la función). Además, es necesario el modelo opere dentro de los límites establecidos por las restricciones de igualdad y desigualdad.

Los problemas de optimización se pueden clasificar en distintos tipos dependiendo de las variables de decisión, funciones objetivo y restricciones que se consideren.

- Programación Lineal o LP (por sus siglas en inglés: *Linear Programming*): Como su nombre lo indica, en este tipo de formulaciones la función objetivo y las restricciones son lineales; las variables de decisión son escalares y continuas.
- Programación No Lineal o NLP (por sus siglas en inglés: *NonLinear Programming*): Similarmente, como su nombre lo indica, en estos problemas la función objetivo y/o las restricciones son no lineales. Las variables de decisión son escalares y continuas igual que en las formulaciones LP.
- Programación Entera o IP (por sus siglas en inglés: *Integer Programming*): En este caso, su nombre hace referencia a las variables de decisión ya que son escalares y enteras.
- Programación Mixta Entera Lineal o MILP (por sus siglas en inglés *Mixed Integer Linear Programming*): En este tipo de formulaciones la función objetivo y las restricciones son lineales al igual que en los problemas LP. Las variables de decisión también son escalares, pero algunas son enteras y otras continuas.
- Programación Mixta Entera No Lineal o MINLP (por sus siglas en inglés: *Mixed Integer Nonlinear Programming*): En este tipo de problemas la función objetivo y las restricciones son no lineales al igual que en los problemas NLP. Igual que la categoría anterior, las variables de decisión son escalares, pero algunas son enteras y otras continuas.
- Control óptimo: Las variables de decisión son vectores en este tipo de formulación.
- Programación estocástica: También es conocida como optimización estocástica y optimización considerando incertidumbre. En estos problemas la función objetivo y/o las restricciones tienen variables inciertas o aleatorias. Aquí comúnmente se incluyen como subcategoría alguna de las clasificaciones anteriores.
- Optimización multiobjetivo: Las formulaciones incluyen más de un objetivo. Igual que en la categoría anterior, es común incluir alguna de las clasificaciones anteriores como subcategoría.

Se han propuesto diferentes paquetes de software para resolver estos problemas de optimización. Algunos ejemplos de estos *solvers* incluyen BARON, CONOPT, DICOPT, CPLEX, Gurobi, LINDOGlobal, entre otros. De manera general, dependiendo del tipo de problema y otras características particulares de cada modelo se elige el *solver*. Por ejemplo, CPLEX es ampliamente usado para resolver problemas LP y MILP, mientras que DICOPT se usa para problemas MINLP. Hay distintos lenguajes de modelado algebraico donde estos *solvers* están implementados. Uno de los más comunes y usados en la actualidad es GAMS® (Diwekar, 2008).

2.2 Sistemas de generación de potencia utilizando combustión indirecta y sistemas de algas

Los sistemas de combustión indirecta o CLC (por sus siglas en inglés: *Chemical Looping Combustion*) pueden capturar el CO₂ con solamente una pequeña penalización en la eficiencia de la planta. De manera general, este tipo de combustión se lleva a cabo en dos reactores separados, uno de oxidación y otro de reducción. Además, es necesario emplear un metal que funciona como acarreador de oxígeno y permite obtener dos corrientes como productos, efluentes de aire exhausto y dióxido de carbono con agua (ver **Figura 1.56**). En la combustión convencional, el combustible arde al reaccionar con el O₂, el cual es obtenido directamente del aire. En cambio, en los sistemas de combustión indirecta el combustible que se va a consumir no entra en contacto directo con el aire pues, mediante el acarreador de oxígeno (NiO) se realiza la transferencia del oxígeno del aire al combustible. Esta modificación permite la separación inherente del CO₂ evitando el mezclado con el resto de los productos de la combustión; además, la cantidad de calor generado es la misma que en los sistemas de combustión normal. La teoría y principios básicos de los sistemas CLC han sido reportados en la literatura desde hace varios años (Ishida y Jin, 1987, 1996; 1997; 2001; Jin y Ishida, 2000). En estos estudios también se mencionan las posibles aplicaciones de los sistemas de combustión indirecta en ciclos de potencia.

Se han presentado en la literatura estudios de simulación comparativos entre distintos tipos de combustión indirecta en plantas de generación de potencia. De forma general, se evalúan la eficiencia energética y los aspectos económicos. Petriz-Prieto y col. (2016) consideran 15 configuraciones, las cuales integran tres sistemas de combustión indirecta (CLC, exCLC y CLC3) y tres ciclos de generación de energía (SC, HAT y STIG), todos empleando como combustible gas natural. Además, como proceso base se considera un esquema que usa combustión convencional y

NGCC de ciclo de potencia. Los resultados de las simulaciones incluyen los valores de los flujos de entrada y salida y, las eficiencias y capacidades de las plantas. Asimismo, se obtiene la evaluación económica de las distintas configuraciones que incluye tanto los costos de inversión como los costos de producción. Similarmente, Zhu y col. (2015) comparan dos tecnologías de combustión indirecta utilizando un ciclo de potencia distinto a los de la referencia anterior (IGCC); también emplean otro combustible, carbón en lugar de gas natural. Los autores comparan el sistema de combustión indirecta convencional con el CLP y la absorción física. Los resultados permiten obtener datos de eficiencia, flujos, capacidades y costos de operación e inversión.

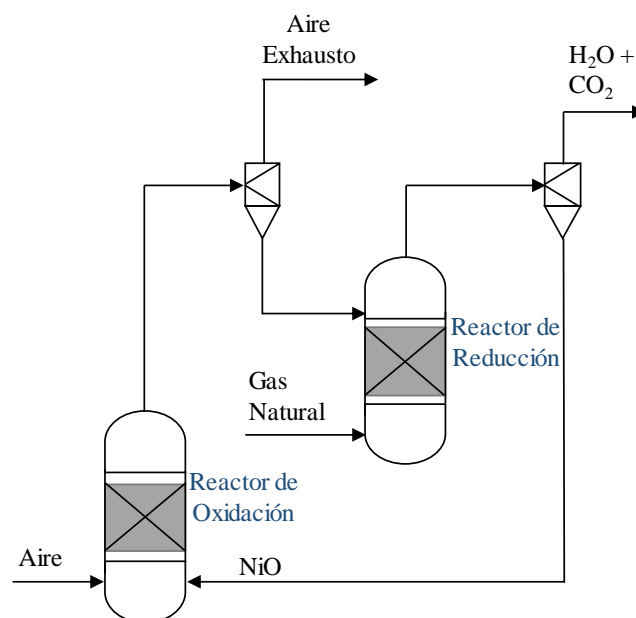


Figura 1.6. Esquema para el sistema de combustión indirecta convencional.

La mitigación del dióxido de carbono mediante su captura, utilización y almacenamiento ha sido un tema de gran interés en los últimos años. Dentro de los métodos para la mitigación del CO₂ destaca el empleo de algas. Este sistema es inherentemente eficiente y sustentable, pues sólo requiere carbón, nutrientes, temperatura ambiente y luz solar. El principal producto de estos sistemas de cultivo es la biomasa que se puede procesar para producir biocombustibles, proteínas y otros productos de alto valor (Judd y col., 2015). Las algas tienen un gran potencial de captura de CO₂, cuya fuente puede ser los gases de combustión de una planta de potencia convencional o una corriente pura del gas como la que se obtiene al usar plantas de potencia con sistemas de combustión indirecta. La diferencia entre usar gases de combustión o dióxido de carbono puro

como fuente de carbono para las algas es la eficiencia. Se ha reportado que cuando se suministran gases de combustión la eficiencia es de 70%, mientras que para el CO₂ puro es de 85% a 90% (Lundquist y col., 2010; Gutiérrez-Arriaga y col., 2014). Brune y col. (2009) presentan un análisis del potencial de reducción de gases efecto invernadero a partir de un sistema producción de biomasa de alga alimentado con gases de combustión. En dicho estudio se reporta la factibilidad técnica, mas no se consideran los aspectos económicos.

En el área de programación matemática, la literatura también reporta acercamientos previos que integran una planta convencional de generación de potencia (es decir, que no usa ciclos de combustión modificados) con un sistema de cultivo de algas. Lira-Barragán y col. (2015) utilizan algoritmos genéticos para obtener la solución óptima considerando objetivos económicos y ambientales. El análisis incluye un tipo de sistema de combustión y un ciclo de potencia. Cada etapa del subsistema de algas es modelada considerando una tecnología para cada parte del proceso y la planta de potencia está térmicamente acoplada con el sistema de cultivo. Al emplear un caso de estudio en México, los resultados de este problema de optimización multiobjetivo muestran importantes beneficios. Por otra parte, Hernández-Calderón y col. (2016) obtienen el diseño óptimo para la captura de las emisiones de CO₂ de distintas plantas industriales y su posterior uso en biorefinerías a base de algas. El modelo que proponen considera: la optimización de las tecnologías usadas en las etapas del proceso, la opción de emplear diferentes tecnologías para obtener otros productos y la posibilidad de considerar un sistema de procesamiento centralizado o distribuido. Para mostrar la aplicabilidad usan un caso de estudio, en el que los resultados muestran el impacto de usar gases de combustión como fuente de dióxido de carbono y los beneficios económicos.

2.3 Redes de distribución de agua y plantas de energía doble propósito

El uso de energía solar y biocombustibles en plantas de energía de doble propósito (González-Bravo y col., 2016) y plantas de poligeneración (Rubio-Maya y col., 2011) representa una alternativa importante para producir simultáneamente agua y electricidad, así como para reducir el impacto ambiental. Del mismo modo, el uso de recursos renovables y procesos para producir combustibles y energía considerando la sostenibilidad ha sido evaluado (Martín y Grossmann, 2018). Principalmente para los desiertos, las instalaciones de energía solar están en aumento debido a la combinación de alta radiación solar y la disponibilidad de grandes áreas. Sin embargo, se deben considerar varios compromisos, como la cantidad de agua requerida para la construcción y

operación, así como la huella del terreno (Ravi y col., 2014). Para abordar los problemas de escasez de agua, se pueden considerar plantas de desalinización de agua de mar integradas con plantas de energía junto con la recarga de acuíferos sobreexplotados (González-Bravo y col., 2015). El nexo agua-energía es evidente ya que se requiere agua para producir y transportar energía; por otro lado, se requiere energía para extraer, tratar y transportar agua (Raluy y col., 2004). Por lo tanto, se considera que la producción simultánea de agua y electricidad puede ser beneficiosa para el impacto ambiental y la sustentabilidad (Huang y col., 2018).

Al diseñar plantas de doble propósito, es importante identificar los procesos óptimos y energías renovables que conducen a sistemas más eficientes que implican ahorros en el consumo y en los costos de energía (Zarzo y Parts, 2018). Con el aumento de escasez de agua y los precios de los combustibles fósiles, las tecnologías de desalinización han estado en continuo desarrollo. Sin embargo, hay algunas cuestiones que deben abordarse, como la disponibilidad y el consumo de energía, y los impactos económicos y ambientales (Al-Karaghoulí y Kazmerski, 2013). En este sentido, la minimización de consumos energéticos específicos en la desalinización por ósmosis inversa de agua de mar se ha investigado mediante un modelo de optimización NLP, que permite la selección óptima de las condiciones de funcionamiento (Li, 2017). De manera similar, Almansoori y Saif (2014) desarrollaron un modelo MINLP para encontrar un sistema óptimo de ósmosis retardada por presión y ósmosis inversa para la producción de agua y energía en aplicaciones de desalinización.

En este contexto, estudios de optimización previos han reportado modelos para la generación de energía que implican aspectos tanto económicos como medioambientales (Sánchez-Bautista y col., 2017). Para abordar los problemas de gestión del agua, se han implementado procesos como plantas de doble propósito y diseño óptimo de redes de distribución de agua (González-Bravo y col., 2017a); además, las fuentes de agua alternativas (Nápoles-Rivera y col., 2013) (agua de lluvia) representan una oportunidad para reducir el consumo de agua dulce (Upshaw y col., 2017). Otros estudios han considerado aspectos alternativos para el balance hídrico, incluida la evaporación, que puede afectar la gestión de los recursos hídricos. Moazenzadeh y col. (2018) estudiaron la predicción de la evaporación a través de un modelo de regresión. Adicionalmente, se han propuesto y abordado mediante modelos de optimización sistemas de tratamiento distribuidos para satisfacer las demandas y reducir el consumo de agua de fuentes naturales (Garibay-Rodríguez y col., 2017).

Además del uso de combustibles renovables y fuentes de energía alternativas (Hernández-Martínez y col., 2016), se han propuesto otros esfuerzos para reducir las emisiones. Por ejemplo, la optimización de sistemas combinados de refrigeración, calefacción y energía analizando el consumo de energía y las emisiones de CO₂ generadas (Cho y col., 2009), así como la evaluación de los sistemas de cogeneración, en los que los ajustes en los patrones de demanda para mejorar aún más el impacto ambiental y la insatisfacción de las partes interesadas ha sido estudiado (Fuentes-Cortés y col., 2018a). Además, se ha optimizado un sistema que integra un proceso de desalinización con una planta de energía mediante una función objetivo de costo modificado que involucra costos de emisiones (Esfahani y col., 2013).

2.4 Políticas de carbono y agua

Con el fin de reducir las emisiones, distintos gobiernos han desarrollado instrumentos económicos como penalizaciones (Vatn, 2015) y compensaciones (SEMARNAT e INECC, 2012). Estas políticas se han estudiado y debatido en todo el mundo, por ejemplo, en China (Liu y Lu, 2015), Sudáfrica (Alton y col., 2014) y Estados Unidos (Kaufman y col., 2016). Los estudios incluyen valores similares para las sanciones económicas que son efectivas para reducir emisiones. Sin embargo, algunos hallazgos implican impactos negativos como un aumento de la brecha entre las zonas urbanas y rurales (Liang y Wei, 2012) y la redistribución de la riqueza si el esquema de penalización no está bien diseñado (Chen y col., 2015).

El impuesto al carbono se define como una penalización económica por las emisiones producidas, mientras que el crédito fiscal o bono al carbono es una compensación (institucional, pública o privada) en función de las emisiones evitadas (Baranzini y col., 2000). Estos parámetros se han abordado en la economía como el “principio de quien contamina paga” y el “principio de quien provee obtiene” (Vatn, 2015), lo que significa que quienes alteran el medio ambiente deben pagar y quienes lo mejoran deben ser compensados (Avi-Yonah y Uhlmann, 2009).

En cualquier sistema, sin importar si la decisión es invertir en combustibles renovables (Cristóbal y col., 2012) o en un cambio de tecnologías para reducir las emisiones (Afzal y col., 2018) o pagar la penalización económica (Clarkson y col., 2015), existen costes asociados (He y col., 2018). Por lo tanto, las emisiones y el agua se consideran externalidades que generan costos no deseados relacionados con una actividad económica primaria y, por tanto, la monetización puede utilizarse para limitar las emisiones y el uso del agua (Fuentes-Cortés y col., 2018b). Esta

estrategia de monetización se ha implementado en diversos sistemas energéticos, por ejemplo, redes eléctricas (Feijoo y Das, 2014), sistemas de ahorro de energía y reducción de emisiones (Fang y col., 2017) y plantas de tratamiento de aguas residuales (Molinos-Senante y col., 2015). En cuanto al agua, se han propuesto planes de penalización para la reducción de la contaminación (López-Villarreal y col., 2012). Asimismo, se ha utilizado este enfoque de monetización junto con incentivos de precios para controlar y optimizar el uso del agua en sistemas de generación de energía (Fuentes-Cortés y col., 2018b).

Por otro lado, los impuestos sobre el agua pueden ser utilizados para la gestión de la demanda de agua (Qin y col., 2012), donde se define una sanción monetaria específica por la extracción de agua del suelo o agua superficial (Höglund, 1999). Los impuestos sobre el agua pueden considerarse medidas de motivación si conducen a un cambio en el comportamiento de los usuarios al reducir la demanda y las fugas (Kraemer y col., 2003). Por el contrario, los créditos fiscales del agua se refieren a compensaciones monetarias que pueden ser incentivos directos del gobierno a determinados usuarios o subsidios indirectos, así como regulaciones para apoyar un cambio hacia acciones amigables con el medio ambiente (Pang y col., 2013). La viabilidad y los costos estimados para la recarga artificial de acuíferos han sido informados por Khan y col. (2008). Además, Qin y col. (2012) estudiaron el efecto de los impuestos al agua en China a través de un modelo de equilibrio general. Concluyeron que la mayor parte del impacto ocurre en el sector agrícola y que es posible reducir el uso de agua. Del mismo modo, Pang y col. (2013) desarrollaron un modelo de evaluación de compensaciones y, a través de un estudio de caso en China, encontraron que los fondos para medidas de ahorro de agua en el sector agrícola serían beneficiosos.

Sin embargo, estas estrategias de monetización del carbono y el agua han sido criticadas debido a algunos desafíos, como el establecimiento de la tasa impositiva, la recaudación del impuesto y la utilización de los ingresos resultantes (Marron y Toder, 2014). Otros problemas que generan incertidumbre son que el crédito fiscal tiene un valor económico aleatorio (Hoel, 1996) y que el impuesto está regulado por igual para todos los sectores económicos o sin tener en cuenta el desarrollo industrial y las condiciones regionales (Newell y col., 2013). Otra restricción de la monetización es que los precios homogéneos para todos los tipos de sistemas dan una flexibilidad limitada, por lo que los precios actuales del agua pueden ser arbitrarios (Fuentes-Cortés y col.,

2018b), así como el efecto de las políticas de carbono en la promoción de la producción de energía limpia (Cristóbal y col., 2012).

Para abordar estos problemas, se han propuesto distintos acercamientos. Pascual-González y col. (2016) propuso una herramienta de apoyo a la toma de decisiones que incluye optimización multiobjetivo, tablas de entrada y salida y evaluación del ciclo de vida, con el propósito de minimizar las emisiones a nivel macroeconómico mediante modificaciones en los sectores económicos. Alternativamente, los impuestos y bonificaciones al carbono se han evaluado en el diseño de sistemas combinados de calor y energía (CHP) que involucran el uso de biogás mediante un modelo de programación matemática, que permite encontrar soluciones de compromiso. Sin embargo, se concluyó que las estrategias de monetización tienen un efecto menor en el diseño y el consumo de biogás (Fuentes-Cortés y col., 2017). Otro modelo MILP ha sido desarrollado por Ren y Gao (2010) para el plan integrado y evaluación de recursos energéticos distribuidos, donde se consideran diferentes efectos (económicos, energéticos y ambientales) y políticas económicas (impuesto al carbono y precios de la energía). Por otra parte, Nanduri y Saavedra-Antolínez (2013) informaron de una propuesta que incluía distintos esquemas de impuestos sobre el carbono y el agua en la operación de una red de energía con restricciones de transmisión en un mercado eléctrico mayorista mediante un modelo de proceso de decisión competitivo de Markov. Asimismo, Sánchez-Bautista y col. (2017) proponen un modelo para el diseño de un sistema que involucra la interacción entre biorefinerías, refinerías y eco-industrias, que pueden capturar las emisiones producidas y recibir una compensación económica por ello. Los resultados incluyen la configuración óptima de la cadena de suministro para satisfacer demandas dadas.

2.5 Asignación de recursos en sistemas agrícolas

La asignación de recursos en los sistemas agrícolas es esencial para mantener una infraestructura diversificada que permita la sostenibilidad a largo plazo (OECD, 2013). Además, las demandas crecientes de agua y energía en todos los sectores (agrícola, industrial y residencial) representan un reto importante (El-Halwagi, 2017). Según García y You (2016), existen oportunidades clave para optimizar el nexo agua-energía que incluyen la reducción del uso de agua y la mejora de la generación de energía. En este sentido, se informó que el uso del agua puede ser una limitación para la generación de energía en el futuro a menos que se implementen medidas de ahorro de agua (Wang y col., 2019).

El problema de la asignación óptima del agua ha sido estudiado por Li y Guo (2014). Ellos proponen un modelo de optimización de resolución de conflictos (multiobjetivo) que tiene en cuenta las funciones económicas, sociales y ecológicas. En este estudio se utiliza el esquema de bienestar social para el objetivo económico. Asimismo, Arredondo-Ramírez y col. (2015) propusieron un modelo de resolución de conflictos que minimiza el consumo de agua dulce y el costo total anual simultáneamente en sistemas agrícolas. Los autores observaron que cuando el agua de riego es limitada, no se pueden satisfacer las necesidades de agua de los cultivos y esto crea un conflicto económico entre las partes interesadas.

En este sentido, Shangguan y col. (2002) propusieron un modelo para optimizar los recursos hídricos regionales entre diferentes cultivos. El modelo considera el suministro de agua limitado y la función objetivo es maximizar la producción total de los cultivos (utilizando un enfoque de bienestar social). Como parte de los resultados, encontraron que aquellos cultivos con menor área tenían menor ganancia neta. Niu y col. (2016) propusieron un modelo de programación estocástico que lleva a cabo la planificación de cultivos y la asignación de recursos hídricos en condiciones de incertidumbre maximizando el beneficio total del sistema agrícola considerando recursos hídricos limitados. Lorite y col. (2007) enfatizó la necesidad de desarrollar herramientas de diseño que satisfagan y prioricen la demanda de agua en situaciones de escasez. Además, identificaron diferencias importantes entre equidad y justicia. En este sentido, reportaron que al seguir una estrategia basada en equidad (el agua asignada era igual para todos los usuarios) se encontraron ganancias menores. Sin embargo, gran parte del trabajo reportado sobre asignación de recursos en sistemas agrícolas se ha centrado en maximizar el bienestar social (Vedula y col., 2005).

Algunas alternativas para el manejo sustentable del agua incluyen: la síntesis de redes de agua a partir de unidades de tratamiento (Garibay-Rodríguez y col., 2017), el reúso y reciclaje (Villicaña-García y Ponce-Ortega, 2017), así como sistemas de colección de agua de lluvia y almacenamiento (Arredondo-Ramírez y col., 2015). Tomando en cuenta lo anterior, se han utilizado técnicas de optimización para diseñar redes sofisticadas de distribución de agua en sistemas agrícolas que facilitan la toma de decisiones óptimas sobre el uso, almacenamiento y reciclaje del agua considerando el intercambio de agua entre cultivos (el cual puede requerir energía por el bombeo), tanques de almacenamiento y unidades de tratamiento. Rubio-Castro y col. (2016) propuso un enfoque de este tipo, en el que se maximizaba la utilidad general de todos los campos

de cultivo (esquema de bienestar social). Similarmente, se ha propuesto un acercamiento para el diseño de redes de agua en sistemas agrícolas incorporando conceptos de sustentabilidad. Estos conceptos se incluyen al evaluar el impacto ambiental usando eco-indicadores (Núñez-López y col., 2018b). Para modelar este tipo de sistemas se requiere de una gran variedad de parámetros y factores que se pueden encontrar reportados en la literatura. Ejemplos de esto incluyen la humedad del suelo (Martínez-Fernández y Ceballos, 2003), criterios de irrigación (Sifuentes-Ibarra y Macías-Cervantes, 2008) y rendimientos específicos de producción de cada cultivo (Martínez y col., 2002).

2.6 Diseño de sistemas residenciales integrados

El problema del manejo de recursos se ha observado también en complejos residenciales (García-Montoya y col., 2016) donde se requiere encontrar el diseño óptimo que permita un manejo sustentable de los recursos. Un sistema residencial integrado puede constar de un complejo habitacional que busca satisfacer sus demandas de agua, energía, calentamiento y enfriamiento y al mismo tiempo tratar y aprovechar sus desechos sólidos, líquidos y gaseosos (Núñez-López y col., 2018a).

Algunas alternativas para esta problemática se han reportado previamente. Stec y Kordana (2015) informaron que el reciclaje de aguas grises y el uso de agua de lluvia pueden ser económicamente valiosos y la base para mejorar la gestión del agua. Para mejorar las redes de agua existentes, se ha estudiado su reconfiguración basada en ciertas propiedades de corriente y considerando los costos del proceso (Sotelo-Pichardo y col., 2014). Por otro lado, se ha propuesto la optimización de redes de agua bajo incertidumbre paramétrica para considerar el cambio en los patrones de precipitación. Los resultados muestran que el uso de otras fuentes de agua a través de un programa planificado de almacenamiento y distribución pueden ayudar a mejorar la sostenibilidad (Nápoles-Rivera y col., 2015). Se han formulado modelos de optimización para diseñar redes de agua domésticas incluyendo uso de agua de lluvia, almacenamiento y distribución para satisfacer demandas (Bocanegra-Martínez y col., 2014). Además, se ha propuesto un modelo de programación lineal para determinar el tamaño óptimo de los tanques de agua de lluvia en una unidad residencial (Okoye y col., 2015). Por otro lado, también se ha propuesto el uso de sistemas de cogeneración para satisfacer las demandas en complejos residenciales con el objetivo de limitar el uso de agua y las emisiones (Fuentes-Cortés y col., 2015). Esto permite importantes ahorros de

energía al mismo tiempo que se recupera el calor residual (Bamufleh y col., 2013). Un sistema de cogeneración residencial consiste en un motor que utiliza combustibles fósiles para generar electricidad y, simultáneamente, el calor residual se utiliza para calentar agua. Por lo tanto, se puede satisfacer la demanda de electricidad y agua caliente en los hogares (Jabari y col., 2016). El diseño óptimo de un sistema de cogeneración doméstico debe tener en cuenta objetivos económicos y ambientales. Fuentes-Cortés y col. (2016) reportaron un enfoque que involucra la minimización del costo y las emisiones para el diseño de sistemas de cogeneración en complejos residenciales considerando redes de agua y energía.

Además, se ha informado de un algoritmo para encontrar estrategias óptimas de respuesta a la demanda para reducir el uso de energía en escenarios residenciales utilizando técnicas de optimización (Huang y col., 2019). También se ha estudiado el uso de energía solar para satisfacer la demanda de agua caliente sanitaria en los hogares a través de una formulación de optimización multicriterio (Sánchez-Bautista y col., 2015). Similarmente, se ha propuesto un enfoque de múltiples partes interesadas para el diseño de redes de distribución de energía y agua para abordar el nexo agua-energía (González-Bravo y col., 2017b). Dado que el consumo de energía está relacionado con el consumo de agua, se han presentado sistemas híbridos de agua de lluvia y aguas grises en edificios residenciales para abordar este nexo (Marinoski y Ghisi, 2019). Aquí, los resultados muestran que el uso de agua de lluvia y la reutilización de aguas grises promueven tanto el ahorro potencial de agua como la reducción del consumo de energía. De manera similar, se han encontrado ahorros de agua importantes en un enfoque de modelado en el que las aguas grises se tratan, reciclan y reutilizan para un sistema doméstico (Mah y col., 2009).

Por otro lado, es importante considerar los diferentes residuos que se generan en los complejos residenciales. El agua dulce requerida está relacionada con las aguas residuales descargadas y la generación de energía con las emisiones. El tratamiento y reúso de agua es una alternativa para este residuo como se ha mencionado anteriormente. Similarmente, el uso de la biogásificación para los residuos sólidos domésticos se ha propuesto como una alternativa atractiva debido a las preferencias de las partes interesadas (Contreras y col., 2008). Una opción para las emisiones generadas es enviarlas a un sistema de cultivo de algas donde después de una serie de etapas de proceso es posible generar biodiésel (Gutiérrez-Arriaga y col., 2014). Un sistema integrado que incluye la gasificación de los residuos sólidos, una unidad de cogeneración y un sistema de algas

junto con la síntesis de redes de agua (que involucran agua de lluvia, tratamiento y reciclaje) puede ayudar a satisfacer demandas y objetivos ambientales. Sin embargo, es necesario analizar los costos correspondientes. Para considerar todos estos aspectos, el problema puede incluir los siguientes objetivos: la minimización del costo para el objetivo económico, y la minimización del consumo de agua dulce y las emisiones para los objetivos ambientales (Núñez-López y col., 2018a).

2.7 Esquemas de justicia

La asignación de recursos o utilidades entre múltiples partes interesadas es un problema fundamental en la planificación social. La asignación a menudo se guía maximizando la utilidad total (la suma de las utilidades de las partes involucradas). Esta solución, también conocida como el enfoque de bienestar social, es intuitiva, pero tiene deficiencias significativas. En particular, este enfoque puede resultar en asignaciones óptimas que no son únicas (diferentes asignaciones dan el mismo máximo bienestar social) y que capturan escalas de sistema inadecuadamente lo que puede resultar en ambigüedad e insatisfacción de las partes interesadas (Sampat y Zavala, 2019).

Para mitigar las deficiencias del enfoque de bienestar social, se ha explorado en la literatura una amplia variedad de esquemas alternativos de asignación de recursos, también llamados esquemas de justicia. Rawls (1971) propuso un esquema de asignación que busca abordar el problema de escalamiento maximizando la utilidad de la parte interesada de menor tamaño. Desafortunadamente, este enfoque ignora a las partes interesadas de mayor tamaño y también puede generar soluciones no únicas. Nash (1950) propuso un enfoque de asignación que maximiza el producto de las utilidades de los interesados. Este enfoque es equivalente a maximizar la suma de los logaritmos de las utilidades y, por lo tanto, captura las escalas de las partes interesadas de forma más natural; además, este enfoque proporciona asignaciones únicas.

La equidad es una medida ambigua y, por lo tanto, definir lo que se considera justo o injusto requiere un conjunto de axiomas fundamentales (propiedades) que se espera sean satisfechas en un esquema de asignación justa (Sampat y Zavala, 2019). Estas propiedades incluyen:

- **Optimalidad de Pareto:** La optimalidad de Pareto es un requisito de eficiencia que garantiza que no se desperdicia ninguna utilidad. En otras palabras, para satisfacer esta propiedad, aumentar la utilidad de una parte interesada resultará en la disminución de la utilidad de otra parte interesada.

- Simetría: La simetría indica que una asignación justa bajo identidades permutadas es igual a la permutación de la asignación justa bajo las identidades originales. Esto asegura que no haya discriminación (voluntaria o involuntaria) entre las partes interesadas.
- Invarianza afín: La invarianza afín indica que una asignación bajo escala de las utilidades es igual a la transformación afín de la asignación obtenida bajo el sistema original. Esto asegura que la asignación es invariante en escala.
- Independencia de alternativas irrelevantes: Este axioma implica que la elección de una asignación de utilidad sobre otra no se ve afectada por las utilidades irrelevantes en el conjunto.
- Monotonicidad restringida: La monotonicidad restringida establece que, si el conjunto de utilidades factibles se expande, entonces la asignación bajo el conjunto expandido debería dominar la del conjunto original.

Se ha reportado que ningún esquema de asignación puede satisfacer todas las propiedades. Sin embargo, Nash (1950) demostró que sólo su esquema de asignación puede satisfacer las siguientes propiedades: optimalidad de Pareto, simetría, invarianza afín e independencia de alternativas irrelevantes. La quinta propiedad (monotonicidad restringida) a menudo se ignora, ya que puede ser difícil de satisfacer en la práctica. Las propiedades que satisfacen los esquemas de bienestar social, bienestar Rawlsiano y Nash se resumen en la **Tabla 2.1**.

Tabla 2.2. Propiedades que satisfacen los esquemas de justicia considerados.

Propiedad	Bienestar social	Bienestar Rawlsiano	Enfoque de Nash
Optimalidad de Pareto	SI	NO	SI
Simetría	NO	NO	SI
Invarianza afín	NO	NO	SI
Independencia de alternativas irrelevantes	SI	SI	SI
Monotonicidad restringida	NO	NO	NO

Una aplicación importante de los esquemas de asignación justa se encuentra en el área de los sistemas de infraestructura, que son sistemas que deben compartirse entre un gran número de partes interesadas que comprenden un amplio espectro de tamaños. Por ejemplo, los mercados de electricidad asignan el suministro y la generación maximizando el bienestar social (Zavala y col., 2017). También se han utilizado sistemas de equidad proporcional para asignar ancho de banda en las redes de telecomunicaciones y la gestión del flujo del tráfico aéreo (Zukerman y col., 2005). De manera similar, el esquema de asignación Rawlsiano se ha utilizado en problemas de redes, telecomunicaciones, enrutamiento y equilibrio de carga (Bertsimas y col., 2011). Las medidas de equidad también se utilizan ampliamente para cuantificar la desigualdad de ingresos en grandes poblaciones (por ejemplo, en un país entero). Esto revela que las medidas de equidad también pueden interpretarse como estadísticas descriptivas como el valor esperado (media), la varianza o la entropía (Venkatasubramanian, 2017). Esto tiene sentido conceptualmente ya que distribuir la utilidad entre un conjunto de partes interesadas es matemáticamente equivalente a dar forma a una distribución de probabilidad (un problema fundamental en estadística y programación estocástica) (Dowling y col., 2016).

Por otro lado, se han propuesto enfoques donde cada objetivo de un problema de optimización puede verse como un actor o parte interesada. Como en Afshari y col. (2018), donde los compradores, proveedores y el medio ambiente son tratados como partes interesada para optimizar los intercambios de energía en los parques eco-industriales. De manera similar, se ha reportado un enfoque basado en la teoría de juegos para analizar la interacción de las empresas participantes que actúan con base en un interés propio racional en un parque eco-industrial (Chew y col., 2009). En este sentido, se ha propuesto un modelo para la asignación óptima del agua utilizando el coeficiente de Gini para considerar la equidad y la eficiencia (Hu y col., 2016).

Capítulo 3. Metodología

Este capítulo presenta las características de los enfoques propuestos, así como los métodos y herramientas usados para abordarlos. También se describen los principales aportes de las formulaciones matemáticas desarrolladas para cada problema.

3.1 Políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas

3.1.1 Planteamiento del problema

El sistema integrado propuesto implica la generación de electricidad mediante una planta de potencia que combina el uso una combustión novedosa (CLC), con la utilización del CO₂ capturado en un sistema de cultivo de algas considerando diversas etapas para obtener biocombustibles. El sistema integrado involucra varias alternativas para los procesos que lo conforman (sistemas de combustión, ciclos de potencia y tecnologías para las etapas del sistema de cultivo de algas), así como para los combustibles y el destino del dióxido de carbono generado. Es decir, se evalúa la posibilidad de enviar todo o sólo una parte de dicho gas al sistema de algas. Se considera también la evaluación de distintos bonos de carbono o compensaciones económicas por las emisiones evitadas y diferentes impuestos sobre el carbono o penalizaciones económicas por las emisiones generadas. En la **Figura 3.1** se muestra la representación esquemática del sistema propuesto. Podemos observar que se consideran diferentes combustibles (carbón y gas natural), sistemas de combustión (CLC, CLP, exCLC, CLC3 y convencional), y ciclos de potencia. También se consideran distintas tecnologías para las etapas del sistema de cultivo (cultivo, cosecha, extracción y producción), así como distintos productos incluyendo biodiésel, glicerol, etanol y proteínas.

El problema abordado consiste en encontrar el diseño óptimo del sistema descrito considerando simultáneamente objetivos económicos y ambientales. Además, se evalúa el efecto de diferentes valores del impuesto al carbono y el bono de carbono. La configuración óptima debe incluir:

- La selección óptima de combustible y su flujo.
- Las tecnologías o procesos óptimos para los sistemas de combustión y ciclos de potencia y para cada etapa del sistema de algas.

- La cantidad de CO₂ que se envía al sistema de algas.
- Condiciones específicas, como, los nutrientes y agua necesarios, el área para la etapa de cultivo, y el flujo de biomasa de una etapa a otra.
- Soluciones compromiso entre las funciones económicas y ambientales.
- La rentabilidad e impacto ambiental.

Para la solución del problema se formula un modelo de optimización que permita encontrar un conjunto de soluciones que faciliten la toma de decisiones dependiendo de intereses específicos.

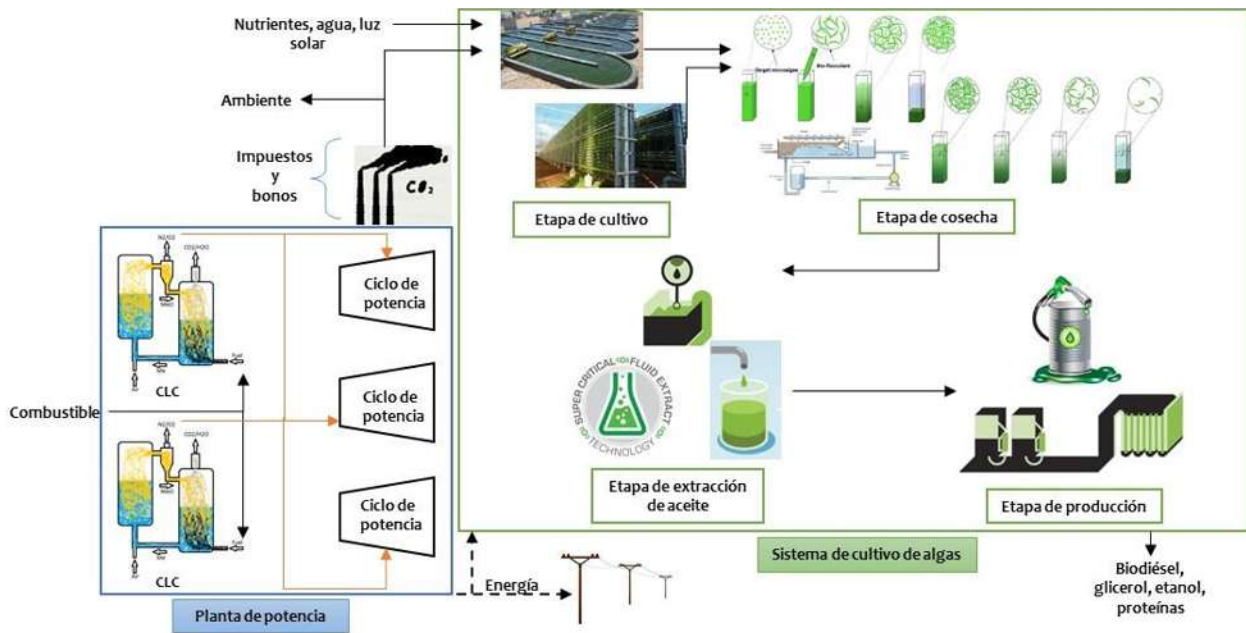


Figura 3.1. Representación esquemática del sistema propuesto que integra plantas de potencia usando combustión indirecta con sistemas de algas.

3.1.2 Formulación del modelo

El modelo propuesto para describir este sistema es una formulación MILP y se basa en la superestructura mostrada en la **Figura 3.2**. Aquí, los conjuntos del modelo se indican con las letras mayúsculas I, J, K, M, H, O y B que representan los combustibles, sistemas de combustión, corrientes de salida, ciclos de potencia, tecnologías para la etapa de cosecha, tecnologías para la etapa de extracción de aceite y tecnologías para la etapa de producción, respectivamente. Especificando los elementos de cada conjunto (índices), el proceso general se puede describir como: primero, el combustible i se utiliza en el ciclo de potencia m con un sistema de combustión

j. Entonces, la energía en la corriente de salida *k* se recupera, y dicha corriente se envía a la atmósfera o a la etapa de cultivo del sistema de algas. A continuación, la biomasa producida se envía a la tecnología *h* de la etapa de cosecha, después a la tecnología *o* de la etapa de extracción y finalmente a la tecnología *b* de la última etapa (producción).

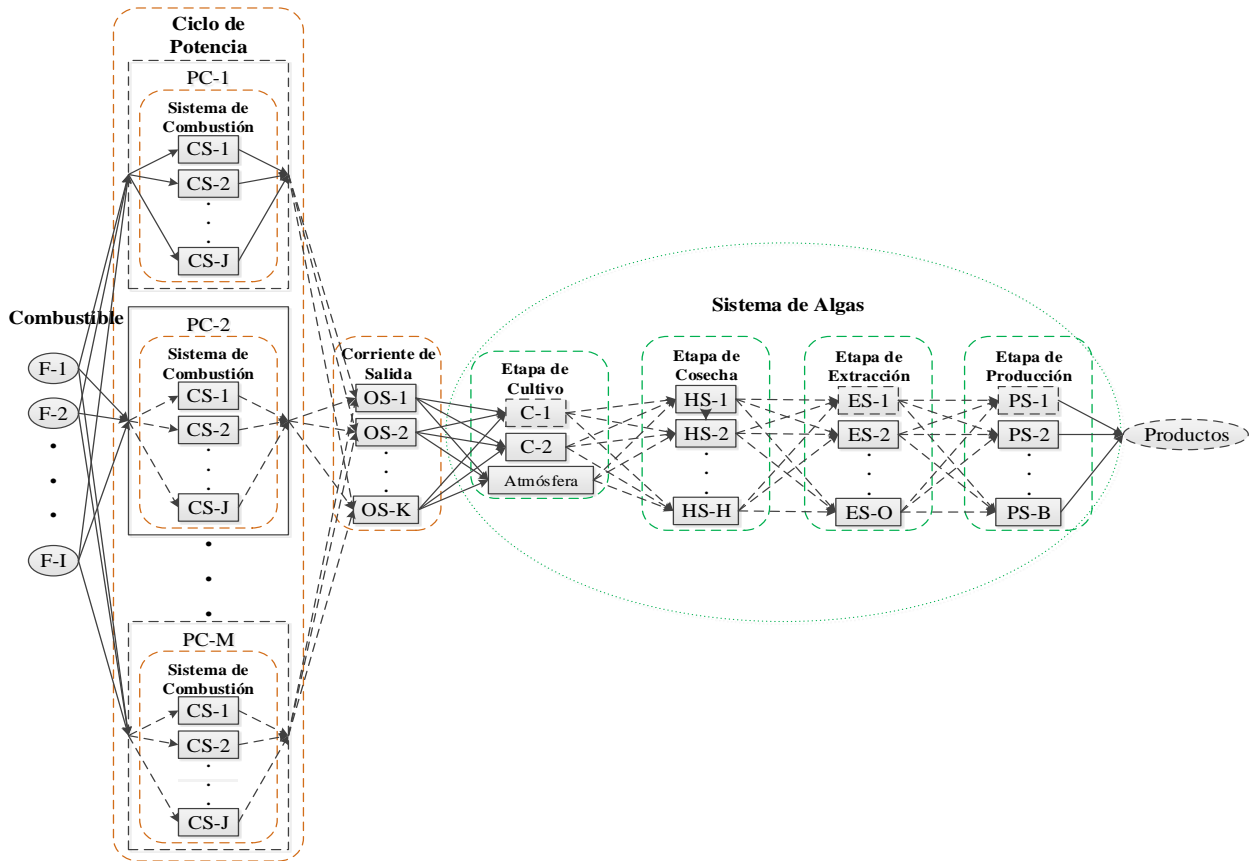


Figura 3.2. Superestructura propuesta para representar las posibilidades del sistema.

Para modelar la toma de decisiones enteras (como la elección del combustible, del sistema de combustión o de las tecnologías del sistema de cultivo) se utilizan disyunciones y variables enteras. Por ejemplo, la Ecuación (3.1) representa la disyunción para la elección del combustible *i* usado en el sistema de combustión *j* y el ciclo de potencia *m*. Si la variable Booleana $Z_{i,j,m}$ es verdadera, el flujo de entrada de combustible ($FC_{i,j,m}$) se encuentra entre un límite inferior y un límite superior, y también se activa el costo fijo. Por otro lado, si es falso, el flujo de combustible es igual a cero, así como los costos.

$$\left[\begin{array}{l} Z_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} \geq FMIN_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} \leq FMAX_{i,j,m} \\ CCLC_{i,j,m} = PCL_{i,j,m} \end{array} \right] \vee \left[\begin{array}{l} \neg Z_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} = 0 \\ CCLC_{i,j,m} = 0 \end{array} \right] \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3.1)$$

La disyunción anterior se reformula para obtener relaciones lógicas (Ecuaciones 3.2-3.4) utilizando la reformulación de la *Big-M* (Vecchiotti y col., 2003). Además, en la Ecuación (3.5) se incluye una restricción lógica para especificar que solo se debe elegir un combustible, combustión del sistema y ciclo de potencia.

$$FC_{i,j,m} \geq FMIN_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3.2)$$

$$FC_{i,j,m} \leq FMAX_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3.3)$$

$$CCLC_{i,j,m} = PCL_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3.4)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} z_{i,j,m} = 1 \quad (3.5)$$

Similarmente, para elegir la tecnología empleada y la biomasa producida en la etapa de cultivo se emplea la disyunción mostrada en la Ecuación (3.6). Aquí, si la variable Booleana W es verdadera, se selecciona el estanque de algas y se calcula el flujo de biomasa para este proceso (FBR). Por el contrario, si es falsa, se elige el fotobiorreactor (FBR) y también se calcula la biomasa producida.

$$\left[FBR = \frac{\tau^{DT} W \beta^R}{\delta^{CO_2}} F^{CO_2R} \right] \vee \left[FBP = \frac{\tau^{DT} \neg W \beta^P}{\delta^{CO_2}} F^{CO_2P} \right] \quad (3.6)$$

Para la selección del proceso empleado h en la siguiente etapa (cosecha) se utiliza la disyunción mostrada en la Ecuación (3.7). Aquí, si la variable Booleana Y_h es verdadera, el flujo de entrada a este proceso existe. Por otro lado, si es falsa, el flujo de entrada es igual a cero. De manera similar, la disyunción utilizada para determinar la tecnología o para la etapa de extracción se presenta en la Ecuación (3.8).

$$\left[\begin{array}{l} Y_h \\ F_h^{FLOC1} = FBR \\ F_h^{FLOC2} = FBP \end{array} \right] \vee \left[\begin{array}{l} \neg Y_h \\ F_h^{FLOC1} = 0 \\ F_h^{FLOC2} = 0 \end{array} \right] \quad \forall h \in H \quad (3.7)$$

$$\left[\begin{array}{l} X_o \\ F_o^{EXT} = F_h^{COS} \\ F_o^{BIOF} = FBR + FBP \end{array} \right] \vee \left[\begin{array}{l} \neg X_o \\ F_o^{EXT} = 0 \\ F_o^{BIOF} = 0 \end{array} \right] \quad \forall o \in O \quad (3.8)$$

Las disyunciones presentadas se reformulan utilizando la reformulación de la *Big-M*. Además, se incluyen balances de masa para los flujos de entrada y salida, así como relaciones para la estimación de costos, ganancias y requerimientos de agua y energía. El modelo completo que incluye todas estas relaciones se presenta en el **Apéndice A**.

Las políticas de carbono consideradas en el modelo son el impuesto al carbono y el bono de carbono. Estas penalizaciones y compensaciones se estiman con base en las emisiones generadas y las emisiones evitadas como se muestra en las siguientes ecuaciones. Primero, para la penalización (*CCTAX*), se multiplican las emisiones generadas (*EM*) en el sistema integrado por las horas de operación y por un impuesto unitario (*CTAX*). Después, para la compensación, se estiman las emisiones generadas en un sistema convencional (sin sistemas de combustión indirecta y de cultivo de algas) como se muestra en la Ecuación (3.10). Para estimar el valor de la compensación (*COMP*), se calcula la diferencia de las emisiones generadas en el sistema convencional y en el sistema integrado propuesto y se multiplica por las horas de operación y por un bono unitario (*COMP*).

$$CCTAX = EM \text{ HY } CTAX \quad (3.9)$$

$$EMCONV_{i,j,m} = U_i^{GHGE} PCAL_i PM_i FC_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3.10)$$

$$CCOMP = (\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} EMCONV_{i,j,m} - EM) \text{ HY } COMP \quad (3.11)$$

Las funciones objetivo del modelo son maximizar la ganancia anual y minimizar las emisiones generadas. Aunque estos objetivos son opuestos, se utiliza una estrategia multiobjetivo para encontrar la solución de este problema. Se consideran dos funciones para la ganancia dependiendo de si se considera la función de penalización (Ecuación (3.12)) o de compensación (Ecuación (3.13)).

$$PROFIT = IN - CAP - COPER - CCTAX \quad (3.12)$$

$$PROFIT = IN - CAP - COPER + CCOMP \quad (3.13)$$

La estrategia multiobjetivo para encontrar la solución del problema consiste en usar el método de restricción para generar el conjunto de soluciones óptimas (frente de Pareto). El procedimiento comienza considerando la formulación exclusivamente para la función objetivo ambiental, es decir, se resuelve el modelo propuesto para la minimización de las emisiones sin incluir la maximización de la ganancia. Con este primer paso se consigue la solución con las mínimas emisiones generadas, así mismo con la mínima ganancia. Luego, se aplica la formulación para la maximización de la ganancia y no se considera la minimización de las emisiones. Mediante la maximización del objetivo económico, como se esperaba, se logra la solución con la máximo ganancia y también con las máximas emisiones generadas. Ahora, el problema de optimización multiobjetivo se cambia a uno de un solo objetivo que consiste en maximizar el beneficio y simultáneamente establecer varias restricciones para las emisiones entre los valores mínimos y máximos obtenidos previamente. Cada restricción da un punto de la curva de Pareto, que representa los compromisos entre las funciones económicas y ambientales.

3.2 Políticas de carbono y agua en plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua

3.2.1 Planteamiento del problema

El otro sistema por estudiar consiste en redes de distribución de agua que involucran plantas de potencia de doble propósito y la evaluación de distintas penalizaciones y compensaciones económicas. Estos instrumentos económicos se refieren a impuestos y bonos asociados a las emisiones de carbono y la gestión del agua, específicamente a las emisiones generadas o evitadas y la gestión del agua en los acuíferos (extracción o recarga). El diseño óptimo del sistema se guía por el objetivo económico de maximizar la ganancia anual mientras que, a través de los impuestos y bonos, se espera un impacto positivo en las funciones ambientales y sociales incluidas en el problema. En este sentido, se busca una reducción en las emisiones producidas y extracción de agua, así como un incremento en la recarga de acuíferos (funciones ambientales); al igual que un aumento en la generación de empleos (función social) al considerar los aspectos económicos, energéticos y de masa de la distribución de agua integrada a las plantas de generación de energía de doble propósito. El sistema macroscópico propuesto incluye la generación de energía en plantas de doble propósito existentes y nuevas con el fin de satisfacer las demandas de usuarios domésticos, agrícolas e industriales. Los requisitos de energía se pueden satisfacer con combustibles fósiles

(gas natural y petróleo), biocombustibles (biomasa, biogás, biodiésel y bioetanol) y energía solar. Dichos combustibles están restringidos por la disponibilidad en cada período de tiempo. Además, las demandas de agua de los diferentes usuarios pueden ser satisfechas por el agua disponible en presas, acuíferos y ríos (dependiendo de la recarga natural, precipitación y extracciones) y también por el agua generada en las plantas de potencia de doble propósito. También se consideran tanques de almacenamiento de agua nuevos y existentes para la red de distribución. Se incluyen las variaciones en las demandas de los diferentes sectores, tales como las fluctuaciones estacionales para los usuarios domésticos e industriales, así como los cambios en los requisitos agrícolas que dependen de la temporada de crecimiento.

El enfoque propuesto para abordar el problema consiste en desarrollar un modelo de programación matemática que describe las posibles configuraciones del diseño a nivel macroscópico. El modelo de optimización tiene en cuenta las relaciones lineales, no lineales y lógicas para considerar la masa, la energía y los aspectos económicos de la distribución del agua integrada con las plantas de doble propósito (**Figura 3.3**).

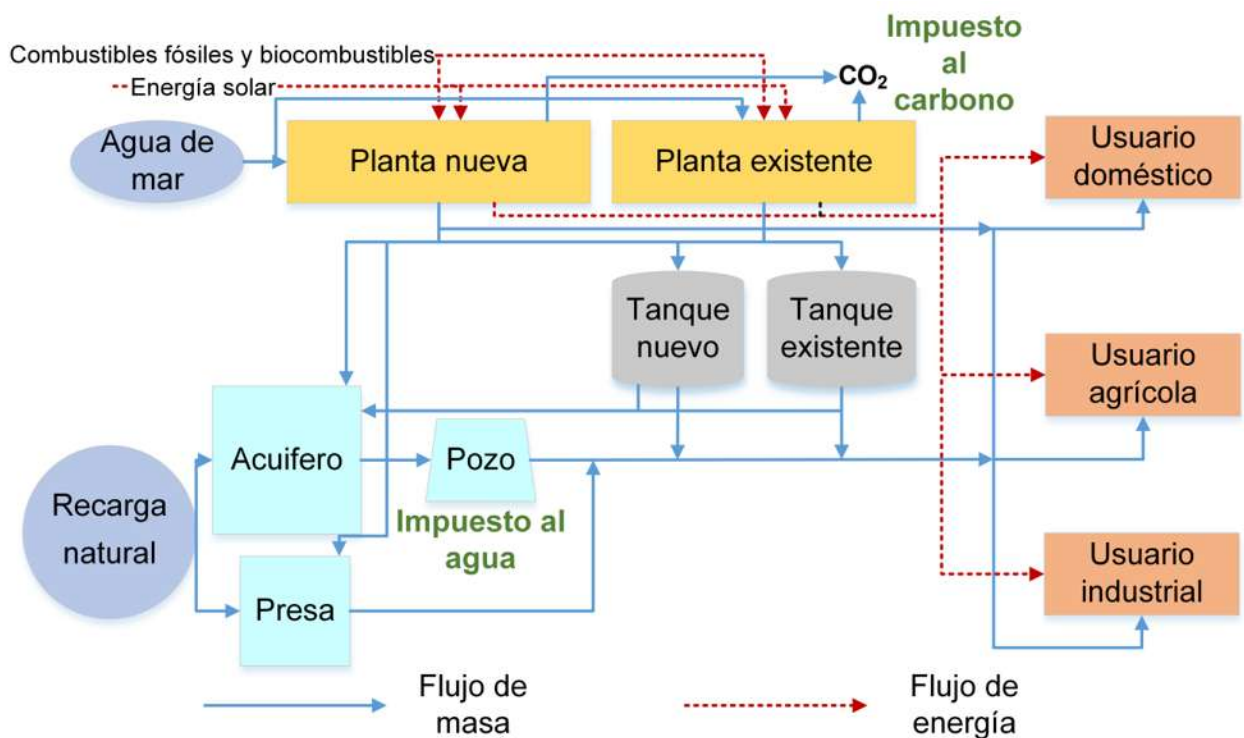


Figura 3.3. Representación esquemática del sistema de distribución de agua integrado con las plantas de potencia de doble propósito.

3.2.2 Formulación del modelo

Para describir la distribución de agua integrada con el sistema de plantas de doble propósito evaluando compensaciones y penalizaciones, se proponen las superestructuras que se muestran en la **Figura 3.4** y se evalúan mediante la formulación de un modelo matemático.

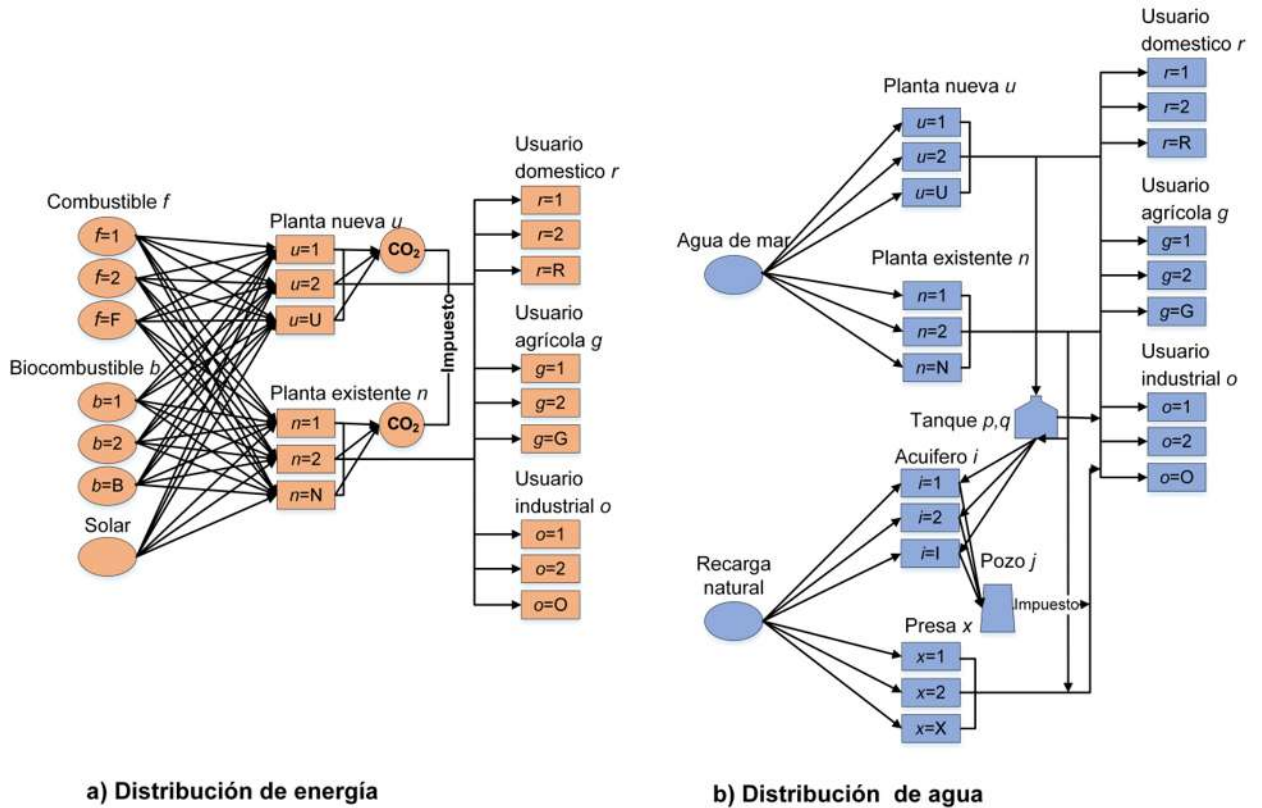


Figura 3.4. (a) Superestructura general para la distribución de energía en el sistema integrado propuesto. (b) Superestructura general para la distribución de agua en el sistema integrado propuesto.

El modelo presentado utiliza los siguientes conjuntos de elementos: $X, I, J, R, G, O, P, Q, N, U, F, B$ y T que se refieren a presas, acuíferos existentes, pozos profundos, ubicaciones de usuarios domésticos, ubicaciones de usuarios agrícolas, ubicaciones de usuarios industriales, ubicaciones de tanques de almacenamiento de agua existentes, posibles ubicaciones de nuevos tanques de almacenamiento de agua, ubicaciones de plantas de doble propósito existentes, posibles ubicaciones de nuevas plantas de doble propósito, combustibles fósiles, biocombustibles y períodos de tiempo, respectivamente.

Las emisiones totales de gases de efecto invernadero ($GHGE$) se estiman sumando las emisiones de combustibles y biocombustibles, mientras que se supone que las emisiones del colector solar son cero. Primero, la función de penalización económica para la generación de emisiones se calcula como se muestra en la Ecuación (3.15). Los parámetros H_Y y C^{tax} simbolizan las horas de operación anuales y el impuesto unitario al carbono, que es un costo por tonelada de CO_2 producido. En contraste, la compensación económica por las emisiones evitadas se presenta en la Ecuación (3.16). Aquí, el parámetro C^{credit} se refiere al bono unitario. La compensación depende de la cantidad variable de emisiones evitadas, que está dada por la diferencia entre las emisiones generadas en un sistema convencional (F^{max}) y las emisiones en el enfoque integrado propuesto.

$$GHGE = \sum_f \sum_u \sum_t [GHGE_f^{fossil} \cdot Q_{f,u,t}^{fossil}] + \sum_b \sum_u \sum_t [GHGE_b^{biofuel} \cdot Q_{b,u,t}^{biofuel}] \quad (3.14)$$

$$CT = H_Y C^{tax} GHGE \quad (3.15)$$

$$CTC = H_Y C^{credit} (F^{max} - GHGE) \quad (3.16)$$

Se considera un análisis análogo para la gestión del agua. Para preservar los recursos hídricos limitados, se aplica un impuesto a todos los sectores de usuarios de agua, incluida el agua extraída de pozos profundos. Además, se aplica un crédito fiscal del agua por la cantidad de agua enviada para recargar acuíferos. Se evalúan diferentes valores para estas penalizaciones y compensaciones. La Ecuación (3.17) simboliza el agua extraída de pozos profundos por los diferentes usuarios (doméstico, agrícola e industrial). La penalización económica relacionada con la cantidad de agua extraída se presenta en la Ecuación (3.18), donde W^{tax} es el parámetro asociado con el impuesto unitario al agua. Mientras que la compensación económica por la cantidad de agua enviada para recargar el acuífero i se calcula como se muestra en la Ecuación (3.20). Este volumen de agua (A_i^r) está dado por la diferencia entre el volumen acumulado en el último período de tiempo y el volumen inicial del acuífero i .

$$W^w = \sum_r \sum_j \sum_t d_{r,j,t}^{dom} + \sum_g \sum_j \sum_t d_{g,j,t}^{agr} + \sum_o \sum_j \sum_t d_{o,j,t}^{ind} \quad (3.17)$$

$$WT = H_Y W^{tax} W^w \quad (3.18)$$

$$A_i^r = W_{i,t=T} - W_i^{zero} \quad \forall i \quad (3.19)$$

$$WTC_i = H_Y W^{credit} A_i^r \quad \forall i \quad (3.20)$$

El problema se resuelve considerando la función objetivo de maximizar la ganancia, así como evaluando varios impuestos y créditos fiscales por emisiones de carbono y manejo del agua, mientras que las demás funciones (ambiental y social) no están restringidas. Las funciones ambientales incluyen las emisiones de gases de efecto invernadero, la cantidad de agua extraída de pozos profundos y la cantidad de agua enviada para recargar los acuíferos. La función social se refiere a la generación de empleo y se estima como se muestra en la Ecuación (3.21).

$$\begin{aligned} JOBS = & \sum_f \sum_u \sum_t [NJOB_f^{fossil} \cdot Q_{f,u,t}^{fossil}] + \sum_b \sum_u \sum_t [NJOB_b^{biofuel} \cdot Q_{b,u,t}^{biofuel}] \\ & + \sum_u \sum_t [NJOB^{solar} \cdot Q_{u,t}^{solar}] \end{aligned} \quad (3.21)$$

La función usada para estimar la ganancia cambia dependiendo de la penalización o compensación considerada. Cuando se considera el impuesto al carbono, la ganancia se estima mediante la Ecuación (3.22). Por otro lado, se requiere la Ecuación (3.23) si se incluye el crédito fiscal al carbono. Cuando se trata del impuesto sobre el agua, la ganancia se calcula mediante la ecuación (3.24). Sin embargo, si se considera el crédito fiscal del agua, la ganancia puede estimarse mediante la Ecuación (3.25) o con la Ecuación (3.26) cuando la recarga de cada acuífero i se evalúa por separado.

$$Profit = WaterSales + EnergySales - TAC - CT \quad (3.22)$$

$$Profit = WaterSales + EnergySales - TAC + CTC \quad (3.23)$$

$$Profit = WaterSales + EnergySales - TAC - WT \quad (3.24)$$

$$Profit = WaterSales + EnergySales - TAC + \sum_i WTC_i \quad (3.25)$$

$$Profit = WaterSales + EnergySales - TAC + WTC_{i=1 \dots I-1, I} \quad (3.26)$$

Las ecuaciones presentadas se refieren la principal parte de la formulación. Sin embargo, el modelo completo es una formulación MINLP e incluye varias restricciones que se pueden encontrar en el **Apéndice B**.

3.3 Redes de distribución de agua para sistemas agrícolas guiados por esquemas de justicia

3.3.1 Planteamiento del problema

Se propone desarrollar una formulación de optimización para el diseño de redes de distribución que asignan agua y las utilidades asociadas a múltiples partes interesadas de manera justa. El problema abordado hace referencia a un sistema agrícola donde las partes interesadas son distintos campos de cultivo con diferentes requerimientos de agua y rendimientos de los cuales dependen sus utilidades (ingresos por ventas). Se considera que el intercambio de agua entre cultivos y tanques de almacenamiento es posible. El modelo propuesto tiene en cuenta los requisitos de agua, los rendimientos y las ventas de cada cultivo, así como los costos relacionados con el intercambio, almacenamiento y distribución de agua.

Los requisitos de agua de cada campo de cultivo se pueden satisfacer utilizando una combinación de agua de lluvia, agua subterránea, agua fresca y agua reutilizada de otros campos de cultivo y tanques de almacenamiento. La producción para cada cultivo está limitada por el agua asignada y, por lo tanto, el diseño de la red de agua juega un papel clave para asegurar que la asignación de agua (y la utilidad asociada) sea eficiente (maximiza la utilidad total del sistema) y justo (equilibra las utilidades de las partes interesadas). Es importante mencionar que es posible reutilizar el agua de los campos de cultivo porque no toda el agua de entrada a un cultivo es utilizada y mucha agua se drena a los canales. De esta manera, el balance hídrico en los campos está determinado por entradas (irrigación, precipitación y carga de agua subterránea), menos salidas (evaporación y absorción). Donde, las salidas representan las corrientes que se puede reutilizar directamente (cultivo a cultivo) o indirectamente (tanque de almacenamiento a cultivo).

Para encontrar la distribución justa tanto de agua como de utilidades se consideran los esquemas de bienestar social, bienestar Rawlsiano, Nash y bienestar social II. El esquema de bienestar social II se propone para ilustrar las múltiples soluciones que se pueden obtener con el esquema de bienestar social tradicional. Este enfoque consiste en encontrar una distribución alternativa que coincida con la ganancia total óptima obtenida con el esquema de bienestar social tradicional. De este modo, utilizamos este acercamiento para resaltar las deficiencias del enfoque de bienestar social e ilustrar los beneficios del uso de esquemas de justicia en la asignación de utilidades. Además, combinamos estos esquemas de justicia para explotar la degeneración

inherente del bienestar social y así encontrar asignaciones que sean a la vez eficientes y justas. Esto se hace al comparar las asignaciones dadas por los esquemas de Nash y bienestar Rawlsiano que tienen la misma utilidad total que el esquema de bienestar social.

3.3.2 Formulación del modelo

El modelo resultante es una formulación MINLP y se basa en la superestructura que se muestra en la **Figura 3.5**. Aquí se puede observar que el conjunto de los cultivos se denota con la letra mayúscula C y el conjunto de los tanques de almacenamiento se denota con la letra S. Además, se consideran diferentes tipos de agua dulce y períodos de tiempo, estos conjuntos se denotan como W y T, respectivamente. El modelo completo incluye balances de agua, así como relaciones para los rendimientos de cada cultivo y los costos asociados por tuberías, bombeo y tanques de almacenamiento al igual que relaciones lógicas para la toma de decisiones enteras. El modelo se puede encontrar en el **Apéndice C**.

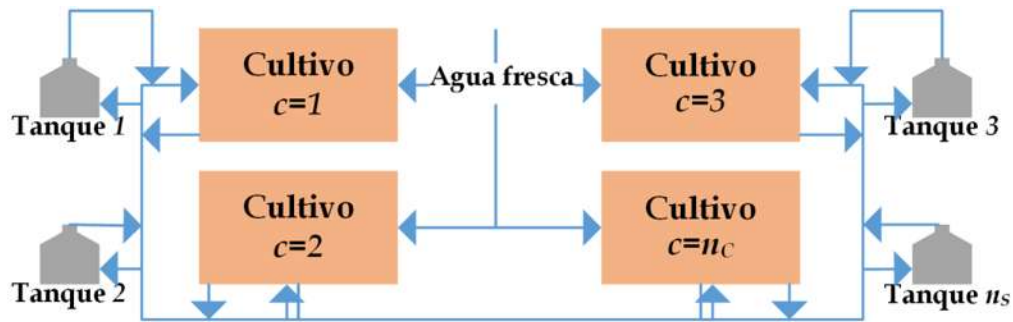


Figura 3.5. Superestructura propuesta para la red de distribución de agua.

La función objetivo utilizada para guiar el diseño del sistema depende del esquema de justicia que se evalúa (bienestar social, esquema de asignación de Nash o bienestar Rawlsiano). Las Ecuaciones (3.27) y (3.28) representan al esquema de asignación de bienestar social que busca maximizar los ingresos totales de todos los campos de cultivo. La variable ζ_c representa la utilidad total de cada cultivo.

$$\max \sigma^{SW} \quad (3.27)$$

$$\sigma^{SW} = \sum_{c \in C} \zeta_c \quad (3.28)$$

Similarmente, las Ecuaciones (3.29) y (3.30) representan la formulación para el esquema de Nash:

$$\max \sigma^N \quad (3.29)$$

$$\sigma^N = \sum_{c \in C} \log \zeta_c \quad (3.30)$$

La función objetivo usada en el esquema de bienestar Rawlsiano se expresa en las Ecuaciones (3.31) y (3.32). Es importante notar que esta formulación es equivalente a maximizar la utilidad de la parte interesada de menor tamaño.

$$\min \sigma^R \quad (3.31)$$

$$-\zeta_c \leq \sigma^R, \quad c \in C \quad (3.32)$$

Como se mencionó anteriormente en la definición del problema, el esquema de bienestar social II se propone para ilustrar las múltiples soluciones que se pueden obtener con el esquema de bienestar social tradicional. Esto se hace considerando la siguiente función para todas las partes interesadas: maximizar la suma del cuadrado de la diferencia entre la nueva distribución alternativa que se busca (ζ_c) y la distribución encontrada con el esquema de bienestar social tradicional (ζ_c^{SW}).

$$\max \sigma^{SII} \quad (3.33)$$

$$\sigma^{SII} = \sum_{c \in C} (\zeta_c - \zeta_c^{SW})^2 \quad (3.34)$$

Además, se busca que la distribución alternativa que se busca coincida con la ganancia total optima obtenida con el esquema de bienestar social tradicional. Por lo tanto, se incluye la siguiente restricción:

$$\sum_{c \in C} \zeta_c = \sum_{c \in C} \zeta_c^{SW} \quad (3.35)$$

También comparamos las asignaciones dadas por los esquemas de Nash y Rawlsian que tienen la misma utilidad total que el esquema de bienestar social. Esto se hace agregando la

Ecuación (3.35) a las formulaciones de Nash y Rawls. De esta manera se busca obtener asignaciones que sean eficientes y justas.

Para todos los esquemas de justicia se incluye también la Ecuación (3.36). Aquí se especifica que el costo total anual (TAC) está restringido por un límite superior (ψ), que representa el presupuesto disponible para la infraestructura.

$$\text{s.t } TAC \leq \psi \quad (3.36)$$

3.4 Complejos residenciales guiados por esquemas de justicia

3.4.1 Planteamiento del problema

El problema de asignación de recursos se ha observado en todos los sectores, incluyendo sistemas agrícolas, industriales y residenciales. Por lo tanto, se propone utilizar esquemas de justicia para encontrar el diseño óptimo de un complejo residencial integrado que incluye distintas alternativas para satisfacer sus demandas, así como para tratar sus desechos (ver **Figura 3.6**). Las demandas consideradas en este complejo incluyen los requerimientos de agua, electricidad, calefacción y enfriamiento. Los requerimientos de agua se pueden satisfacer utilizando agua dulce de la red pública, un sistema de recolección de agua de lluvia y un sistema de almacenamiento de agua dulce instalado en el complejo, así como el reciclaje de agua tratada. La demanda de electricidad puede satisfacerse mediante la red y un sistema de cogeneración. Aquí, el exceso de calor se puede utilizar para calentar agua. Además de satisfacer las necesidades domésticas, el agua caliente es necesaria para el funcionamiento de un sistema de refrigeración por absorción que ayuda a satisfacer las necesidades de refrigeración. Los desechos en este sistema son residuos sólidos, aguas residuales y emisiones. Los residuos sólidos se tratan mediante un sistema de gasificación para producir gas natural que se puede utilizar para satisfacer las demandas. Similarmente, se tratan las aguas residuales y después, las aguas grises se reciclan y se utilizan para el riego en el sistema de algas, mientras que las aguas negras se envían al drenaje. Las emisiones de dióxido de carbono generadas por las unidades de proceso se envían al sistema de cultivo de algas, donde distintas etapas del proceso conducen a la producción de biodiesel. Además, se considera que el exceso de agua caliente, agua fría, electricidad, refrigeración, gas natural y biocombustible producido puede venderse a usuarios externos.

Se proponen las siguientes funciones objetivo para diseñar el complejo residencial propuesto: minimizar el costo total, minimizar el consumo de agua fresca y minimizar las emisiones generadas. Tal enfoque implicaría una formulación multiobjetivo con la minimización simultánea de las funciones objetivo. Alternativamente, proponemos evaluar diferentes esquemas de justicia que pueden proporcionar soluciones óptimas cuando cada objetivo se considera como una parte interesada dentro del sistema de asignación de recursos. Esto se refiere a identificar las funciones objetivo como partes interesadas del sistema. Por lo tanto, el sistema involucra a tres partes interesadas diferentes: i) la minimización del costo total, ii) el consumo de agua dulce y iii) las emisiones generadas (ver **Figura 3.6**). La importancia de considerar la equidad en el sistema abordado radica en el alto nivel de competencia que existe entre las partes interesadas. Este entorno competitivo puede conducir a soluciones óptimas donde las asignaciones resultantes favorecen a algunas partes interesadas sobre las demás. Además de evaluar los esquemas de bienestar social, bienestar Rawlsiano y el enfoque de Nash, también se propone evaluar un esquema alternativo denominado de Rawlsian-Nash que combina conceptos de ambos esquemas. Se propone esta formulación combinada para encontrar asignaciones que podrían estar más cerca de una solución justa.



Figura 3.6. Representación esquemática del complejo residencial integrado.

3.4.2 Formulación del modelo

El modelo matemático completo propuesto para diseñar el sistema integrado y obtener las funciones objetivo se presenta en el **Apéndice D**. Esta formulación incluye las ecuaciones

necesarias para estimar las variables que se buscan minimizar: costo total anual (TAC), el consumo de agua dulce (FFW) y las emisiones generadas (EM). Estos objetivos se consideran como las partes interesadas para el modelo propuesto. El costo anual total se obtiene por la suma del costo operativo total y el costo de capital total menos las ventas totales:

$$TAC = TotOpCost + TotCapCost - TotSales \quad (3.37)$$

Las ventas están involucradas aquí, ya que una parte del costo puede cubrirse con ellas. Las ventas totales incluyen el exceso de agua fría y caliente, electricidad, refrigeración, gas natural y biocombustible que puede venderse a usuarios externos. El consumo total de agua dulce se calcula mediante la suma del agua dulce utilizada en cada período:

$$FFW = \sum_t F_t^{FW} \quad (3.38)$$

Las emisiones de gases de efecto invernadero se estiman por la suma de las emisiones enviadas al medio ambiente por el sistema de cogeneración, las emisiones generadas por la caldera y las emisiones del proceso de gasificación:

$$EM = \sum_t F g_t^{ICE-discharge} + \sum_t F g_t^{boiler-discharge} + \sum_t g_t^{gasification-discharge} \quad (3.39)$$

Considerando estas funciones, modelamos la normalización de cada objetivo de la siguiente manera:

$$TAC^N = \frac{TAC - TAC^{lb}}{TAC^{ub} - TAC^{lb}} \quad (3.40)$$

$$FFW^N = \frac{FFW - FFW^{lb}}{FFW^{ub} - FFW^{lb}} \quad (3.41)$$

$$EM^N = \frac{EM - EM^{lb}}{EM^{ub} - EM^{lb}} \quad (3.42)$$

Aquí, los superíndices lb y ub se refieren al límite inferior (punto de utopía) y al límite superior (punto nadir) de los objetivos, respectivamente. Como cada objetivo se considera como una parte interesada, el siguiente paso es evaluar los diferentes esquemas para comparar las asignaciones. Los esquemas de asignación involucrados incluyen el bienestar social, el bienestar Rawlsiano y el esquema de Nash. Además, se incluye una formulación que combina conceptos de

los esquemas de bienestar Rawlsiano y Nash. Es importante resaltar que las partes interesadas evaluadas en cada esquema de asignación se refieren a los objetivos normalizados de las Ecuaciones (3.40) - (3.42).

El esquema de asignación de bienestar social busca maximizar la suma de las funciones de los interesados. Sin embargo, como los objetivos de la formulación presentada deben minimizarse, se utiliza el valor negativo de la suma (Ecuación (3.43)).

$$\max - (TAC^N + FFW^N + EM^N) \quad (3.43)$$

La formulación de las Ecuaciones (3.44) - (3.47) se refiere al esquema de bienestar Rawlsiano y corresponde a maximizar la función más pequeña. Por lo tanto, proporciona un valor mínimo para todos los objetivos. Tenga en cuenta que la variable OF se incluye para modelar este esquema. Esta variable se maximiza en esta formulación.

$$\max OF \quad (3.44)$$

$$TAC^N \leq -OF \quad (3.45)$$

$$FFW^N \leq -OF \quad (3.46)$$

$$EM^N \leq -OF \quad (3.47)$$

El esquema de Nash está dado por la Ecuación (3.48). Este esquema busca maximizar la suma de los logaritmos de las funciones de las partes interesadas. Se utiliza el valor negativo de la suma, ya que los objetivos de la formulación presentada deben minimizarse (como en el esquema de bienestar social). Esta formulación captura naturalmente las escalas del sistema debido a la función logarítmica. Además, la solución es única. Tenga en cuenta que los valores mínimos del costo, el consumo de agua dulce y las emisiones generadas están delimitados por las demandas del sistema.

$$\max - (\ln (TAC^N) + \ln (FFW^N) + \ln (EM^N)) \quad (3.48)$$

Luego, proponemos combinar conceptos del bienestar Rawlsiano y el esquema de Nash. Nos referimos a este esquema como la formulación de Rawlsian-Nash y se modela utilizando las Ecuaciones (3.49) - (3.53). Aquí, la variable OF se incluye y maximiza, así como en la formulación del esquema Rawlsiano, mientras que las restricciones se modifican para incluir la función

logarítmica. Además, se agrega otra restricción para involucrar el enfoque de Nash (Ecuación (3.53)).

$$\max OF \quad (3.49)$$

$$\ln (TAC^N) \leq -OF \quad (3.50)$$

$$\ln (FFW^N) \leq -OF \quad (3.51)$$

$$\ln (EM^N) \leq -OF \quad (3.52)$$

$$(\ln (TAC^N) + \ln (FFW^N) + \ln (EM^N)) \leq -OF \quad (3.53)$$

También analizamos las asignaciones dadas por los diferentes esquemas cuando se incluye un peso específico para cada objetivo en las formulaciones. Esto se hace multiplicando cada función objetivo por un peso significativo (w^T, w^F, w^E) que representa el factor de prioridad para cada parte interesada. A continuación, presentamos las nuevas restricciones que incluyen las funciones ponderadas: para el esquema de bienestar social la Ecuación (3.54), para el esquema de bienestar Rawlsiano las Ecuaciones (3.55) - (3.58), para el esquema de Nash la Ecuación (3.59) y para el esquema de Rawlsian-Nash las Ecuaciones (3.60) - (3.64).

$$\max - (w^T TAC^N + w^F FFW^N + w^E EM^N) \quad (3.54)$$

$$\max OF \quad (3.55)$$

$$w^T TAC^N \leq -OF \quad (3.56)$$

$$w^F FFW^N \leq -OF \quad (3.57)$$

$$w^E EM^N \leq -OF \quad (3.58)$$

$$\max - (w^T \ln (TAC^N) + w^F \ln (FFW^N) + w^E \ln (EM^N)) \quad (3.59)$$

$$\max OF \quad (3.60)$$

$$w^T \ln (TAC^N) \leq -OF \quad (3.61)$$

$$w^F \ln (FFW^N) \leq -OF \quad (3.62)$$

$$w^E \ln (EM^N) \leq -OF \quad (3.63)$$

$$(w^T \ln (TAC^N) + w^F \ln (FFW^N) + w^E \ln (EM^N)) \leq -OF \quad (3.64)$$

Tenga en cuenta que cada formulación de cada esquema de asignación corresponde a un modelo diferente y, por lo tanto, a una solución óptima distinta. Además, dependiendo del esquema que se analice, el tipo de formulación varía. Para los esquemas de bienestar social y Rawlsiano, los enfoques desarrollados son modelos MILP. Por otro lado, los modelos para los esquemas de Nash y Rawlsian-Nash son formulaciones MINLP. Las ecuaciones presentadas se refieren la principal parte de la formulación. Sin embargo, el modelo completo se puede encontrar en el **Apéndice D**.

Capítulo 4. Resultados

En este capítulo se reportan los resultados encontrados para los distintos problemas abordados a partir de las formulaciones matemáticas propuestas. También se presentan los casos de estudio usados para ilustrar la aplicabilidad de los modelos de optimización desarrollados. Sin embargo, es importante resaltar que los modelos son generales y se pueden aplicar a cualquier caso de estudio.

4.1 Análisis de políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas

4.1.1 Caso de estudio

El caso de estudio usado para este problema se basa en datos reportados en la literatura que incluyen factores para cada una de las secciones del sistema. Algunos de estos factores son eficiencias de cada proceso, costos unitarios fijos y variables, datos específicos para los combustibles y corrientes de salida, así como datos generales para la planta de potencia y el sistema de cultivo de algas. Para la planta de potencia, la mayor parte de los parámetros se obtuvieron de estudios de simulación previos (Petritz-Prieto y col., 2016; Zhu y col., 2015). Para el sistema de cultivo de algas, la mayor parte de los parámetros se obtuvieron de estudios de optimización previos (Gutiérrez-Arriaga y col., 2014; Lira-Barragán y col., 2015). En la **Tabla 4.1** se resumen las alternativas consideradas para cada una de las partes del sistema integrado. Los valores específicos para todos los parámetros empleados se pueden encontrar en el **Apéndice A**.

Tabla 4.1. Resumen de las alternativas para el sistema de generación de potencia y el sistema de cultivo de algas.

SISTEMA DE POTENCIA	
COMBUSTIBLES	SISTEMAS DE COMBUSTIÓN
<ul style="list-style-type: none"> • Carbón • Gas natural 	<ul style="list-style-type: none"> • Combustión indirecta convencional (CLC) • Proceso modificado que utiliza un <i>sorbente</i> a base de calcio (CLP) • Versión extendida del CLC (exCLC) • Sistema modificado de CLC que involucra tres reactores (CLC3) • Combustión convencional
EFLUENTES	CICLOS DE POTENCIA

<ul style="list-style-type: none"> • Dióxido de carbono • Dióxido de carbono con agua • Gases de combustión sin dióxido de carbono • Sulfuro de hidrógeno • Productos del sistema de combustión convencional 	<ul style="list-style-type: none"> • Ciclo de vapor (SC) • Ciclo con turbina de gas con inyección de vapor (STIG) • Ciclo con turbina de aire húmedo (HAT) • Ciclo combinado con gasificación integrada (IGCC) • Ciclo combinado de gas natural (NGCC)
SISTEMA DE CULTIVO DE ALGAS	
ETAPA DE CULTIVO	ETAPA DE PRODUCCIÓN DE BIODIÉSEL
<ul style="list-style-type: none"> • Estanque de algas • Fotobiorreactor 	<ul style="list-style-type: none"> • Proceso base-base • Proceso enzimático
ETAPA DE COSECHA	ETAPA DE EXTRACCIÓN
<ul style="list-style-type: none"> • Centrifugación con floculación previa • Sedimentación por gravedad con floculación previa • Separación magnética • Filtración de flujo tangencial • Flotación por aire disuelto con floculación previa 	<ul style="list-style-type: none"> • Extracción con solventes sin secado previo • Extracción supercrítica sin secado previo • Extracción con solventes con secado previo • Extracción supercrítica con secado previo

Para los impuestos y bonos de carbono también se consideraron valores reportados en la literatura que ya han sido usados en otros países o que están dentro de los planes para su uso futuro. Para la penalización económica (impuesto), se toman en cuenta los valores de 10 y 15 \$/t de CO₂ ya que es probable que se consideren en futuras regulaciones en México (SEMARNAT e INECC, 2012). También se evalúan los siguientes valores 25, 32, 41 y 52 \$/t de CO₂, estos impuestos se utilizan para monetizar las externalidades en Estados Unidos (Kaufman y col., 2016). Similarmente, se consideraron distintas compensaciones económicas por las emisiones evitadas. Los bonos de carbono evaluados fluctúan de 0.3 a 130 \$/t de CO₂ evitado. Como el valor promedio de estas compensaciones ha cambiado en los últimos años de 4 a 7 \$/t de CO₂ y para la mayoría de las emisiones mundiales se utiliza un valor de 10 \$/t de CO₂, se incluyen estos valores intermedios en el análisis, así como el bono de 80-120 \$/t de CO₂ que ha sido estimado por modelos económicos (Kossoy, 2015).

4.1.2 Discusión de resultados

Los resultados obtenidos al considerar el impuesto sobre el carbono se muestran en la **Figura 4.1**. Aquí, se puede observar que, para los distintos valores de las penalizaciones, cuando la ganancia es máxima no hay cambio en las emisiones. Por lo tanto, se estimó el valor necesario de la penalización para lograr una reducción en las emisiones. Se encontró que con un valor de 84 \$/t de CO₂, las emisiones se reducen a 788,829 t de CO₂/año. Al considerar este impuesto la ganancia disminuye en un 16.4% comparada con la máxima ganancia posible (obtenida con el impuesto de 10 \$/t de CO₂). Como es de esperarse, entre mayor es la penalización menor es la ganancia al igual que las emisiones. Sin embargo, la ganancia es positiva para todo el conjunto de soluciones y aún al emplear el menor impuesto, hay reducción en las emisiones comparado con un sistema convencional.

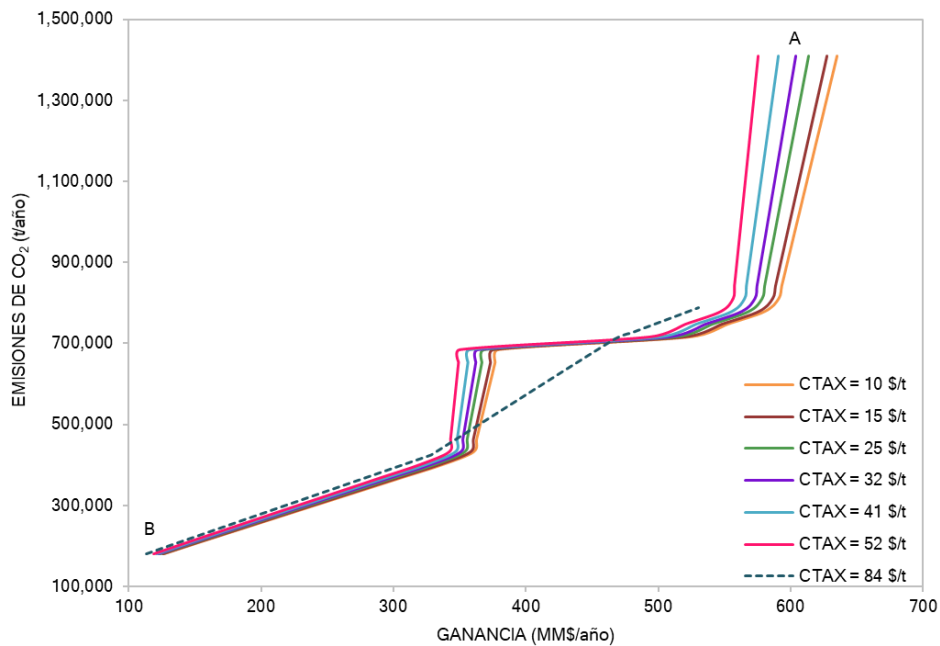


Figura 4.1. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones (CTAX) por las emisiones de CO₂ generadas.

Cada punto del conjunto Pareto hace referencia a una configuración óptima en términos de la elección de las fuentes de energía y tecnologías, incluyendo sus condiciones específicas. Los puntos A y B corresponden a las soluciones extremas. Mientras que el punto A representa las soluciones con mayor ganancia e impacto ambiental, el punto B simboliza lo contrario. A continuación, se presentan los resultados de algunas variables para el caso donde se considera el impuesto sobre el carbono igual a 10 \$/t de CO₂. Para el punto A, el sistema óptimo usa carbón

como combustible, CLP como sistema de combustión e IGCC como ciclo de potencia, mientras que la solución correspondiente al punto B usa gas natural, exCLC y STIG, respectivamente. Los flujos de combustible, CO₂, agua y productos se muestran en la **Tabla 4.2**. Las tecnologías óptimas para el sistema de cultivo son iguales para los dos puntos: estanque de algas para la etapa de cultivo, sedimentación por gravedad con floculación previa para la etapa de cosecha, extracción con solventes con secado previo para la etapa de extracción y proceso enzimático para la etapa de producción. Otros resultados importantes para el impuesto analizado se presentan en la **Tabla 4.3**. La solución B simboliza la mitigación más alta (44%), ya que no es posible obtener un 100% debido a las restricciones implicadas en el problema. Hay diferencias significativas entre la energía producida y demandada de los puntos A y B. Es importante notar que, el aumento que se observa en la energía demandada en la solución B es proporcional al aumento en la producción de biodiésel.

Tabla 4.2. Flujos para los puntos A y B al considerar un impuesto de 10 \$/t de CO₂.

Flujo	Solución A (t/año)	Solución B (t/año)
Combustible	1,049,874	122, 946
CO ₂ generado ($prod^{CO_2}$)	1,408,623	322,616
CO ₂ enviado al fotobiorreactor (F^{CO_2P})	0	0
CO ₂ enviado al estanque de algas (F^{CO_2R})	90	283,901
CO ₂ que se libera al ambiente (F^{CO_2L})	1,239,499	0
Emisiones de CO ₂	1,408,578	180,665
Consumo de agua	5141	16,292,084
Biodiésel producido	1	3852
Glicerol producido	0.12	403
Proteínas producido	1	4687
Etanol producido	0.6	1928

Tabla 4.3. Resultados para los puntos A y B al considerar un impuesto de 10 \$/t de CO₂.

Variable	Solución A (anual)	Solución B (anual)
Ganancia (MM\$)	635	127
Mitigación del CO ₂ (%)	0.0032	44
Energía producida por la planta de potencia (MW)	346	94
Energía demandada por el sistema de algas (MW)	0.0014	5

Las curvas de Pareto que representan las soluciones óptimas para cada bono de carbono se presentan en la **Figura 4.2**. Se puede observar que para los bonos mayores (120 y 130 \$/t de CO₂) se logra una importante reducción en las emisiones, específicamente a 788,829 t de CO₂/año cuando la ganancia es máxima. Entre mayor es la compensación, además de aumentar la reducción de emisiones, se obtiene la mayor ganancia del conjunto Pareto (843 MMS/año).

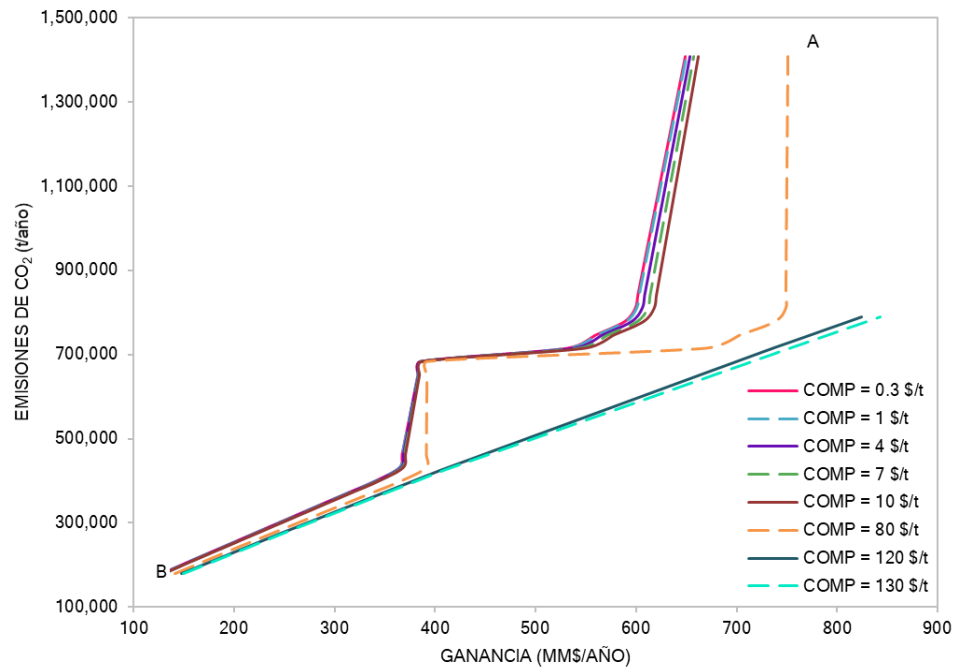


Figura 4.2. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas compensaciones (COMP) por las emisiones de CO₂ evitadas.

En la **Figura 4.2**, los puntos extremos A y B representan la mejor solución para los objetivos económicos (máxima ganancia) y ambientales (mínimas emisiones), respectivamente. Los resultados de las principales variables para el caso de una compensación igual a 130 \$/t de CO₂, se presentan a continuación. Para ambos puntos de solución A y B, el combustible óptimo y las tecnologías para la planta de potencia, así como para el sistema de cultivo son las mismas que las óptimas para el caso de un impuesto sobre el carbono igual a 10 \$/t de CO₂ (previamente analizado). Sin embargo, como se muestra en la **Tabla 4.4**, los flujos cambian principalmente para la solución A, donde la cantidad de biodiésel producido aumenta de manera significativa debido a que el flujo de dióxido de carbono enviado a la etapa de cultivo también es mayor. A partir de esta solución se obtiene la mayor ganancia teniendo un valor bajo para las emisiones. Como no se libera CO₂ al ambiente, la máxima mitigación es alcanzada. A pesar de que la energía producida es menor que

la generada al considerar el menor impuesto, el incluir el bono de carbono permite aumentar la producción de biodiésel y así también la ganancia (ver **Tabla 4.5**).

Tabla 4.4. Flujos para los puntos A y B al considerar un bono de 130 \$/t de CO₂.

Flujo	Solución A (t/año)	Solución B (t/año)
Combustible	1,049,874	122, 946
CO ₂ generado ($prod^{CO_2}$)	1,408,623	322,616
CO ₂ enviado al fotobiorreactor (F^{CO_2P})	0	0
CO ₂ enviado al estanque de algas (F^{CO_2R})	1,239,588	283,901
CO ₂ que se libera al ambiente (F^{CO_2L})	0	0
Emisiones de CO ₂	788,829	180,665
Consumo de agua	71,135,397	16,292,084
Biodiésel producido	16,817	3852
Glicerol producido	1755	403
Proteínas producido	20449	4687
Etanol producido	8418	1928

Tabla 4.5. Resultados para los puntos A y B al considerar un bono de 130 \$/t de CO₂.

Variable	Solución A (anual)	Solución B(anual)
Ganancia (MM\$)	843	149
Mitigación del CO ₂ (%)	44	44
Energía producida por la planta de potencia (MW)	326	94
Energía demandada por el sistema de algas (MW)	20	5

Se realiza una comparación entre las emisiones generadas al considerar los bonos e impuestos sobre el carbono previamente discutidos y un sistema convencional sin incluir ninguna compensación o penalización (ver **Figura 4.3**). El esquema convencional también incluye la emisión de todo el dióxido de carbono producido ya que el sistema de cultivo no existe en este caso. Las tres soluciones presentadas se pueden comparar porque su configuración óptima para las tecnologías en la planta de potencia es igual y también la energía eléctrica generada. El combustible óptimo es carbón con un flujo de 1,049,874 t/año, mientras que el sistema de combustión es CLP y el ciclo de potencia IGCC. La energía producida es 326 MW/año. Es importante notar que, para producir esta cantidad de energía eléctrica sin un proceso de mitigación, las emisiones son iguales a 2,680,594 t de CO₂/año. Cuando el sistema de cultivo de algas y el bono de carbono igual a 130 \$/t

de CO₂ son incluidos en el proceso, las emisiones de CO₂ se reducen 71%. Esto corresponde a la solución de máxima ganancia (843 MM\$/año). Por otro lado, si se considera el sistema de algas y un impuesto sobre el carbono de 10 \$/t de CO₂, las emisiones se reducen 70%. Esta solución corresponde a una ganancia de 591 MM\$/año. Se analizaron la mayor compensación y la menor penalización para encontrar las mejores soluciones para los objetivos económicos y ambientales (como se mencionó anteriormente, con mayores impuestos las emisiones se mantienen constantes). Aunque la diferencia entre la reducción de emisiones al considerar bonos e impuestos es sólo de 1%, la ganancia es mayor al incluir compensaciones. Así que, se puede concluir que el uso de bonos de carbono permite encontrar mejores compromisos entre las funciones objetivo.

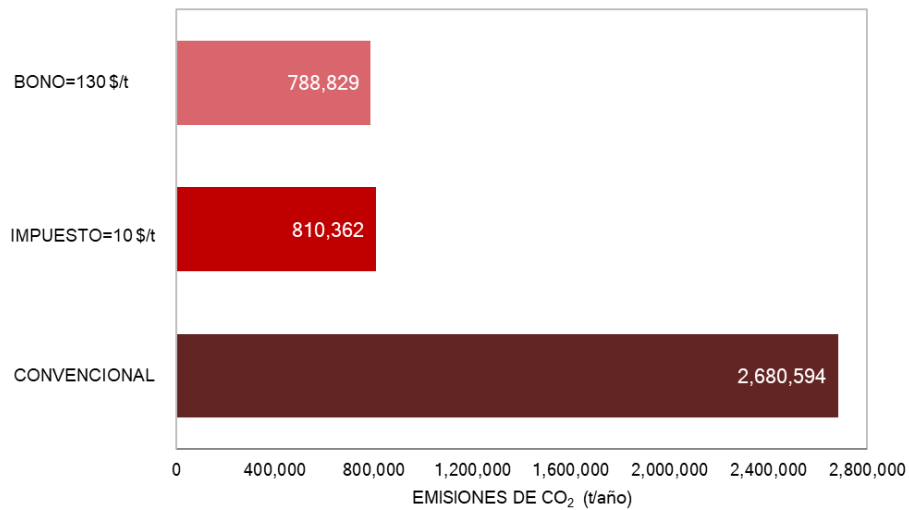


Figura 4.3. Emisiones de CO₂ para los diferentes casos.

4.2 Evaluación de políticas de carbono y agua en plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua

4.2.1 Caso de estudio

El modelo presentado es general y aplicable a cualquier caso de estudio. Sin embargo, para mostrar la utilidad de la formulación, los resultados se obtuvieron usando un problema de gestión de agua y energía en Hermosillo, Sonora, México. La ciudad de Hermosillo está ubicada en una región desértica (Desierto de Sonora) y representa un lugar potencial para implementar el sistema propuesto. Es una ubicación óptima para el uso de colectores solares debido a la alta irradiación normal directa (alrededor de 3000 kWh/m²). La precipitación en el desierto de Sonora es baja,

además, ha habido una creciente demanda de agua, lo que ha provocado escasez de lagos, ríos y acuíferos. Dicha demanda varía para los diferentes sectores, la agricultura requiere la mayor parte con 93%, luego los usuarios domésticos con 5%, los usuarios industriales con 1% y el último 1% para el sector ganadero y otros. La falta de lluvia junto con el rápido crecimiento de la población en la región y la distribución desigual de los recursos hídricos han provocado una competencia entre los sectores agrícola y doméstico. Además, la escasez de agua ha provocado un aumento de la explotación de aguas subterráneas. En el estado de Sonora existen 62 acuíferos de los cuales los tres más importantes son Costa de Hermosillo (CHA), Guaymas (GSA) y Valle del Yaqui (VYA). 18 de estos acuíferos están sobreexplotados y 5 tienen intrusión de agua de mar. El acuífero Costa de Hermosillo se ubica en el distrito de riego 051, mientras que el acuífero Guaymas en el 084 y el acuífero Valle del Yaqui en los distritos 041 y 018. Para el sector agrícola, se tienen en cuenta tales distritos de riego y la fluctuación en los requerimientos hídricos considerando dos crecientes temporadas marzo-agosto y octubre-enero. Además, se considera la variación a lo largo del año en la demanda de agua del sector doméstico e industrial, incluyendo las ciudades de Hermosillo, Obregón y Guaymas.

En este caso de estudio, se consideran las plantas de potencia de doble propósito existentes y la posibilidad de instalar nuevas para satisfacer las demandas de electricidad. Las plantas de doble propósito existentes son Puerto de Libertad y Guaymas II. Puerto de Libertad se ubica a 194 km de la ciudad de Hermosillo y cuenta con cuatro unidades de 158,000 kW. Mientras que Guaymas II se encuentra a 130 km al sur de la ciudad de Hermosillo y a 108 km del noroeste de la ciudad de Obregón, con una capacidad instalada total de 484,000 kW. Las posibles ubicaciones para instalar las nuevas plantas son las playas de Costa de Hermosillo y Valle del Yaqui. En cuanto a los combustibles y biocombustibles, se consideran los siguientes: carbón, petróleo, gas natural, biomasa, biogás, biodiésel y bioetanol. Además, se incluye la variación en la disponibilidad de biocombustibles en función de las estaciones y la generación de residuos agrícolas. Se considera que no hay restricciones de disponibilidad para los combustibles. En la literatura están reportados más detalles del caso de estudio (González-Bravo y col., 2015; González-Bravo y col., 2016).

Para los impuestos y bonos de carbono se consideraron los mismos valores del primer caso de estudio presentado (ver **Sección 4.1.1**). Por otro lado, los impuestos sobre el agua considerados incluyen los siguientes valores que han sido reportados previamente en la literatura: 0.032, 0.079,

0.121 y, 0.148 \$ / m³ de agua extraída (Höglund, 1999; Kraemer y col., 2003; Qin y col., 2012). Estas sanciones económicas se han utilizado eficazmente en otros países. De manera similar, se han implementado previamente créditos fiscales para la recarga de acuíferos de 0.048, 0.084, 0.132 y 0.134 \$/m³ (Khan y col., 2008; Pang y col., 2013). Estos valores son evaluados en el caso de estudio.

4.2.2 Discusión de resultados

La **Figura 4.4** muestra las curvas de Pareto obtenidas considerando varios impuestos al carbono (10, 15, 25, 32, 41 y 52 \$/t de CO₂). Además, se incluye un impuesto de 115 \$/t de CO₂ en el análisis, ya que representa el impuesto necesario para encontrar mejores valores para las funciones ambientales y sociales, lo que significa la cantidad mínima de emisiones y el máximo número de empleos generados. Este valor fue estimado sin ninguna restricción para las funciones ambientales y sociales, y considerando la función objetivo de maximizar la ganancia. La solución con este impuesto incluye los mejores valores para las emisiones y empleos (14,484,014 t de CO₂/año y 12,647 empleos generados) y el peor valor del conjunto Pareto para la ganancia (-39 MM\$/año). Estos resultados muestran que, con los impuestos apropiados, se pueden obtener mayores beneficios ambientales y sociales, aunque el objetivo económico puede verse comprometido. Al evaluar el resto de los impuestos, mayores valores para el beneficio se logran a medida que disminuye la penalización, mientras que la reducción de emisiones y el aumento en el número de trabajos comienza en el impuesto más bajo con 14,484,245 t de CO₂/año y 10,325 empleos generados.

Cuando no hay impuestos involucrados, los resultados corresponden al caso de referencia. Como se esperaba, en este escenario se encuentran los peores valores para las funciones ambientales y sociales, así como el beneficio máximo (1627 MM\$/año). Específicamente, la generación de emisiones es máxima (14,543,998 ton de CO₂/año), mientras que el número de empleos es ligeramente menor (10,307). Sin embargo, comparando los resultados de la función social entre el caso de referencia y el impuesto más alto, la diferencia es más clara ya que se generan 22.7% más empleos. Los compromisos entre estas soluciones se presentan en la **Tabla 4.6**. A través de los diferentes valores de ganancia para estas soluciones extremas, se puede visualizar el costo de reducir emisiones y generar empleos en el sistema propuesto. Las variables ambientales asociadas a la demanda de agua como el agua enviada para recargar los diferentes acuíferos y el

agua extraída no están influenciadas por los impuestos al carbono, por lo tanto, no hay cambio en estas variables en este análisis.

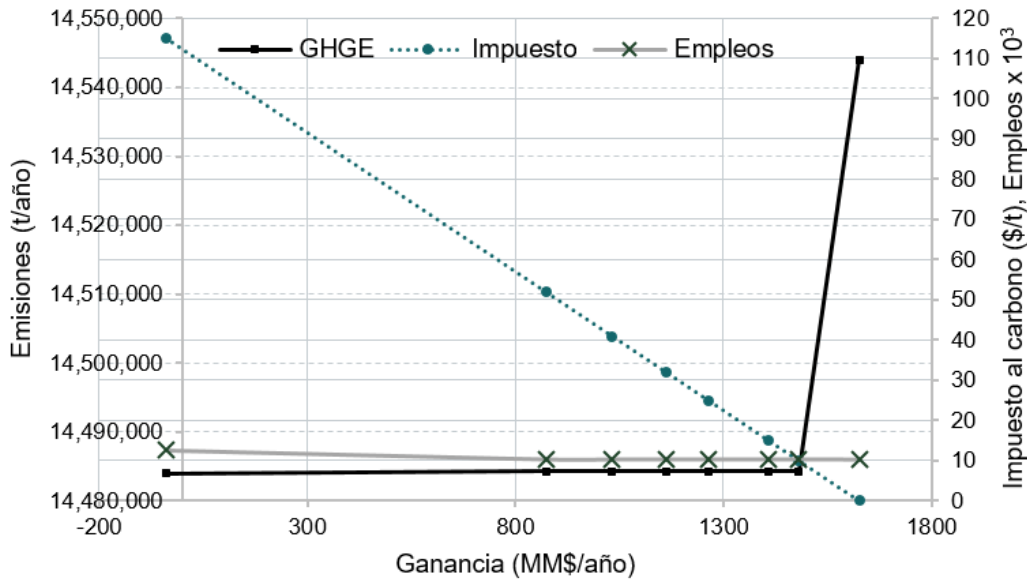


Figura 4.4. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones por las emisiones de CO₂ generadas.

Tabla 4.6. Comparación entre el caso de referencia y el caso con el impuesto al carbono más alto.

Variable	Caso de referencia	Impuesto = 115 \$/t de CO ₂
Ganancia (MM\$/año)	1627	-39
Emisiones (t de CO ₂ /año)	14,543,998	14,484,014
Empleos generados	10,307	12,647

Por otro lado, las soluciones óptimas para los bonos de carbono se presentan en la **Figura 4.5**. Los conjuntos de Pareto muestran compromisos para las emisiones, los empleos generados y las ganancias, al considerar diversas compensaciones por las emisiones evitadas (0.3, 1, 4, 7, 10, 80, 120 y 130 \$/t de CO₂ evitado). La disminución en la generación emisiones y el aumento en la generación de empleos comienzan con una compensación igual a 7 \$/t CO₂ con 14,484,245 t de CO₂/año y 10,325 empleos generados. Para este punto la ganancia es de 1627 MM\$/año. Con mayores compensaciones mejores valores para las funciones ambientales y sociales se logran al

igual que para el objetivo económico (a diferencia de al usar impuestos). Específicamente, con la mayor compensación, la reducción de emisiones es máxima ya que se generan 59,984 t de CO₂/año menos que el caso de referencia. Del mismo modo, se obtienen los valores máximos para el número de empleos y la ganancia (12,647 empleos generados y 1635 MM\$/año). Las emisiones y número empleos para este bono son iguales a las soluciones para el impuesto más alto (ver **Tabla 4.6**). A pesar de que la función económica es opuesta a las otras funciones, es posible encontrar su valor máximo junto con la cantidad máxima de empleos y la cantidad mínima de emisiones gracias al bono de carbono involucrado.

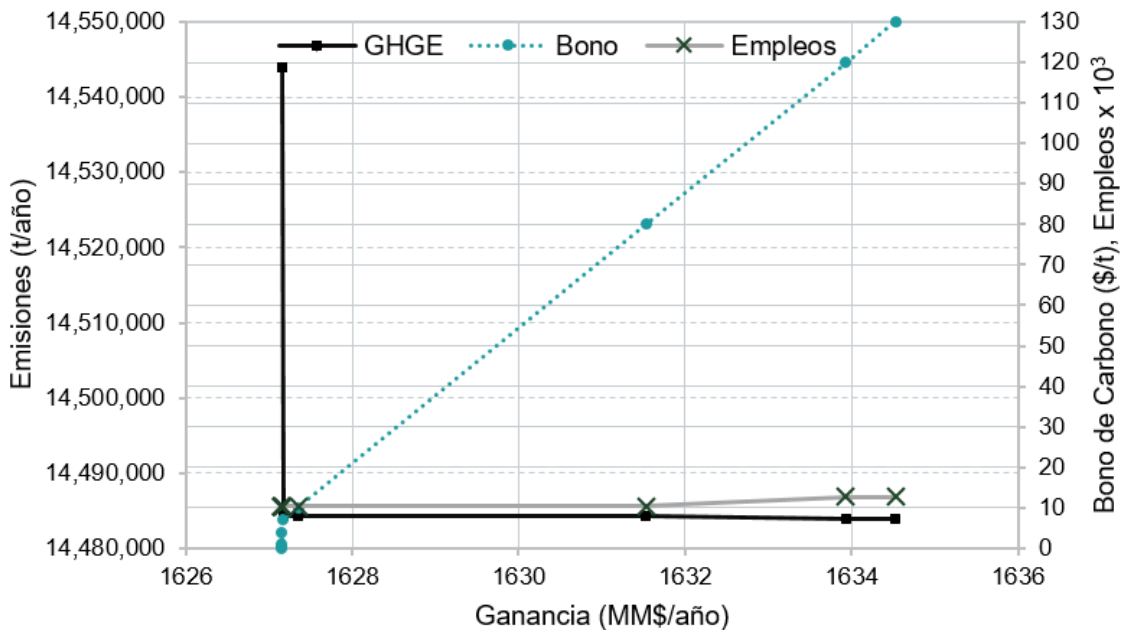


Figura 4.5. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas compensaciones por las emisiones de CO₂ evitadas.

La comparación entre el consumo de combustible para el caso de referencia, el impuesto más bajo, y el bono más alto se muestra en la **Figura 4.6**. Para el caso de referencia, se usa menos gas natural y se requiere carbón. Un impuesto igual a 10 \$/t de CO₂ se selecciona para la evaluación porque a partir de este impuesto se observa una disminución en la generación de emisiones. En este escenario, sólo se requiere gas natural y biomasa. El caso del bono de carbono igual a 130 \$/t de CO₂ resulta en la solución con mayor reducción de emisiones y menor consumo de combustibles

fósiles. Además, se utiliza biogás para cumplir con los requerimientos. Los tres casos requieren la misma cantidad de biomasa y no se consume energía solar en ninguno de ellos.

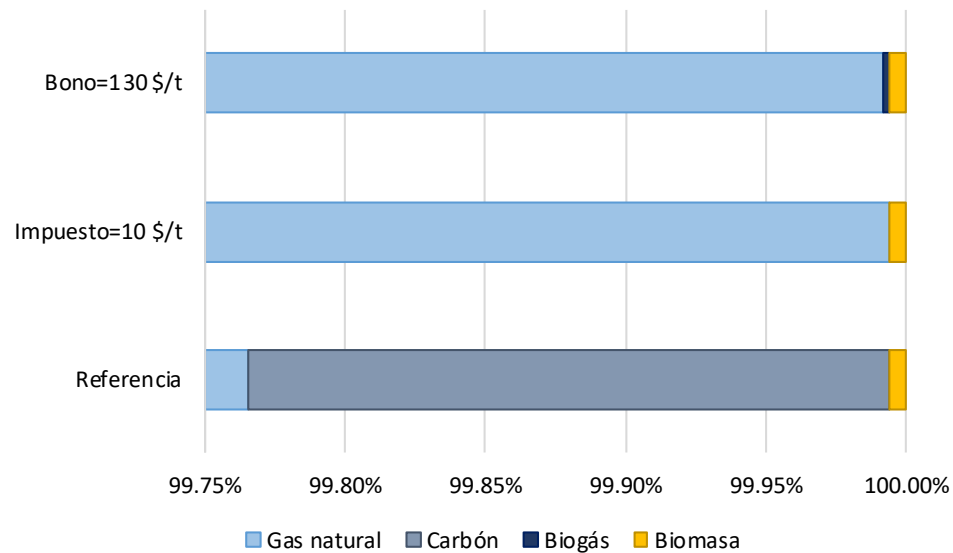


Figura 4.6. Consumo de combustible para distintos casos.

Se utiliza una estrategia similar para evaluar el impacto de las sanciones económicas y las compensaciones sobre la cantidad de agua extraída de los pozos profundos y la cantidad de agua enviada para recargar los acuíferos. En este análisis, no hay cambio en el número de empleos y emisiones del caso de referencia ya que los impuestos y créditos se refieren al uso del agua. La **Figura 4.7** muestra el frente de Pareto para los diversos impuestos al agua evaluados (0.032, 0.079, 0.121 y 0.148 \$/m³ de agua extraída). Aquí, se observan los compromisos entre el agua extraída de los pozos, el agua enviada para recargar los distintos acuíferos y las ganancias. Se puede observar que utilizando el impuesto más bajo la extracción de agua de los pozos es ligeramente menor (279×10^6 m³/año), se envía más agua para recargar el acuífero “GSA” (48×10^6 m³/año) y la ganancia es menor (1618 MM \$/año) que en el caso de referencia (ver **Tabla 4.6**). Con mayores impuestos al agua, la ganancia sigue disminuyendo a la par del agua extraída mientras que aumenta la recarga. Específicamente, para el impuesto más alto (0.15 \$/m³) se observa una mayor disminución del agua extraída (179×10^6 m³/año) y las recargas a los acuíferos “CHA” y “GSA” alcanzan sus valores máximos: 75×10^6 y 73×10^6 m³/año, respectivamente. Aunque la ganancia es la más baja para este punto, aún se logra un valor positivo. Para todo el análisis de impuestos, no hay cambios en la cantidad de agua enviada para recargar el acuífero “VYA”. Es importante notar

que el impuesto al agua se aplica al agua extraída, por lo que no hay una influencia particular de los impuestos sobre la recarga de los acuíferos. Por tanto, el aumento del agua utilizada para recargar los acuíferos depende de la disminución del agua extraída y su efecto sobre las variables asociadas a los distintos acuíferos. Los resultados completos que incluyen el análisis para cuando los créditos fiscales del agua se aplican a la recarga de todos los acuíferos y a la recarga de cada uno por separado se presentan en el **Apéndice B**.

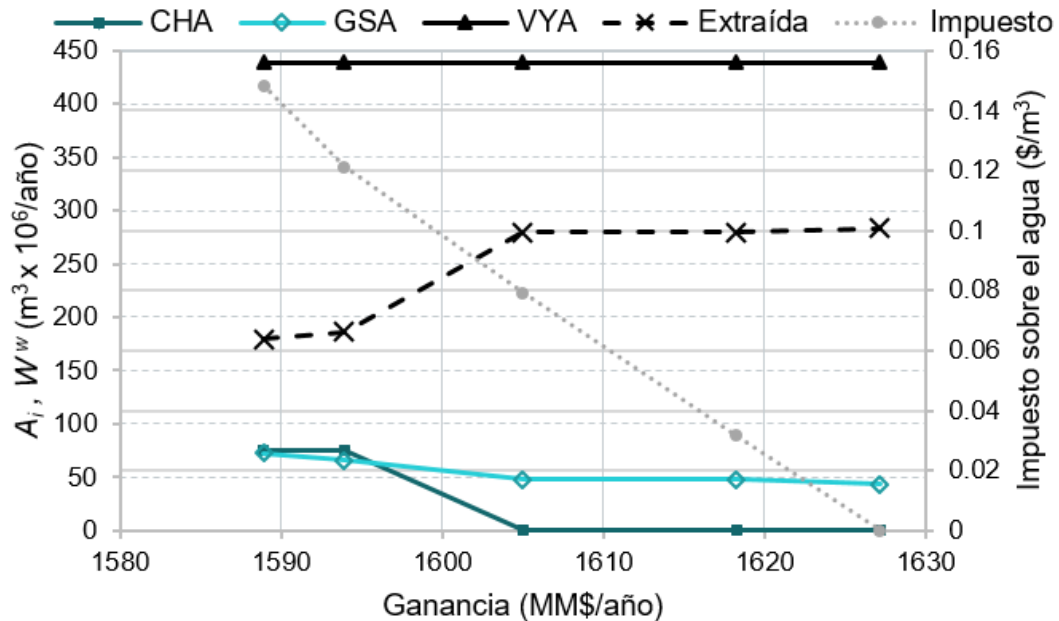


Figura 4.7. Curvas Pareto para el sistema propuesto considerando distintas penalizaciones por la extracción de agua de pozos profundos.

4.3 Diseño óptimo de redes de distribución de agua para sistemas agrícolas guiados por esquemas de justicia

4.3.1 Caso de estudio

La formulación propuesta es general y se puede aplicar a cualquier caso de estudio. Sin embargo, para ilustrar los resultados que se pueden obtener, estudiamos el diseño de una red de distribución de agua para un sector agrícola en Sinaloa, México. Consideramos los cuatro campos de cultivo de maíz de diferentes tamaños mostrados en la **Figura 4.8**. También consideramos que se utilizan sistemas de riego por inundación (Sifuentes-Ibarra y. Macías-Cervantes, 2008). Más detalles sobre esta aplicación y sus parámetros correspondientes se pueden encontrar en (Rubio-Castro y col., 2016).

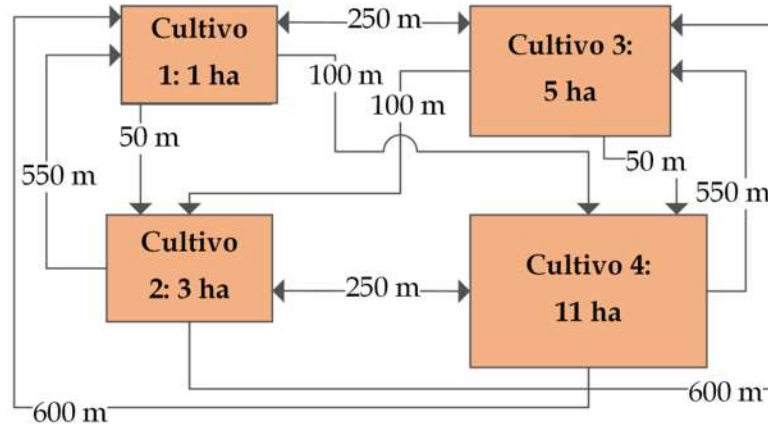


Figura 4.8. Área y distribución de los campos de cultivo considerados para el caso de estudio.

Los parámetros considerados son representativos de la región de estudiada y la variabilidad a través del tiempo estuvo involucrada al incluir diferentes períodos. Para nuestro análisis, cada campo de cultivo se trata como una parte interesada. Consideramos los diferentes requisitos de agua de cada campo de cultivo a lo largo de cinco períodos del año. En este sistema, $7,000 \text{ m}^3$ son necesarios por período para que todos los campos de cultivo puedan alcanzar su producción máxima. Por lo tanto, el requerimiento total de agua para todos los cultivos durante los cinco períodos considerados es de $35,000 \text{ m}^3$. El sistema fue analizado considerando varias restricciones sobre la disponibilidad total de agua dulce y el presupuesto (para capturar diferentes configuraciones de escasez y variaciones en las asignaciones). Específicamente, consideramos (a) 83, (b) 86, (c) 89 y (d) 91% de disponibilidad de los requerimientos totales de agua y las restricciones para el costo total anual mostradas en la **Tabla 4.7**. Las restricciones para el presupuesto se relacionan con la disponibilidad de agua dulce. Se considera que el intercambio de agua entre todos los cultivos, así como entre todos los cultivos y tanques de almacenamiento involucrados es posible. También asumimos que los intercambios de agua de los campos de cultivo 1 y 3 a los campos 2 y 4 pueden ocurrir naturalmente por gravedad (no se requiere equipo de bombeo). El resto de los intercambios de agua si requiere bombeo. También asumimos que los costos de inversión se anualizan utilizando un horizonte temporal de 5 años. El costo total anual incluye los costos capitales y de operación asociados a los tanques de almacenamiento, así como al equipo de tuberías y bombeo requerido para el intercambio de agua en la red.

Tabla 4.7. Configuraciones de disponibilidad de agua y presupuesto consideradas.

Configuración	Total de agua disponible (m ³)	Presupuesto disponible (miles de \$/año)
(a)	29,000	4.54
(b)	30,000	4.58
(c)	31,000	4.61
(d)	32,000	4.63

4.3.2 Discusión de resultados

Para encontrar una asignación que considere tanto la eficiencia como la equidad, modificamos los esquemas de Rawlsian y Nash imponiendo una restricción adicional. Esta restricción indica que la utilidad total del sistema debe ser la mismo que la obtenido por el esquema de bienestar social. Se presentan las asignaciones de ingresos a cada campo de cultivo usando los diferentes esquemas de justicia en la **Figura 4.9**. Aquí, consideramos la configuración (a) de disponibilidad de agua dulce y presupuesto. Note que cada esquema de asignación proporciona los mismos ingresos (ver **Tabla 4.8**), pero los ingresos individuales de los campos de cultivo son bastante diferentes. Podemos ver que la asignación de bienestar social favorece el campo de cultivo 4 (el que tiene el área más grande). Usando los esquemas de Rawlsian y Nash, el campo de cultivo 1 (el más pequeño) logra sus mayores ingresos, lo que confirma que estos esquemas capturan escalas de manera más efectiva. También comparamos la diferencia relativa de las asignaciones de los esquemas Rawlsian y Nash con el enfoque del bienestar social. La mayor diferencia (77%) corresponde al campo de cultivo más pequeño al evaluar los acercamientos de Rawlsian y Nash. Esto destaca cómo una mejora relativa significativa en las asignaciones para las partes interesadas pequeñas se puede lograr al considerar la equidad, sin afectar la eficiencia total del sistema. Por otro lado, para los esquemas de Nash y Rawlsian, la diferencia relativa para el campo de cultivo grande (cultivo 4) es negativo (una reducción en los ingresos). Sin embargo, la diferencia relativa es solo del 9-12%; en consecuencia, el aumento relativo de los ingresos para las pequeñas partes interesadas supera drásticamente la disminución relativa para las partes interesadas de mayor tamaño.

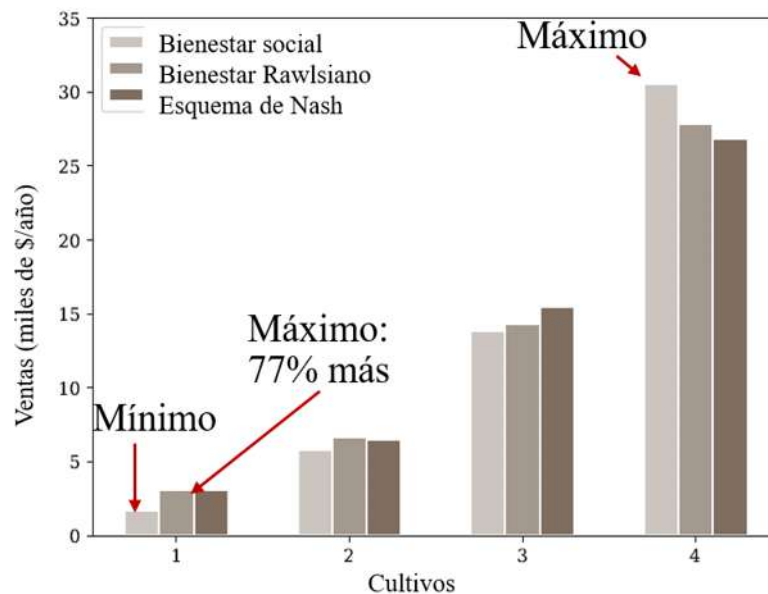


Figura 4.9. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo usando los diferentes esquemas con la restricción (a) de disponibilidad de agua.

Tabla 4.8. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo y diferencias relativas entre los esquemas (restricción (a)).

Ingresos (miles de \$/año)					
Cultivo	Bienestar social	Bienestar Rawlsiano	% Diferencia	Nash	% Diferencia
1	1.75	3.09	77	3.09	77
2	5.84	6.67	14	6.54	12
3	13.82	14.31	4	15.44	12
4	30.53	27.87	-9	26.87	-12
Ingresos totales	51.94	51.94		51.94	

También analizamos las asignaciones de ingresos para la restricción (b) de disponibilidad de agua dulce y presupuesto (aquí hay más agua dulce y presupuesto disponibles). Los resultados se resumen en la **Figura 4.10**. Observamos que el esquema de bienestar social nuevamente favorece al campo de cultivo más grande y asigna los ingresos más bajos para el campo de cultivo más pequeño. Sin embargo, los ingresos para el campo de cultivo 1 aumentan en un 51% al usar

los esquemas de Nash y Rawlsian. Es importante notar que cada esquema de asignación proporciona los mismos ingresos (ver **Tabla 4.9**). Aquí, observamos que el esquema de Rawlsian asigna menos ingresos para el campo de cultivo 2 (una reducción de más del 20%). También este esquema asigna ingresos ligeramente más altos para el campo de cultivo 4, mientras que el esquema de Nash le asigna el menor ingreso (sólo 6% menos que el esquema de bienestar social). Por lo tanto, los ingresos individuales para los campos de cultivo 1, 2 y 3 aumentan bajo la asignación de Nash. Comparando estos resultados a los obtenidos en la configuración (a), observamos que las diferencias relativas entre las asignaciones de los esquemas son menores cuando el agua dulce y el presupuesto son más abundantes. También encontramos que las diferencias en las asignaciones colapsan cuando los recursos son abundantes (restricciones (c) y (d)).

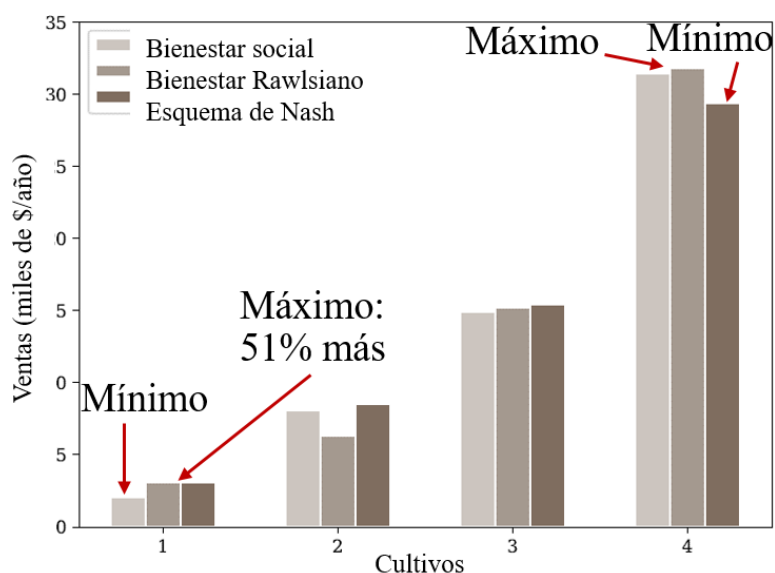


Figura 4.10. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo usando los diferentes esquemas con la restricción (b) de disponibilidad de agua.

Tabla 4.9. Asignaciones de ventas a cada campo de cultivo y diferencias relativas entre los esquemas (restricción (b)).

Cultivo	Ingresos (miles de \$/año)				
	Bienestar social	Bienestar Rawlsiano	% Diferencia	Nash	% Diferencia
1	2.05	3.09	51	3.09	51
2	8.05	6.33	-21	8.50	6
3	14.93	15.20	2	15.44	3

4	31.40	31.81	1	29.40	-6
Ingresos totales	56.43	56.43		56.43	

Es importante tener en cuenta que cada esquema de asignación da lugar a un diseño de red muy diferente. Ilustramos esta diferencia comparando el diseño de la red dado por los esquemas de bienestar social y Nash (ver **Figura 4.11**). Aquí, el agua de entrada incluye tanto el agua dulce como la intercambiada en todos los períodos de tiempo. El ancho de línea indica la cantidad de agua transferida. Para las configuraciones (a) y (b), observamos que el esquema de Nash asigna más agua dulce (y, por lo tanto, más ingresos) para el campo de cultivo 1. Esto se traduce en mayores ingresos para el campo de cultivo 1 en comparación con los ingresos bajo el esquema de bienestar social. También observamos que, en ambas restricciones, el esquema de bienestar social favorece al campo de cultivo 4. Dado que el presupuesto está más limitado en la configuración (a) (4.54 miles de \$/año), el diseño de la red de agua incluye los intercambios por gravedad, lo que reduce el costo requerido (hay intercambio de agua de los campos de cultivo 1 y 3 a los campos de cultivo 2 y 4). Aquí, el esquema de Nash favorece a los campos de cultivo 2 y 3. Cuando se aumenta el presupuesto (configuración (b)), otros intercambios que requieren sistemas de bombeo son posibles (del campo de cultivo 2 al 4, así como de los campos de cultivo 2 y 4 al 3). De nuevo, la solución de Nash asigna más agua a los campos de cultivo 2 y 3. Para los esquemas de asignación que se muestran en la **Figura 4.10**, no se requirieron tanques de almacenamiento. Curiosamente, sólo para el enfoque de bienestar Rawlsiano, se seleccionó un tanque de almacenamiento para el campo de cultivo 4 en como parte del diseño óptimo en la configuración (a). Resultados adicionales relacionados a la variación de la red de distribución de agua se pueden encontrar en el **Apéndice C**.

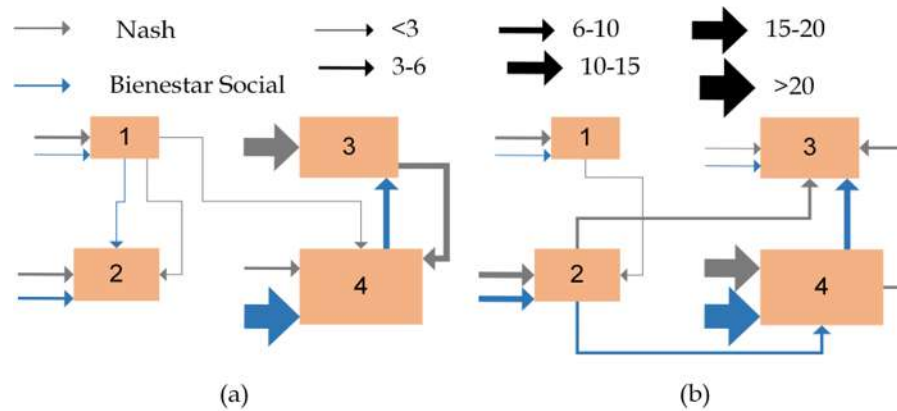


Figura 4.11. Distribuciones de agua para cada cultivo (en miles de m³).

4.4 Diseño óptimo de complejos residenciales guiados por esquemas de justicia

4.4.1 Caso de estudio

La metodología propuesta es general y puede aplicarse a distintos casos de estudio. Para ilustrar los resultados que se pueden obtener a través de la formulación, consideramos un caso de estudio de un complejo residencial en la ciudad de Morelia, México. La ciudad de Morelia se ha enfrentado recientemente a problemas para satisfacer la demanda de agua debido al crecimiento de la población y la escasez de agua en esta área. Además, el complejo residencial tiene demandas de electricidad junto con requisitos de refrigeración y una tasa constante de generación de residuos. Por lo tanto, la importancia de evaluar nuestra metodología en este caso de estudio.

El número de hogares y los requisitos específicos, así como las descargas de residuos de este complejo, se conocen durante ciertos períodos (meses del año). Las demandas totales incluyen 538,376 m³/año de agua, 1,600,000 kWh/año de electricidad, 36,690 m³/año de agua caliente y 2,400 kWh/año de enfriamiento. Además, el complejo residencial genera 864 toneladas de residuos sólidos orgánicos al año. Para satisfacer estas demandas y utilizar los desechos generados por el complejo, se propuso un diseño integrado que considera el nexo agua-energía-desechos (Núñez-López y col., 2018a). Este diseño incluye los siguientes elementos:

- La síntesis de redes de agua, incluyendo el tratamiento de aguas residuales, el reciclaje y la recolección de agua de lluvia.
- La electricidad requerida se puede obtener del sistema de cogeneración y la red.

- Los desechos orgánicos pueden tratarse mediante un proceso de gasificación para producir gas natural.
- Las demandas de refrigeración pueden satisfacerse mediante un ciclo de refrigeración por absorción el cual requiere agua caliente que se puede obtener de la unidad de cogeneración y la caldera.

El diseño integrado óptimo implica satisfacer las demandas al menor costo posible y simultáneamente con el mínimo uso de recursos externos junto con la generación mínima de emisiones (funciones objetivo). Consideramos que el costo de este sistema es apoyado por los habitantes del complejo con la ayuda de subsidios proporcionados por el gobierno. Para nuestro análisis, cada objetivo se trata como una parte interesada y se evalúan los esquemas de asignación propuestos. Esto significa que las funciones objetivo se identifican como participantes del sistema. Por lo tanto, el sistema involucra a tres partes interesadas diferentes: i) la minimización del costo total anual (TAC), ii) el consumo de agua dulce y iii) las emisiones generadas.

4.4.2 Discusión de resultados

La **Figura 4.12** presenta las diferentes soluciones encontradas a través de los esquemas de asignación, así como los puntos opuestos, UP y NP, que representan la solución utópica (el mejor valor para todos los objetivos) y la solución nadir (el peor valor para todos los objetivos), respectivamente. El mejor valor para todos los objetivos se refiere a su valor mínimo (limitado por las demandas), mientras que el peor valor se refiere a su valor máximo. Con respecto a los esquemas de asignación, podemos ver que la solución de Nash proporciona el valor mínimo para el TAC y las emisiones generadas. Mientras que el valor mínimo para el consumo de agua dulce se obtiene a través del esquema Rawlsian-Nash. Para una mejor comprensión de las soluciones, en la **Tabla 4.10** se presentan las asignaciones para cada objetivo usando los diferentes esquemas, así como las soluciones obtenidas cuando cada objetivo se minimiza individualmente. Aquí, también comparamos la diferencia entre las asignaciones para cada esquema y las soluciones en el punto de utopía para identificar qué tan cerca de la mejor solución está cada esquema. Tenga en cuenta que la solución utópica no es cero para cada objetivo. En lugar de esto, su valor es el mínimo requerido para satisfacer las demandas del sistema. Observamos que cuando cada objetivo se minimiza individualmente (Min TAC, Min Agua fresca, Min Emisiones), los otros objetivos aumentan y son cercanos o iguales a la solución de Nadir (peor solución). Por ejemplo, para el caso de minimizar

el objetivo de agua fresca individualmente, se obtienen los valores más altos para el TAC y las emisiones. Esto ocurre porque cuando cada objetivo se minimiza individualmente, los otros objetivos se ignoran. Por lo tanto, sólo la diferencia entre los objetivos que se minimizan y la solución utópica es cero. En cuanto a los esquemas de asignación, cada uno de ellos favorece objetivos diferentes, pero sin ignorar a los demás. Específicamente, notamos que el esquema de bienestar social da el valor mínimo para las emisiones, así como el esquema de Nash. Curiosamente, para las soluciones de ambos esquemas, la diferencia con la solución utópica de los otros objetivos (TAC y agua fresca) no es máxima (a diferencia de la solución de minimizar el objetivo de emisiones individualmente). Por lo tanto, las soluciones proporcionadas por el bienestar social y los esquemas de Nash permiten encontrar mejores soluciones para todos los objetivos (más cerca de su punto de utopía). También observamos que la solución de bienestar Rawlsiano no proporciona el mejor valor para ningún objetivo. A pesar de esto, la diferencia entre esta solución y el punto de utopía para todos los objetivos no es máxima. Por lo tanto, no da la peor solución para ninguno de ellos. Tenga en cuenta que la solución de Nash es el único esquema que logra la solución utópica (o un valor cercano) para dos objetivos (TAC y emisiones). Sin embargo, su solución para el agua fresca está cerca del punto más bajo (como en el caso de minimizar el TAC individualmente). Por otro lado, el esquema de Rawlsian-Nash da peores valores para el TAC y las emisiones, pero favorece el objetivo de agua fresca. Observamos que, para el caso de minimizar el agua fresca individualmente, los otros objetivos son mucho mayores. Tenga en cuenta que cada esquema proporciona parámetros de diseño que involucran diferentes tasas de flujo y tecnologías. Por ejemplo, la solución del enfoque de Rawls no implica la existencia del sistema de algas y, por lo tanto, se obtienen emisiones más altas. Por otro lado, la solución dada por el esquema de Nash no incluye la existencia del sistema de recolección de agua de lluvia. Como consecuencia, se requiere más agua fresca, pero el TAC es menor. Además, esta solución no incluye la existencia de la unidad de cogeneración, así como la solución de bienestar social. Por otro lado, la solución de Rawlsian-Nash implica la instalación del sistema de recolección de agua de lluvia y la unidad de cogeneración, así como el esquema de Rawlsian. Cada esquema incluye la existencia del sistema de refrigeración por absorción, la caldera, el sistema de almacenamiento de agua fresca y las unidades de tratamiento de agua.

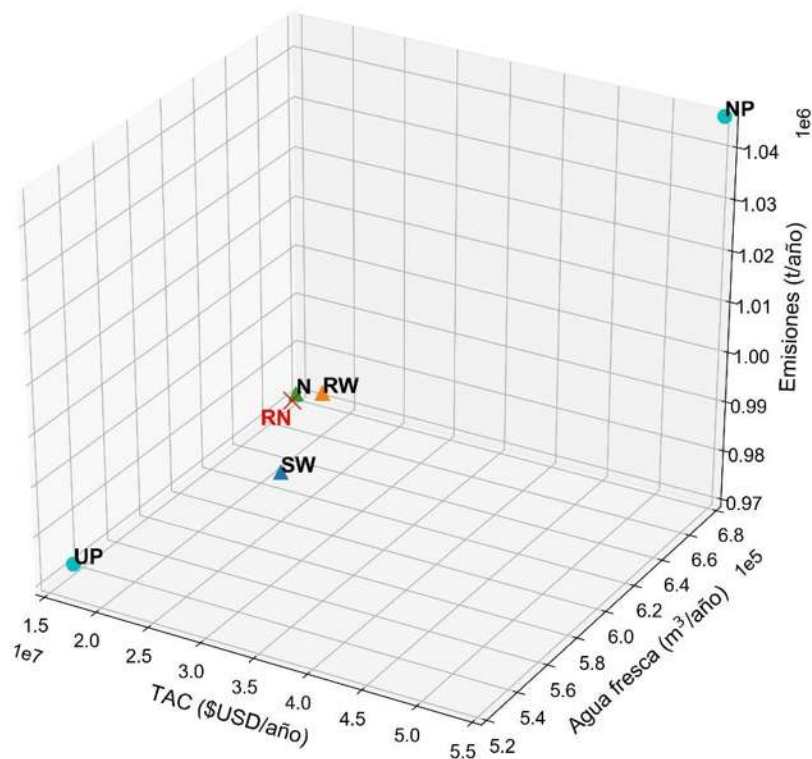


Figura 4.12. Representación de las diferentes soluciones obtenidas con los esquemas propuestos: solución utópica (UP), solución nadir (NP), solución de bienestar social (SW), solución de bienestar Rawlsiano (RW), solución de Nash (N) y solución de Rawlsian-Nash (RN).

Tabla 4.10. Distribuciones para las funciones objetivo y diferencias con la solución utópica.

CASO	Objetivos			Diferencia con la solución Utópica		
	TAC (\$USD×10 ⁶ / año)	Agua fresca (m ³ ×10 ³ /año)	Emisiones (t×10 ³ /año)	TAC (\$USD×10 ⁶ /año)	Agua fresca (m ³ ×10 ³ /año)	Emisiones (t×10 ³ /año)
Solución Utópica (UP)	16.74	523.97	974.32	-	-	-
Solución Nadir (NP)	54.87	681.41	1045.81	38.13	157.44	71.48
Min TAC	16.74	665.32	979.38	0	141.35	5.05
Min Agua fresca	54.87	523.97	1045.81	38.13	0	71.84
Min Emisiones	48.41	681.41	974.32	31.67	157.44	0
Bienestar Social (SW)	23.12	612.69	974.32	6.39	88.72	0
Bienestar Rawlsiano (RW)	31.45	584.73	1001.91	14.71	60.76	27.59

Nash (N)	16.76	665.32	974.32	0.021	141.35	0
Rawlsian-Nash (RN)	29.19	580.72	1000.09	12.45	56.74	25.76

Cuando se consideran las funciones ponderadas, se obtienen los resultados que se muestran en la **Tabla 4.11**. Aquí, se presenta el valor de los factores de ponderación (pesos), así como las asignaciones bajo los esquemas propuestos. Podemos observar que cada esquema de asignación se evaluó utilizando diez casos de ponderación arbitraria que son iguales para todos los esquemas. A pesar de los pesos, observamos que algunas tendencias de los resultados obtenidos previamente (sin pesos) aparecen en estas asignaciones. Por ejemplo, el esquema de bienestar social favorece el objetivo de emisiones en la mayoría de los escenarios: casos 2, 3, 4, 6, 9 y 10 (así como en el caso sin pesos). Curiosamente, también se observa una diferencia importante del caso sin pesos. Podemos ver que en los casos 3 y 10, el TAC alcanza su peor valor. Esto ocurre porque se asigna un peso de cero al TAC en tales casos. Para las formulaciones de bienestar Rawlsiano y Rawlsian-Nash, en algunos casos (que involucran pesos iguales al bienestar social), no hay preferencia por el objetivo de emisiones, como los casos 13, 14, 20, 32, 33, 34, 36, 39 y 40. Sin embargo, para el esquema de Nash, la tendencia de dar preferencia al objetivo de emisiones también se observa con los factores de ponderación. Además, este esquema favorece el objetivo del TAC en los casos 22, 24, 25, 26 y 29. Tenga en cuenta que cuando se trata del mayor peso para las emisiones (caso 30), se encuentra el peor valor para el TAC. Con respecto a la parte interesada del agua dulce, el esquema de Nash también da preferencia a este objetivo en los casos 21, 23, 27 y 28 (en los que los pesos para el objetivo del agua dulce son más altos). El esquema de Rawlsian-Nash favorece a esta parte interesada en la mayoría de los escenarios: casos 33, 34, 36, 37, 39 y 40. Este comportamiento sigue la tendencia de este esquema sin pesos, pero se encuentran valores aún mejores para el objetivo de agua fresca debido a los pesos involucrados. Además, el esquema de Rawls favorece también el objetivo de agua fresca en los casos 11, 13, 15, 17 y 18. Podemos observar que, en algunos de estos escenarios, el objetivo que tiene preferencia es el que tiene mayor peso, pero no en todos ellos. En otros, solo el esquema guía la asignación a un objetivo específico. Por ejemplo, el caso 15 del esquema Rawlsiano donde no se multiplica el peso más alto por el objetivo de agua fresca, y, sin embargo, la diferencia con el punto de utopía de este objetivo es pequeña. Esto ocurre debido al esquema de asignación evaluado. Por otro lado, hay casos en los que el factor de ponderación determina la solución, sin importar el esquema. Por ejemplo, cuando

el objetivo de agua fresca se multiplica por el factor más alto (0.7), la diferencia con la solución de utopía es mínima (casos 8, 27 y 28). En resumen, se mantienen algunas tendencias, como el esquema de bienestar social que favorece el objetivo de emisiones y el esquema Rawlsian-Nash que favorece el objetivo de agua fresca. Para el enfoque de Nash, se encuentran algunas soluciones que dan preferencia a los objetivos de emisiones y TAC, pero también otras donde se prefiere el objetivo de agua dulce. Además, para el esquema Rawlsian, se observaron asignaciones alternativas que favorecen a la parte interesada del agua fresca. Tenga en cuenta que hemos proporcionado varias soluciones o asignaciones que favorecen a uno o más objetivos. Estos conjuntos de distribuciones permiten presentar diferentes alternativas para los tomadores de decisiones. Sin embargo, la solución más apropiada dependería de los intereses particulares del tomador de decisiones. Resultados complementarios relacionados con la diferencia entre la solución utópica y las funciones con pesos se pueden encontrar en el **Apéndice D**.

Tabla 4.11. Distribuciones para las funciones objetivo incluyendo pesos y usando los distintos esquemas.

CASO	Pesos			Objetivos		
	TAC (\$ USD/año)	Agua fresca (m ³ /año)	Emisiones (t/año)	TAC (\$ USD × 10 ⁶ /año)	Agua fresca (m ³ × 10 ³ /año)	Emisiones (t × 10 ³ /año)
<i>Bienestar social</i>						
1	0.5	0.5	0	27.07	525.35	1045.81
2	0.5	0	0.5	16.83	665.32	974.32
3	0	0.5	0.5	54.87	612.69	974.32
4	0.33333	0.33333	0.33333	23.18	612.69	974.32
5	0.7	0.3	0	16.81	665.32	979.38
6	0.7	0	0.3	16.83	665.32	974.32
7	0	0.7	0.3	54.87	530.24	1045.81
8	0.3	0.7	0	27.07	523.97	1045.81
9	0.3	0	0.7	16.83	665.32	974.32
10	0	0.3	0.7	54.87	612.69	974.32
<i>Bienestar Rawlsiano</i>						
11	0.5	0.5	0	23.27	550.95	1045.81
12	0.5	0	0.5	16.85	665.91	974.54
13	0	0.5	0.5	54.87	580.72	1000.09
14	0.33333	0.33333	0.33333	29.57	584.73	1001.91
15	0.7	0.3	0	21.29	567.83	1045.81
16	0.7	0	0.3	16.85	665.91	974.82
17	0	0.7	0.3	54.87	565.01	1017.8
18	0.3	0.7	0	24.52	537.75	1045.81

19	0.3	0	0.7	16.85	665.91	974.32
20	0	0.3	0.7	54.87	600.49	989.21
<i>Nash</i>						
21	0.5	0.5	0	26	523.97	1045.81
22	0.5	0	0.5	16.76	665.32	974.32
23	0	0.5	0.5	54.87	523.97	1045.81
24	0.33333	0.33333	0.33333	16.76	665.32	974.32
25	0.7	0.3	0	16.74	665.32	979.38
26	0.7	0	0.3	16.76	666.66	974.32
27	0	0.7	0.3	54.87	523.97	1045.81
28	0.3	0.7	0	25.99	523.97	1045.81
29	0.3	0	0.7	16.76	665.32	974.32
30	0	0.3	0.7	54.87	612.69	974.32
<i>Rawlsian-Nash</i>						
31	0.5	0.5	0	27.55	632.29	987.59
32	0.5	0	0.5	27.07	629.98	985.6
33	0	0.5	0.5	54.87	565.98	1018.85
34	0.33333	0.33333	0.33333	30.48	580.72	1000.09
35	0.7	0.3	0	27.55	632.29	987.59
36	0.7	0	0.3	39.54	579.48	1020.74
37	0	0.7	0.3	54.87	565.98	1018.85
38	0.3	0.7	0	32.67	610.70	1045.81
39	0.3	0	0.7	39.54	579.48	1020.74
40	0	0.3	0.7	54.87	565.98	1018.85

Capítulo 5. Conclusiones

En este capítulo se presentan las conclusiones alcanzadas a partir del análisis de los problemas abordados. Primeramente, se discuten las conclusiones generales para los distintos sistemas evaluados usando técnicas de optimización. Después, se presentan las conclusiones particulares para cada problema. Finalmente, se resaltan las contribuciones a la investigación que incluyen artículos científicos en revistas de alto impacto, presentaciones en congresos y un capítulo de libro. En el **Apéndice E** se pueden encontrar las portadas de estas contribuciones.

5.1 Conclusiones generales

De manera general, es posible concluir que, al abordar los problemas propuestos usando técnicas de optimización junto con los esquemas de políticas de carbono y agua, así como los esquemas de justicia, fue posible obtener soluciones óptimas que pueden facilitar la toma de decisiones en sistemas industriales, agrícolas y residenciales. Se propusieron distintos modelos matemáticos para describir cada uno de los procesos analizados en estos sectores que incluyen: 1) plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas, 2) plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua, 3) redes de distribución de agua para sistemas agrícolas y 4) complejos residenciales integrados. Debido a problemas actuales como, la gran cantidad de emisiones generadas, el incremento en el consumo del agua y el aumento en la desigualdad es importante considerar esquemas que fomenten la disminución de emisiones y consumo de agua, así como la reducción de la desigualdad. Al evaluar las políticas de carbono y agua en las formulaciones matemáticas propuestas fue posible observar beneficios ambientales y económicos lo cual representa una alternativa interesante para abordar los problemas actuales y para obtener diseños óptimos en distintos tipos de sistemas. Por otro lado, al considerar los esquemas de justicia en los modelos de optimización desarrollados, se encontró que ciertos esquemas pueden resultar en distribuciones no equitativas y que no consideran las escalas de las partes interesadas. También se identificaron los esquemas que pueden proporcionar distribuciones apropiadas sin importar el tamaño de las partes interesadas. A continuación, se presentan conclusiones particulares de cada sistema estudiado.

5.2 Conclusiones particulares

Para el problema que se refiere al análisis de políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas, se propuso un enfoque de optimización que

considera objetivos económicos y ambientales. La primera función objetivo consistió en la maximización del beneficio anual, mientras que la otra función objetivo consistió en la minimización de las emisiones. El modelo matemático propuesto se basó en una superestructura que incluye diferentes tecnologías para cada paso del proceso (sistema de combustión, ciclo de potencia, etapa de cultivo, cosecha, extracción y producción). También se evaluó la selección del combustible óptimo y la cantidad de CO₂ enviada al sistema de cultivo. A través de los resultados se presentaron conjuntos de Pareto para varias penalizaciones y compensaciones económicas. También se identificaron los beneficios de considerar los impuestos y bonos de carbono como una estrategia para reducir las emisiones y simultáneamente lograr un sistema rentable de generación de energía y producción de biocombustibles. Al incluir las compensaciones económicas, se obtuvieron mejores valores para la ganancia y para las emisiones, particularmente con un bono de carbono de 130 \$/t de CO₂. Las políticas de carbono actuales para el impuesto al carbono no son suficientes para reducir las emisiones de la misma manera que al considerar el bono de carbono, por lo que el impuesto requerido para reducir el impacto ambiental se estimó en 84 \$/t de CO₂. Sin embargo, también se pueden lograr reducciones importantes en las emisiones y aumento en las ganancias con otros valores del impuesto al carbono y los bonos.

Por otro lado, también se presentó un enfoque de optimización para la evaluación de impuestos y bonos para redes de distribución de agua integradas con plantas de potencia de doble propósito. Las penalizaciones y compensaciones económicas se aplicaron a las emisiones de carbono y la gestión del agua en los acuíferos (extracción y recarga) considerando la función objetivo de maximizar la ganancia. Simultáneamente, se analizó el efecto de estos impuestos y bonos en los empleos generados. Para mostrar la aplicabilidad del modelo, se evaluó un caso de estudio relacionado con el problema de la gestión del agua en Sonora, México. Los resultados muestran los beneficios de considerar los impuestos y créditos fiscales relacionados al carbono y al agua; ya que se identifican compromisos importantes entre las funciones ambientales y sociales maximizando el beneficio económico. Al usar los bonos al carbono, se encontró la mayor ganancia (1635 MM \$/a) con beneficios similares al esquema de impuestos al carbono en la disminución de emisiones y el aumento de empleos generados. Similarmente, los impuestos al agua contribuyeron a encontrar mejores valores para las funciones ambientales relacionadas con el agua. Por ejemplo, con el impuesto más alto, la extracción de agua disminuyó a 179×10^6 m³/a y las recargas de dos de los acuíferos evaluados en el caso de estudio alcanzaron su valor máximo. Sin embargo, las

ganancias encontradas con esta solución fueron menores que las ganancias obtenidas considerando los créditos de agua para la recarga de todos los acuíferos. Además, al aplicar el crédito a la recarga de todos los acuíferos, la recarga total y la reducción en la extracción de agua fueron más significativas. También se observaron compensaciones entre la ganancia y la recarga de todos los acuíferos. Contrario al escenario de compensación por la recarga de cada acuífero, donde la solución óptima no es favorable para todos los acuíferos.

Respecto al problema de diseño de redes de distribución de agua en sistemas agrícolas se propuso una formulación de optimización que incluye consideraciones de equidad. La formulación involucró diferentes campos de cultivo y distintas fuentes de agua como, agua dulce externa a los campos de cultivo, agua de intercambio entre los campos de cultivo y agua de tanques de almacenamiento. Cada campo de cultivo se consideró como una parte interesada que tiene un tamaño (o área) diferente, lo que resulta en diferentes escalas de utilidad (o ingresos). Para mostrar la utilidad de la formulación, se abordó un caso de estudio para cuatro campos de cultivo de maíz en el estado de Sinaloa, México. El diseño de la red se comparó considerando distintos escenarios de disponibilidad de agua y evaluando los esquemas de bienestar social, bienestar Rawlsiano y enfoque de Nash. Se analizaron las diferentes asignaciones de agua e ingresos para cada cultivo dadas por los esquemas. Observamos que el enfoque de bienestar social tiene una degeneración inherente (es decir, múltiples los diseños dan como resultado los mismos ingresos totales del sistema) y algunos diseños tienden a favorecer a las partes interesadas de mayor tamaño. El marco propuesto también se utilizó para identificar diseños que logran los mismos ingresos totales que el esquema de bienestar social, pero al mismo tiempo mejoran los ingresos para las partes interesadas más pequeñas hasta en un 77%. Estos diseños se obtuvieron usando los esquemas de justicia de Rawls y Nash. Los resultados destacaron el peligro en el que se incurre al utilizar el bienestar social como métrica para guiar el diseño de distintos sistemas y resaltaron la necesidad de utilizar esquemas de justicia alternativos.

Finalmente, para el diseño del complejo residencial integrado e intensificado se propuso un modelo de optimización que considera diferentes esquemas de justicia. El sistema integrado involucró varias alternativas para satisfacer las demandas (agua, electricidad, calefacción y refrigeración) y tratar los residuos generados (sólidos, líquidos y gaseosos). Las alternativas para cumplir estas demandas incluyeron: agua dulce, agua de lluvia, reciclaje de agua, la red, una unidad

de cogeneración, el aprovechamiento del exceso de calor y residuos sólidos, y un sistema de refrigeración por absorción. Por otro lado, las opciones para tratar y aprovechar los residuos generados fueron la gasificación de los residuos sólidos, el tratamiento de las aguas residuales y el envío de las emisiones a un sistema de cultivo de algas. Para encontrar el diseño óptimo del conjunto residencial se consideraron como funciones objetivo la minimización del costo, el consumo de agua dulce y las emisiones generadas. Se propuso considerar cada objetivo como una parte interesada y usar los esquemas de bienestar social, bienestar Rawlsiano, Nash y Rawlsian-Nash para comparar las asignaciones. Se evaluó un caso de estudio de un conjunto residencial en la ciudad de Morelia, México. Se identificaron las soluciones óptimas que favorecen a las diferentes partes interesadas. El único esquema que favoreció a dos objetivos fue la formulación de Nash. Así, esta solución representa una alternativa interesante para obtener soluciones de compromiso para el diseño del complejo. Cuando se involucró un peso específico para cada objetivo, se mantuvieron algunas tendencias. Sin embargo, también se encontraron soluciones alternativas guiadas simultáneamente por el factor de peso y el esquema. Cada asignación se comparó con la solución utópica. En algunos escenarios, esta solución (o un valor cercano a ella) se obtuvo, pero no para todos los objetivos. Concluimos que el concepto de tratar los objetivos de un problema de optimización como partes interesadas puede extenderse a otros modelos multiobjetivo para identificar soluciones de compromiso usando los esquemas de justicia.

5.3 Contribuciones a la investigación

Las contribuciones a la investigación se pueden resumir en las siguientes publicaciones científicas:

1. **Munguía-López, Aurora del Carmen**, Aurora de Fátima Sánchez-Bautista, Mahmoud M. El-Halwagi, and José María Ponce-Ortega. (2021). “Strategic Planning of an Integrated Fuel Production System with a Fair-Sustainable Approach.” *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* (Factor de Impacto: 7.632). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c00137>
2. **Munguia-Lopez, Aurora del Carmen**, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2021). “Fair Allocation of Potential COVID-19 Vaccines Using an Optimization-Based Strategy.” *Process Integration and Optimization for Sustainability* (SCOPUS, CiteScoreTracker 2020: 2.6). <https://doi.org/10.1007/s41660-020-00141-8>

3. **Munguia-Lopez, Aurora del Carmen**, Jesus Manuel Nuñez-Lopez, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2020). “Identifying Fair Solutions in the Optimal Design of Integrated Residential Complexes.” *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification* (Factor de Impacto: 3.731). <https://doi.org/10.1016/j.cep.2020.108116>
4. **Munguia-Lopez, Aurora del Carmen**, Victor M. Zavala, Jose Ezequiel Santibañez-Aguilar, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2020). “Optimization of municipal solid waste management using a coordinated framework.” *Waste Management* (Factor de Impacto: 5.448). <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.006>
5. Juarez-Garcia, Maricruz, **Aurora del Carmen Munguia-Lopez**, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2020). “Optimization Approach to Identify Fair Solutions in the Synthesis of Carbon, Hydrogen, and Oxygen Symbiosis Networks.” *Industrial & Engineering Chemistry Research* (Factor de Impacto: 3.573). <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.9b06993>
6. **Munguia-Lopez, Aurora del Carmen**, Apoorva M. Sampat, Eusiel Rubio-Castro, Jose Maria Ponce-Ortega, and Victor M. Zavala. (2019). “Fairness-guided design of water distribution networks for agricultural lands.” *Computers & Chemical Engineering* (Factor de Impacto: 4). <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2019.106547>
7. **Munguia-Lopez, Aurora del Carmen**, Ramon Gonzalez-Bravo, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2019). “Evaluation of carbon and water policies in the optimization of water distribution networks involving power-desalination plants.” *Applied Energy* (Factor de Impacto: 8.848). <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.12.053>
8. **Munguia-López, Aurora del Carmen**, Vicente Rico-Ramirez, and Jose Maria Ponce-Ortega. (2018). “Analysis of carbon policies in the optimal integration of power plants involving chemical looping combustion with algal cultivation systems.” *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* (Factor de Impacto: 7.632). <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b04903>

En el **Apéndice E** se pueden encontrar las portadas de estas contribuciones. También se publicó el siguiente capítulo de libro:

Munguia-Lopez, Aurora del Carmen, and Jose Maria Ponce-Ortega. “Carbon Policies for Reducing Emissions in Power Plants through an Optimization Framework.” In *Advances in Carbon Management Technologies: Carbon Removal, Renewable and Nuclear Energy*, Subhas S., Frank

P. eds., (2020) volume 1, 119-131, CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
<https://doi.org/10.1201/9780429243608>

Y se realizaron las siguientes presentaciones en congresos:

1. **2020 AIChE Annual Meeting**, USA, 2020 (Virtually). “Fair Solutions for the Optimal Design of Integrated Residential Complexes.” **(Poster)**
2. **2020 AIChE Annual Meeting**, USA, 2020 (Virtually). “Municipal Solid Waste Management Optimization through a Coordinated Market Framework.” **(Poster)**
3. **XLI AMIDIQ National Meeting**, Mexico, 2020 (Virtually). “Optimal Design of Water Networks for Agricultural Systems based on Fairness Schemes.” (translated from Spanish) **(Presentación oral)**
4. **XLI AMIDIQ National Meeting**, Mexico, 2020 (Virtually). “Analysis of Carbon and Water Policies in the Optimal Design of Water Networks and Power-Desalination Plants.” (translated from Spanish) **(Poster)**
5. **2019 AIChE Annual Meeting**, Orlando, FL, USA, 2019. “Analysis of Carbon and Water Policies in the Optimal Design of Water Distribution Networks Involving Power-Desalination Plants.” **(Poster)**
6. **2019 AIChE Annual Meeting**, Orlando, FL, USA, 2019. “Fairness-Guided Design of Water Distribution Systems for Agricultural Lands.” **(Presentación oral)**
7. **Wisconsin Workshop on Organic Waste (WWOW)**, Madison, Wisconsin, USA, 2019. “Fair Allocations of Wealth in Agricultural Systems.” **(Presentación oral)**
8. **2018 AIChE Annual Meeting**, Pittsburgh, PA, USA, 2018. “A Mathematical Programming Model for the Integration of Power Plants Involving Chemical Looping Combustion with Algal Systems under Carbon Policies Analysis.” **(Presentación oral)**
9. **XXXIX AMIDIQ National Meeting**, San Jose del Cabo, B.C.S., Mexico, 2018. “Optimal Integration of Power Generation Plants using Indirect Combustion with Algae Cultivation Systems for the Reduction of Emissions in Different Scenarios of Penalties and Compensations.” (translated from Spanish) **(Presentación oral)**
10. **XXXVIII AMIDIQ National Meeting**, Ixtapa Zihuatanejo, Gro., Mexico, 2017. “Optimal Energy Integration and Reduction of Greenhouse Gases in Power Generation Systems using

Indirect Combustion and Production of Biofuels with Algae.” (translated from Spanish)
(Poster)

BIBLIOGRAFÍA

- Afshari, H., Farel, R., & Peng, Q. (2018). Challenges of value creation in Eco-Industrial Parks (EIPs): A stakeholder perspective for optimizing energy exchanges. *Resources, Conservation and Recycling*, 139, 315-325.
- Afzal, S., Sengupta, D., Sarkar, A., El-Halwagi, M., & Elbashir, N. (2018). Optimization approach to the reduction of CO₂ emissions for syngas production involving dry reforming. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(6), 7532-7544.
- Al-Karaghoul, A., & Kazmerski, L. L. (2013). Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, 343-356.
- Almansoori, A., & Saif, Y. (2014). Structural optimization of osmosis processes for water and power production in desalination applications. *Desalination*, 344, 12-27.
- Alton, T., Arndt, C., Davies, R., Hartley, F., Makrelov, K., Thurlow, J., & Ubogu, D. (2014). Introducing carbon taxes in South Africa. *Applied Energy*, 116, 344-354.
- Arredondo-Ramírez, K., Rubio-Castro, E., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J. M., Serna-González, M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Optimal design of agricultural water systems with multiperiod collection, storage, and distribution. *Agricultural Water Management*, 152, 161-172.
- Avi-Yonah, R. S., & Uhlmann, D. M. (2009). Combating global climate change: Why a carbon tax is a better response to global warming than cap and trade. *Stan. Envtl. LJ*, 28, 3.
- Bamufleh, H. S., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2013). Multi-objective optimization of process cogeneration systems with economic, environmental, and social tradeoffs. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15(1), 185-197.
- Baranzini, A., Goldemberg, J., & Speck, S. (2000). A future for carbon taxes. *Ecological economics*, 32(3), 395-412.

- Bertsimas, D., Farias, V. F., & Trichakis, N. (2011). The price of fairness. *Operations research*, 59(1), 17-31.
- Bocanegra-Martínez, A., Ponce-Ortega, J. M., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., Castro-Montoya, A. J., & El-Halwagi, M. M. (2014). Optimal design of rainwater collecting systems for domestic use into a residential development. *Resources, Conservation and Recycling*, 84, 44-56.
- Brune, D. E., Lundquist, T. J., & Benemann, J. R. (2009). Microalgal biomass for greenhouse gas reductions: potential for replacement of fossil fuels and animal feeds. *Journal of Environmental Engineering*, 135(11), 1136-1144.
- Centro Virtual de Información del Agua. (2017). Agua en México [En línea]. Disponible en: <https://agua.org.mx/agua-y-clima-en-mexico/#agua-y-cambio-climatico> [Consultado en: junio 2017].
- Chen, Z. M., Liu, Y., Qin, P., Zhang, B., Lester, L., Chen, G., ... & Zheng, X. (2015). Environmental externality of coal use in China: Welfare effect and tax regulation. *Applied Energy*, 156, 16-31.
- Chew, I. M. L., Tan, R. R., Foo, D. C. Y., & Chiu, A. S. F. (2009). Game theory approach to the analysis of inter-plant water integration in an eco-industrial park. *Journal of Cleaner Production*, 17(18), 1611-1619.
- Cho, H., Mago, P. J., Luck, R., & Chamra, L. M. (2009). Evaluation of CCHP systems performance based on operational cost, primary energy consumption, and carbon dioxide emission by utilizing an optimal operation scheme. *Applied Energy*, 86(12), 2540-2549.
- Clarkson, P. M., Li, Y., Pinnuck, M., & Richardson, G. D. (2015). The valuation relevance of greenhouse gas emissions under the European Union carbon emissions trading scheme. *European Accounting Review*, 24(3), 551-580.
- Contreras, F., Hanaki, K., Aramaki, T., & Connors, S. (2008). Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(7), 979-991.

- Cristóbal, J., Guillén-Gosálbez, G., Jiménez, L., & Irabien, A. (2012). Optimization of global and local pollution control in electricity production from coal burning. *Applied energy*, *92*, 369-378.
- Diwekar, U. (2008). *Introduction to Applied Optimization*. Springer Science and Business Media: Clarendon Hills, IL, USA.
- Dowling, A. W., Ruiz-Mercado, G., & Zavala, V. M. (2016). A framework for multi-stakeholder decision-making and conflict resolution. *Computers & Chemical Engineering*, *90*, 136-150.
- Edgar T. F., Himmelblau D. M., y Lasdon L. S. (2001). *Optimization of Chemical Processes*. McGraw-Hill, New York, NY, USA.
- El-Halwagi, M. M. (2017) *Sustainable design through process integration: fundamentals and applications to industrial pollution prevention, resource conservation, and profitability enhancement*. 2nd ed. Elsevier, New York, NY, USA.
- EPA. (2018). Sources of Greenhouse Gas Emissions [En línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/ghgemissions/sources-greenhouse-gas-emissions#t1fn3> [Consultado en: enero 2021].
- Esfahani, I. J., Kim, J. T., & Yoo, C. K. (2013). A cost approach for optimization of a combined power and thermal desalination system through exergy and environmental analysis. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *52*(32), 11099-11110.
- Fang, G., Tian, L., Fu, M., Sun, M., Du, R., & Liu, M. (2017). Investigating carbon tax pilot in YRD urban agglomerations—Analysis of a novel ESER system with carbon tax constraints and its application. *Applied energy*, *194*, 635-647.
- Feijoo, F., & Das, T. K. (2014). Design of Pareto optimal CO₂ cap-and-trade policies for deregulated electricity networks. *Applied energy*, *119*, 371-383.
- Fuentes-Cortés, L. F., Ma, Y., Ponce-Ortega, J. M., Ruiz-Mercado, G., & Zavala, V. M. (2018b). Valuation of water and emissions in energy systems. *Applied energy*, *210*, 518-528.

Fuentes-Cortés, L. F., Ponce-Ortega, J. M., & Zavala, V. M. (2018a). Balancing stakeholder priorities in the operation of combined heat and power systems. *Applied Thermal Engineering*, *128*, 480-488.

Fuentes-Cortés, L. F., Ponce-Ortega, J. M., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Optimal design of integrated CHP systems for housing complexes. *Energy Conversion and Management*, *99*, 252-263.

Fuentes-Cortés, L. F., Santibañez-Aguilar, J. E., & Ponce-Ortega, J. M. (2016). Optimal design of residential cogeneration systems under uncertainty. *Computers & Chemical Engineering*, *88*, 86-102.

Fuentes-Cortés, L. F., Serna-González, M., & Ponce-Ortega, J. M. (2017). Analysis of carbon policies in the optimal design of domestic cogeneration systems involving biogas consumption. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *5*(5), 4429-4442.

García, D. J., & You, F. (2016). The water-energy-food nexus and process systems engineering: A new focus. *Computers & Chemical Engineering*, *91*, 49-67.

García-Montoya, M., Sengupta, D., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2016). Environmental and economic analysis for the optimal reuse of water in a residential complex. *Journal of Cleaner Production*, *130*, 82-91.

Garibay-Rodríguez, J., Rico-Ramírez, V., & Ponce-Ortega, J. M. (2017). Optimal water management in macroscopic systems under economic penalty scenarios. *AIChE Journal*, *63*(8), 3419-3441.

González-Bravo, R., Fuentes-Cortés, L. F., & Ponce-Ortega, J. M. (2017b). Defining priorities in the design of power and water distribution networks. *Energy*, *137*, 1026-1040.

González-Bravo, R., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2016). Multiobjective optimization of dual-purpose power plants and water distribution networks. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *4*(12), 6852-6866.

- González-Bravo, R., Nápoles-Rivera, F., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Involving integrated seawater desalination-power plants in the optimal design of water distribution networks. *Resources, Conservation and Recycling*, *104*, 181-193.
- González-Bravo, R., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2017a). Optimal design of water desalination systems involving waste heat recovery. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *56*(7), 1834-1847.
- Gutiérrez-Arriaga, C. G., Serna-González, M., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2014). Sustainable integration of algal biodiesel production with steam electric power plants for greenhouse gas mitigation. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *2*(6), 1388-1403.
- He, S., Yin, J., Zhang, B., & Wang, Z. (2018). How to upgrade an enterprise's low-carbon technologies under a carbon tax: The trade-off between tax and upgrade fee. *Applied Energy*, *227*, 564-573.
- Hernández-Calderón, O. M., Ponce-Ortega, J. M., Ortiz-del-Castillo, J. R., Cervantes-Gaxiola, M. E., Milán-Carrillo, J., Serna-González, M., & Rubio-Castro, E. (2016). Optimal design of distributed algae-based biorefineries using CO₂ emissions from multiple industrial plants. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *55*(8), 2345-2358.
- Hernández-Martínez, J. F., Rubio-Castro, E., Serna-González, M., El-Halwagi, M. M., & Ponce-Ortega, J. M. (2016). Optimal Design of Integrated Solar Power Plants Accounting for the Thermal Storage System and CO₂ Mitigation through an Algae System. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, *55*(41), 11003-11011.
- Hoel, M. (1996). Should a carbon tax be differentiated across sectors?. *Journal of public economics*, *59*(1), 17-32.
- Höglund, L. (1999). Household demand for water in Sweden with implications of a potential tax on water use. *Water Resources Research*, *35*(12), 3853-3863.
- Hu, Z., Chen, Y., Yao, L., Wei, C., & Li, C. (2016). Optimal allocation of regional water resources: From a perspective of equity–efficiency tradeoff. *Resources, Conservation and Recycling*, *109*, 102-113.

- Huang, X., Luo, X., Chen, J., Yang, Z., Chen, Y., Ponce-Ortega, J. M., & El-Halwagi, M. M. (2018). Synthesis and dual-objective optimization of industrial combined heat and power plants compromising the water–energy nexus. *Applied Energy*, 224, 448-468.
- Huang, Yantai, Wanliang Wang, and Beiping Hou. "A hybrid algorithm for mixed integer nonlinear programming in residential energy management." *Journal of Cleaner Production* 226 (2019): 940-948.
- Ishida, M., & Jin, H. (1996). A novel chemical-looping combustor without NO_x formation. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 35(7), 2469-2472.
- Ishida, M., & Jin, H. (1997). CO₂ recovery in a power plant with chemical looping combustion. *Energy Conversion and Management*, 38, S187-S192.
- Ishida, M., & Jin, H. (2001). Fundamental study on a novel gas turbine cycle. *J. Energy Resour. Technol.*, 123(1), 10-14.
- Ishida, M., Zheng, D., & Akehata, T. (1987). Evaluation of a chemical-looping-combustion power-generation system by graphic exergy analysis. *Energy*, 12(2), 147-154.
- Jabari, F., Nojavan, S., Ivatloo, B. M., & Sharifian, M. B. (2016). Optimal short-term scheduling of a novel tri-generation system in the presence of demand response programs and battery storage system. *Energy conversion and management*, 122, 95-108.
- Jin, H., & Ishida, M. (2000). A novel gas turbine cycle with hydrogen-fueled chemical-looping combustion. *International Journal of Hydrogen Energy*, 25(12), 1209-1215.
- Judd, S., van den Broeke, L. J., Shurair, M., Kuti, Y., & Znad, H. (2015). Algal remediation of CO₂ and nutrient discharges: a review. *Water research*, 87, 356-366.
- Kaufman, N., Obeiter, M., & Krause, E. (2016). Putting a price on carbon: Reducing emissions. *Issue Brief World Resources Institute*.
- Khan, S., Mushtaq, S., Hanjra, M. A., & Schaeffer, J. (2008). Estimating potential costs and gains from an aquifer storage and recovery program in Australia. *Agricultural Water Management*, 95(4), 477-488.

- Kossoy, A. (2015). *State and trends of carbon pricing 2015*. World Bank Publications.
- Kraemer, R. A., Castro, Z. G., Da Motta, R. S., & Russell, C. (2003). Economic instruments for water management: Experiences from Europe and implications for Latin America and the Caribbean. *Washington, DC, United States: Inter-American Development Bank, Environment Network*.
- Li, M. (2017). Reducing specific energy consumption of seawater desalination: Staged RO or RO-PRO?. *Desalination, 422*, 124-133.
- Li, M., & Guo, P. (2014). A multi-objective optimal allocation model for irrigation water resources under multiple uncertainties. *Applied Mathematical Modelling, 38*(19-20), 4897-4911.
- Liang, Q. M., & Wei, Y. M. (2012). Distributional impacts of taxing carbon in China: results from the CEEPA model. *Applied Energy, 92*, 545-551.
- Lira-Barragán, L. F., Gutiérrez-Arriaga, C. G., Bamufleh, H. S., Abdelhady, F., Ponce-Ortega, J. M., Serna-González, M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Reduction of greenhouse gas emissions from steam power plants through optimal integration with algae and cogeneration systems. *Clean Technologies and Environmental Policy, 17*(8), 2401-2415.
- Liu, Y., & Lu, Y. (2015). The economic impact of different carbon tax revenue recycling schemes in China: A model-based scenario analysis. *Applied Energy, 141*, 96-105.
- López-Villarreal, F., Rico-Ramirez, V., González-Alatorre, G., Quintana-Hernandez, P. A., & Diwekar, U. M. (2012). A mathematical programming approach to pollution trading. *Industrial & engineering chemistry research, 51*(17), 5922-5931.
- Lorite, I. J., Mateos, L., Orgaz, F., & Fereres, E. (2007). Assessing deficit irrigation strategies at the level of an irrigation district. *Agricultural Water Management, 91*(1-3), 51-60.
- Lundquist, T. J., Woertz, I. C., Quinn, N. W. T., & Benemann, J. R. (2010). A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production. *Energy Biosciences Institute, 1*.

- Mah, D. Y. S., Bong, C. H. J., Putuhena, F. J., & Said, S. (2009). A conceptual modeling of ecological greywater recycling system in Kuching city, Sarawak, Malaysia. *Resources, conservation and recycling*, 53(3), 113-121.
- Marinoski, A. K., & Ghisi, E. (2019). Environmental performance of hybrid rainwater-greywater systems in residential buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, 144, 100-114.
- Marron, D. B., & Toder, E. J. (2014). Tax policy issues in designing a carbon tax. *American Economic Review*, 104(5), 563-68.
- Martín, M., & Grossmann, I. E. (2018). Optimal integration of renewable based processes for fuels and power production: Spain case study. *Applied Energy*, 213, 595-610.
- Martínez, Y. M., Karaj, S. U., & Murillo, J. A. (2002). El control de la contaminación por nitratos en el regadío. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 2(1380-2016-115343), 115-131.
- Martínez-Fernández, J., & Ceballos, A. (2003). Temporal stability of soil moisture in a large-field experiment in Spain. *Soil Science Society of America Journal*, 67(6), 1647-1656.
- Moazenzadeh, R., Mohammadi, B., Shamshirband, S., & Chau, K. W. (2018). Coupling a firefly algorithm with support vector regression to predict evaporation in northern Iran. *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics*, 12(1), 584-597.
- Molinos-Senante, M., Hanley, N., & Sala-Garrido, R. (2015). Measuring the CO2 shadow price for wastewater treatment: a directional distance function approach. *Applied Energy*, 144, 241-249.
- Nanduri, V., & Saavedra-Antolínez, I. (2013). A competitive Markov decision process model for the energy–water–climate change nexus. *Applied energy*, 111, 186-198.
- Nápoles-Rivera, F., Rojas-Torres, M. G., Ponce-Ortega, J. M., Serna-González, M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Optimal design of macroscopic water networks under parametric uncertainty. *Journal of Cleaner Production*, 88, 172-184.
- Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., El-Halwagi, M. M., & Ponce-Ortega, J. M. (2013). Sustainable water management for macroscopic systems. *Journal of cleaner production*, 47, 102-117.

- NASA. (2020). Global Climate Change [En línea]. Disponible en: <https://climate.nasa.gov/scientific-consensus/> [Consultado en: enero 2021].
- Nash Jr, J. F. (1950). The bargaining problem. *Econometrica: Journal of the econometric society*, 155-162.
- Newell, R. G., Pizer, W. A., & Raimi, D. (2013). Carbon markets 15 years after Kyoto: Lessons learned, new challenges. *Journal of Economic Perspectives*, 27(1), 123-46.
- Niu, G., Li, Y. P., Huang, G. H., Liu, J., & Fan, Y. R. (2016). Crop planning and water resource allocation for sustainable development of an irrigation region in China under multiple uncertainties. *Agricultural Water Management*, 166, 53-69.
- NOAA (2020). Trends in Atmospheric Carbon Dioxide [En línea]. Disponible en: <https://climate.nasa.gov/vital-signs/carbon-dioxide/> [Consultado en: enero 2021].
- Núñez-López, J. M., Hernández-Calderón, O. M., Ponce-Ortega, J. M., Cervantes-Gaxiola, M. E., & Rubio-Castro, E. (2018b). Optimal design of sustainable agricultural water networks. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 7(1), 440-457.
- Núñez-López, J. M., Rubio-Castro, E., El-Halwagi, M. M., & Ponce-Ortega, J. M. (2018a). Optimal design of total integrated residential complexes involving water-energy-waste nexus. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(5), 1061-1085.
- OECD. (2013). OECD compendium of agri-environmental indicators (summary). OECD Publishing.
- Okoye, C. O., Solyali, O., & Akıntuğ, B. (2015). Optimal sizing of storage tanks in domestic rainwater harvesting systems: A linear programming approach. *Resources, conservation and recycling*, 104, 131-140.
- Pang, A., Sun, T., & Yang, Z. (2013). Economic compensation standard for irrigation processes to safeguard environmental flows in the Yellow River Estuary, China. *Journal of hydrology*, 482, 129-138.

- Pascual-González, J., Jiménez-Esteller, L., Guillén-Gosálbez, G., Siirola, J. J., & Grossmann, I. E. (2016). Macro-economic multi-objective input–output model for minimizing CO₂ emissions: Application to the US economy. *AIChE Journal*, *62*(10), 3639-3656.
- Petritz-Prieto, M. A., Rico-Ramirez, V., Gonzalez-Alatorre, G., Gómez-Castro, F. I., & Diwekar, U. M. (2016). A comparative simulation study of power generation plants involving chemical looping combustion systems. *Computers & Chemical Engineering*, *84*, 434-445.
- Qin, C., Jia, Y., Su, Z., Bressers, H. T., & Wang, H. (2012). The economic impact of water tax charges in China: a static computable general equilibrium analysis. *Water international*, *37*(3), 279-292.
- Raluy, R. G., Serra, L., Uche, J., & Valero, A. (2004). Life-cycle assessment of desalination technologies integrated with energy production systems. *Desalination*, *167*, 445-458.
- Ravi, S., Lobell, D. B., & Field, C. B. (2014). Tradeoffs and synergies between biofuel production and large solar infrastructure in deserts. *Environmental science & technology*, *48*(5), 3021-3030.
- Rawls, J. (1971). A theory of justice. Harvard Press, Cambridge.
- Ren, H., & Gao, W. (2010). A MILP model for integrated plan and evaluation of distributed energy systems. *Applied energy*, *87*(3), 1001-1014.
- Rubio-Castro, E., Ponce-Ortega, J. M., Cervantes-Gaxiola, M. E., Hernández-Calderón, O. M., Ortiz-del-Castillo, J. R., Milán-Carrillo, J., ... & Meza-Contreras, J. A. (2016). Optimal design of integrated agricultural water networks. *Computers & Chemical Engineering*, *84*, 63-82.
- Rubio-Maya, C., Uche-Marcuello, J., Martínez-Gracia, A., & Bayod-Rújula, A. A. (2011). Design optimization of a polygeneration plant fuelled by natural gas and renewable energy sources. *Applied Energy*, *88*(2), 449-457.
- Sampat, A. M., & Zavala, V. M. (2019). Fairness measures for decision-making and conflict resolution. *Optimization and Engineering*, *20*(4), 1249-1272.

Sánchez-Bautista, A. D. F., Santibañez-Aguilar, J. E., Ponce-Ortega, J. M., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., & El-Halwagi, M. M. (2015). Optimal design of domestic water-heating solar systems. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 17(3), 637-656.

Sánchez-Bautista, A. D. F., Santibañez-Aguilar, J. E., You, F., & Ponce-Ortega, J. M. (2017). Optimal design of energy systems involving pollution trading through forest plantations. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 5(3), 2585-2604.

SEMARNAT & INECC. (2012) Fifth national communication to the united nations framework convention on climate change [En línea]. Disponible en: <http://unfccc.int/resource/docs/natc/mexnc5s.%0A.pdf> [Consultado en: abril 2018].

Shangguan, Z., Shao, M., Horton, R., Lei, T., Qin, L., & Ma, J. (2002). A model for regional optimal allocation of irrigation water resources under deficit irrigation and its applications. *Agricultural Water Management*, 52(2), 139-154.

Sifuentes-Ibarra, E., & Macías-Cervantes, J. (2008). Manejo eficiente del riego en maíz en el Norte de Sinaloa. I Jornada de Manejo Sustentable del Cultivo de Maíz: resultados de Investigación en el Norte de Sinaloa. *Fundación Produce Sinaloa, SAGARPA y Gobierno del Estado de Sinaloa. Los Mochis, Sinaloa.*

Sotelo-Pichardo, C., Ponce-Ortega, J. M., Nápoles-Rivera, F., Serna-González, M., El-Halwagi, M. M., & Frausto-Hernández, S. (2014). Optimal reconfiguration of water networks based on properties. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(2), 303-328.

Stec, A., & Kordana, S. (2015). Analysis of profitability of rainwater harvesting, gray water recycling and drain water heat recovery systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 84-94.

Upshaw, C. R., Rhodes, J. D., & Webber, M. E. (2017). Modeling electric load and water consumption impacts from an integrated thermal energy and rainwater storage system for residential buildings in Texas. *Applied Energy*, 186, 492-508.

- Vecchiotti, A., Lee, S., & Grossmann, I. E. (2003). Modeling of discrete/continuous optimization problems: characterization and formulation of disjunctions and their relaxations. *Computers & chemical engineering*, 27(3), 433-448.
- Vedula, S., Mujumdar, P. P., & Sekhar, G. C. (2005). Conjunctive use modeling for multicrop irrigation. *Agricultural Water Management*, 73(3), 193-221.
- Venkatasubramanian V. (2017). *How Much Inequality Is Fair? Mathematical Principles of a Moral, Optimal, and Stable Capitalist Society*. New York: Columbia University Press.
- Villicaña-García, E., & Ponce-Ortega, J. M. (2017). An optimization approach for the sustainable water management at macroscopic level accounting for the surrounding watershed. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 19(3), 823-844.
- Wang, C., Lin, L., Olsson, G., Liu, Y., & Xu, M. (2019). The scope and understanding of the water–electricity nexus. *Resources, Conservation and Recycling*, 150, 104453.
- Zarzo, D., & Prats, D. (2018). Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future?. *Desalination*, 427, 1-9.
- Zavala, V. M., Kim, K., Anitescu, M., & Birge, J. (2017). A stochastic electricity market clearing formulation with consistent pricing properties. *Operations Research*, 65(3), 557-576.
- Zhao, M., Minett, A. I., & Harris, A. T. (2013). A review of techno-economic models for the retrofitting of conventional pulverised-coal power plants for post-combustion capture (PCC) of CO₂. *Energy & Environmental Science*, 6(1), 25-40.
- Zhu, L., Jiang, P., & Fan, J. (2015). Comparison of carbon capture IGCC with chemical-looping combustion and with calcium-looping process driven by coal for power generation. *Chemical Engineering Research and Design*, 104, 110-124.
- Zukerman, M., Tan, L., Wang, H., & Ouveysi, I. (2005). Efficiency-fairness tradeoff in telecommunications networks. *IEEE Communications Letters*, 9(7), 643-645.

APÉNDICES

APÉNDICE A

En este Apéndice se presenta información complementaria para el problema que se refiere a las políticas de carbono en plantas de potencia usando combustión indirecta y sistemas de algas.

Supplementary Material

Analysis of Carbon Policies in the Optimal Integration of Power Plants

Involving Chemical Looping Combustion with Algal Cultivation Systems

Aurora del Carmen Munguía-López,^a Vicente Rico-Ramírez^b and José María Ponce-Ortega^a

^a *Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Departamento de Ingeniería Química, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, México, 58060*

^b *Instituto Tecnológico de Celaya, Departamento de Ingeniería Química, Av. Tecnológico y García Cubas S/N, Celaya, Guanajuato, México, 38010*

Content (10 pages, 10 tables)

Table S1. Main data for the fuels

Table S2. Parameters for the configurations i , j , m ¹⁻³

Table S3. Technical coefficients ($CT_{i,j,m,k}$) for the outlet streams¹⁻³

Table S4. Parameters for the harvesting stage technologies

Table S5. Parameters for the extraction stage technologies

Table S6. Parameters for the production stage technologies¹⁵

Table S7. Specific water demand for different processes

Table S8. Minimum inlet flowrate (kmol/h) of the fuel i used in the combustion system j and power generation cycle m

Table S9. Maximum inlet flowrate (kmol/h) of the fuel i used in the combustion system j and power generation cycle m

Table S10. General parameters

In the following tables (**Tables S1-S10**), the parameters for the case study are presented, which include efficiencies, unitary fixed and variable costs, specific data for the fuels and outlet streams, as well as general input for the power plant and the algae cultivation system.

Table S1. Main data for the fuels

<i>Variable</i>	<i>Natural gas</i>	<i>Coal</i>
<i>Molecular weight</i>	17.60	12.65
<i>Heating power (MJ/kg)</i>	49.54	27
<i>Unitary cost (\$/MMBTU)</i>	4.78	2.44

Table S2. Parameters for the configurations i, j, m ¹⁻³

<i>Configuration</i>	<i>Net efficiency (%)</i>	<i>Investment cost (MMS/year)</i>	<i>Unitary production cost (\$/MWh)</i>
<i>Coal/CLC/IGCC</i>	39.78	615.77	9.93
<i>Coal/CLP/IGCC</i>	37.72	881.42	8.75
<i>Natural Gas/CLC/SC</i>	50.25	435.19	59.98
<i>Natural Gas/CLC/STIG</i>	50.49	293.19	41.43
<i>Natural Gas/CLC/HAT</i>	56.08	362.80	50.72
<i>Natural Gas /exCLC/SC</i>	52.58	428.57	56.68
<i>Natural Gas /exCLC/STIG</i>	49.96	299.11	43.10
<i>Natural Gas /exCLC/HAT</i>	52.34	402.19	61.62
<i>Natural Gas /CLC3/SC</i>	51.18	365.95	50.26
<i>Natural Gas /CLC3/STIG</i>	49.76	332.20	47.50
<i>Natural Gas /CLC3/HAT</i>	55.03	362.33	48.85
<i>Natural Gas /conventional/NGCC</i>	50.38	381.63	52.71

Table S3. Technical coefficients ($CT_{i,j,m,k}$) for the outlet streams¹⁻³

<i>Configuration</i>	<i>OUTLET STREAMS</i>				
	CO ₂	CO ₂ +H ₂ O	Exhausted air	H ₂ S	Flue gas
<i>Coal/CLC/IGCC</i>	0	2.022	1.858	0.010	0
<i>Coal/CLP/IGCC</i>	0.386	0	7.237	0	0
<i>Natural Gas/CLC/SC</i>	0	3.223	26.039	0	0
<i>Natural Gas /CLC/STIG</i>	0	3.223	13.65	0	0
<i>Natural Gas /CLC/HAT</i>	0	3.223	31.386	0	0
<i>Natural Gas /EXCLC/SC</i>	1.088	0	28.46	0	0
<i>Natural Gas /EXCLC/STIG</i>	1.05	0	24.775	0	0
<i>Natural Gas /EXCLC/HAT</i>	1.071	0	45.585	0	0
<i>Natural Gas /CLC3/SC</i>	0	3.223	21.622	0	0
<i>Natural Gas /CLC3/STIG</i>	0	3.223	24.045	0	0
<i>Natural Gas /CLC3/HAT</i>	0	3.223	36.106	0	0
<i>Natural Gas /conventional/NGCC</i>	0	0	0	0	26.438

Table S4. Parameters for the harvesting stage technologies

<i>Process</i>	<i>Efficiency</i>	<i>Fixed cost</i>	<i>Variable cost</i>	<i>Reference</i>
<i>Flocculation</i>	0.97	22,700 \$/unity	0.15 \$/kg of coagulant	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Centrifugation</i>	0.85	23,100 \$/unity	0	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Gravity sedimentation</i>	0.72	34.39 \$/h	0	Lira-Barragán et al. ⁴ Hernández-Calderón et al. ⁵ , Sandip et al. ⁶
<i>Magnetic separation</i>	0.98	2.07 \$/kg	0.73 \$/kg	Wang et al. ⁷ , Sandip et al. ⁶
<i>Tangential flow filtration</i>	0.8	52500 \$/m ³ d	2 \$ d/m ³ sem	Pragya et al. ⁸ , Rossignol et al. ⁹
<i>Dissolved air flotation</i>	0.85	0.81 \$/kg	0.71 \$/kg	Lira-Barragán et al. ⁴ Chen et al. ¹⁰ , Elder ¹¹

Table S5. Parameters for the extraction stage technologies

<i>Process</i>	<i>Efficiency</i>	<i>Unitary fixed cost (MM\$ h/kg)</i>	<i>Reference</i>
<i>Solvent extraction</i>	0.736	2.957×10^{-5}	Yuan et al. ¹² , González-Delgado and Kafarov ¹³
<i>Supercritical CO₂ extraction</i>	0.95	0.017598	Yuan et al. ¹²
<i>Solvent extraction with previous drying</i>	0.92	8.04×10^{-5}	Yuan et al. ¹² , Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Supercritical CO₂ extraction with previous drying</i>	0.95	0.017648	Yuan et al. ¹² , European Roadmap for an Algae-Based Industry ¹⁴

Table S6. Parameters for the production stage technologies¹⁵

<i>Technology</i>	<i>Efficiency</i>				<i>Unitary fixed cost (MM\$ year/Mgal)</i>	<i>Unitary variable cost (\$/gal)</i>
	<i>Biodiesel</i>	<i>Glycerol</i>	<i>Ethanol</i>	<i>Proteins</i>		
<i>Alkali based process</i>	0.95	0.098	0.166	0.318	1.92	0.32
<i>Enzymatic process</i>	0.92	0.096	0.19	0.317	2	0.35

Table S7. Specific water demand for different processes

<i>Process</i>	<i>Water demand</i>	<i>Reference</i>
<i>Cultivation stage</i>		
<i>Raceway pond</i>	600 m ³ /t	Grima et al. ¹⁵
<i>Photobioreactor</i>	98 m ³ /t	Grima et al. ¹⁵
<i>Biodiesel production stage</i>		
<i>Alkali based process</i>	0.77 gal/gal of biodiesel	Martin and Grossmann ¹⁶
<i>Enzymatic process</i>	0.59 gal/gal of biodiesel	Martin and Grossmann ¹⁶

Table S8. Minimum inlet flowrate (kmol/h) of the fuel i used in the combustion system j and power generation cycle m

	<i>SC</i>	<i>STIG</i>	<i>HAT</i>	<i>IGCC</i>	<i>NGCC</i>
<i>Coal/CLC</i>	0	0	0	5,980	0
<i>Coal /CLP</i>	0	0	0	8,680	0
<i>Coal /exCLC</i>	0	0	0	0	0
<i>Coal /CLC3</i>	0	0	0	0	0
<i>Coal /conv</i>	0	0	0	0	0
<i>Natural gas/CLC</i>	815	815	815	0	0
<i>Natural gas /CLP</i>	0	0	0	0	0
<i>Natural gas /exCLC</i>	815	815	815	0	0
<i>Natural gas /CLC3</i>	815	815	815	0	0
<i>Natural gas /conventional</i>	0	0	0	0	815

Table S9. Maximum inlet flowrate (kmol/h) of the fuel i used in the combustion system j and power generation cycle m

	<i>SC</i>	<i>STIG</i>	<i>HAT</i>	<i>IGCC</i>	<i>NGCC</i>
<i>Coal/CLC</i>	0	0	0	6980	0
<i>Coal /CLP</i>	0	0	0	9680	0
<i>Coal /exCLC</i>	0	0	0	0	0
<i>Coal /CLC3</i>	0	0	0	0	0
<i>Coal /conv</i>	0	0	0	0	0
<i>Natural gas/CLC</i>	1815	1815	1815	0	0
<i>Natural gas /CLP</i>	0	0	0	0	0
<i>Natural gas /exCLC</i>	1815	1815	1815	0	0
<i>Natural gas /CLC3</i>	1815	1815	1815	0	0
<i>Natural gas /conventional</i>	0	0	0	0	1815

Table S10. General parameters

<i>Variable</i>	<i>Value</i>	<i>Reference</i>
<i>Interest rate</i>	0.05	El-Halwagi ¹⁷
<i>Plant life (years)</i>	10	
<i>Hours of operation for the plant</i>	8568	Petritz-Prieto et al. ¹
<i>Hours of operation for the algal system</i>	10	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Unitary selling price of electricity (\$/MWh)</i>	287.8828	CFE ¹⁸
<i>Unitary selling price of biodiesel (\$/kg)</i>	1.2	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Unitary selling price of glycerol (\$/kg)</i>	0.09091	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Unitary selling price of ethanol (\$/kg)</i>	0.33	Martín and Grossmann ¹⁹
<i>Unitary selling price of proteins (\$/kg)</i>	0.2	Martín and Grossmann ¹⁶
<i>Density of the biomass slurry leaving the harvesting stage (g/l)</i>	1000	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Concentration of algal biomass leaving the harvesting stage (g/l)</i>	150	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Lipid content in algal biomass (wt % of dry biomass)</i>	0.3	Lira-Barragán et al. ⁴
<i>Feed mass ratio (hexane/biomass)</i>	0.5	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Density of biodiesel (kg/l)</i>	0.864	Garibay-Hernández et al. ²¹
<i>Hexane loss fraction without previous drying (wt %)</i>	0.0118	Yuan et al. ¹²
<i>Hexane loss fraction with previous drying (wt %)</i>	0.0023	Yuan et al. ¹²
<i>Feed mass ratio of ethanol for the alkali based process</i>	0.3	Martín and Grossmann ¹⁶
<i>Feed mass ratio of ethanol enzymatic process</i>	0.21	Martín and Grossmann ¹⁶
<i>Unitary requirement of catalyst (kg/kg of biomass)</i>	0.015	Martín and Grossmann ¹⁶
<i>Unitary requirement of lipase (kg/kg of biomass)</i>	0.13	Martín and Grossman ¹⁶
<i>Unitary requirement of urea (kg/kg of biomass)</i>	0.33	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Unitary requirement of phosphate (kg/kg of biomass)</i>	0.071	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Unitary cost of urea (\$/kg)</i>	0.45	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Unitary cost of phosphate (\$/kg)</i>	0.65	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Efficiency of the pure CO₂ stream</i>	0.88	Lundquist et al. ²²
<i>Efficiency of the flue gas stream</i>	0.70	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>CO₂ demand (kg/kg of biomass)</i>	1.83	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>CO₂ fraction in FCA</i>	0.344	Petritz-Prieto et al. ¹
<i>CO₂ fraction in FCOM</i>	0.04	Petritz-Prieto et al. ¹
<i>Coagulant concentration (mg/l)</i>	0.74	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Unitary cost of coagulant (\$/kg)</i>	0.150	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Residence time for the cultivation stage (days)</i>	3	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰
<i>Unitary cost of hexane (\$/kg)</i>	1.5	Gutiérrez-Arriaga et al. ²⁰

References

- [1] Petriz-Prieto, M. A.; Rico-Ramirez, V.; Gonzalez-Alatorre, G.; Gómez-Castro, F. I.; Diwekar, U. M. A comparative simulation study of power generation plants involving chemical looping combustion systems. *Comput. Chem. Eng.* **2015**, *84*: 434-445.
- [2] Zhu, L.; Jiang, P.; Fan, J. Comparison of carbon capture IGCC with chemical-looping combustion and with calcium-looping process driven by coal for power generation. *Chem. Eng. Res. Des.* **2015**, *104*: 110-124.
- [3] Mantripragada, H.C.; Rubin, E.S. Chemical looping for pre-combustion CO₂ capture-performance and cost analysis. *Energy Procedia.* **2013**, *37*: 618-625.
- [4] Lira-Barragán, L. F.; Gutiérrez-Arriaga, C. G.; Bamufleh, H. S.; Abdelhady, F.; Ponce-Ortega, J. M.; Serna-González, M.; El-Halwagi, M. M. Reduction of greenhouse gas emissions from steam power plants through optimal integration with algae and cogeneration systems. *Clean Tech. Environ. Policy.* **2015**, *17*(8): 2401-2415.
- [5] Hernández-Calderón, O. M.; Ponce-Ortega, J. M.; Ortiz-del-Castillo, J. R.; Cervantes-Gaxiola, M. E.; Milán-Carrillo, J.; Serna-González, M.; Rubio-Castro, E. Optimal design of distributed algae-based biorefineries using CO₂ emissions from multiple industrial plants. *Ind. Eng. Chem. Res.* **2016**, *55*(8): 2345-2358.
- [6] Sandip, A.; Smith, V.H.; Faddis, T.N. An experimental investigation of microalgal dewatering efficiency of belt filter system. *Energy Rep.* **2015**, *1*: 169-174.
- [7] Wang, S. K.; Stiles, A. R.; Guo, C.; Liu, C. Z. Harvesting microalgae by magnetic separation: a review. *Algal Res.* **2015**, *9*: 178-185.

- [8] Pragma, N.; Pandey, K.K.; Sahoo, P.K. A review on harvesting, oil extraction and biofuels production technologies from microalgae. *Renewable Sustainable Energy Rev.* **2013**, *24*: 159-171.
- [9] Rossignol, N.; Vandanjon, L.; Jaouen, P.; Quemeneur, F. Membrane technology for the continuous separation microalgae/culture medium: compared performances of cross-flow microfiltration and ultrafiltration. *Aquacult. Eng.* **1999**, *20(3)*: 191-208.
- [10] Chen, C.Y.; Yeh, K.L.; Aisyah, R.; Lee, D.J.; Chang, J.S. Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: a critical review. *Bioresour. Technol.* **2011**, *102(1)*: 71-81.
- [11] Elder, A.R. (2011). *Optimization of dissolved air flotation for algal harvesting at the Logan, Utah wastewater treatment plant*. Utah State University. Logan, Utah. USA.
- [12] Yuan, J.; Kendall, A.; Zhang, Y. Mass balance and life cycle assessment of biodiesel from microalgae incorporated with nutrient recycling options and technology uncertainties. *Gcb Bioenergy.* **2015**, *7(6)*: 1245-1259.
- [13] González-Delgado, Á. D.; Kafarov, V. Microalgae based biorefinery: evaluation of oil extraction methods in terms of efficiency, costs, toxicity and energy in lab-scale. *ION.* **2013**, *26(1)*: 27-39.
- [14] European Roadmap for an Algae-Based Industry, 2016. <http://eualgaeroadmapconference.eu/42/> (Accessed: Oct 2016).
- [15] Grima, E. M.; Fernández, F. A.; Medina, A. R. (2004). 10 Downstream Processing of Cell-mass and Products. *Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology*, Blackwell Science, Oxford, UK, 215–251.
- [16] Martín, M. and Grossmann, I. E. Optimal engineered algae composition for the integrated simultaneous production of bioethanol and biodiesel. *AIChE J.* **2013**, *59(8)*: 2872-2883.

- [17] El-Halwagi, M. M. (2017). *Sustainable design through process integration: fundamentals and applications to industrial pollution prevention, resource conservation, and profitability enhancement*. Butterworth-Heinemann. Texas, USA.
- [18] CFE. (2017). Electricity generation. <http://www.cfe.gob.mx/paginas/Home.aspx> (Accessed: Feb 2017).
- [19] Martín, M. and Grossmann, I. E. Simultaneous optimization and heat integration for the coproduction of diesel substitutes: Biodiesel (FAME and FAEE) and glycerol ethers from algae oil. *Ind. Eng. Chem. Res.* **2014**, 53(28): 11371-11383.
- [20] Gutiérrez-Arriaga, C. G.; Serna-González, M.; Ponce-Ortega, J. M.; El-Halwagi, M. M. Sustainable integration of algal biodiesel production with steam electric power plants for greenhouse gas mitigation. *ACS Sustainable Chem. Eng.* **2014**, 2(6): 1388-1403.
- [21] Garibay, A.; Vásquez, R.; Sánchez, M.D.; Serrano, L.; Martínez, A. Biodiesel a partir de microalgas. *BioTecnología.* **2009**, 13(3): 38-61.
- [22] Lundquist, T. J.; Woertz, I. C.; Quinn, N. W. T.; Benemann, J. R. (2010). A realistic technology and engineering assessment of algae biofuel production. Energy Biosciences Institute, University of California, Berkeley, California, October. Ascension Publishing.

Table 1. Main Parameters for the Cultivation Stage Technologies

	Raceway pond	Photobioreactor	Ref
Efficiency	0.35	0.75	Slade and Bauen ⁴⁶
Unitary fixed cost (\$/kg)	0.227	9.54	Jorquera et al. ⁴⁷
Unitary variable cost (\$/kg)	0.421	4	Slade and Bauen ⁴⁶
Productivity (g/m ² d)	15	30	Grima et al. ⁴⁸
System geometry	10 m wide; 100 m long; 0.30 m deep	132 parallel tubes/unit; 80 m long tubes; 0.06 m tube diameter	Menetrez ⁴⁹

Table 2. Specific Electricity Demands for Distinct Technologies Considered in Each Stage

Process	Power demands	Ref
Cultivation stage		
Raceway pond	426.9 kWh/t	Grima et al. ⁴⁸
Photobioreactor	9432 kWh/t	Grima et al. ⁴⁸
Harvesting stage		
Flocculation	167 kWh/t	Lira-Barragán et al. ²⁴
Centrifugation	8 kWh/m ³	Singh et al. ⁵⁰
Gravity sedimentation	0.1 kWh/m ³	Singh et al. ⁵⁰
Magnetic separation	4.5 kWh/m ³	Wang et al. ⁵¹
Tangential flow filtration	2.06 kWh/m ³	Danquah et al. ⁵²
Dissolved air flotation	15 kWh/m ³	Uduman et al. ⁵³
Extraction stage		
Solvent extraction	1.13 kWh/kg	Yuan et al. ⁵⁴
Supercritical CO ₂ extraction	1.74 kWh/kg	Yuan et al. ⁵⁴
Solvent extraction with previous drying	5.11 kWh/kg	Yuan et al. ⁵⁴
Supercritical CO ₂ extraction with previous drying	5.41 kWh/kg	Yuan et al. ⁵⁴
Biodiesel production stage		
Alkali-based process	1.86 kWh/gal	Martín and Grossmann ²⁷
Enzymatic process	1.11 kWh/gal	Martín and Grossmann ²⁷

demand is greater too. In order to extract the lipid molecules from the biomass, the solvent and supercritical CO₂ extraction methods are considered.

Finally, in the biodiesel production stage, the alternatives include the alkali-based and enzymatic processes. Both streams obtained from the oil extraction stage (residual biomass and lipids) are used in this production step. The lipid-depleted biomass is converted to ethanol and proteins, while the extracted triglycerides are transformed into biodiesel and glycerol.

It is assumed that the electricity demand for each particular step of the algae-to-biodiesel subsystem is provided by the power plant.²³ The electric energy requirements for all the stages depend on different variables, such as the biomass or the removed water flow (Table 2).

The whole parameters for the power generation plant and the algae cultivation system can be found in the Supporting Information.

PROBLEM STATEMENT

The addressed problem consists of designing the optimal integrated power plant with an algae cultivation system simultaneously accounting for economic and environmental objectives. Furthermore, the effect of different values for the carbon tax and for the carbon bonus is evaluated. The optimal configuration must include finding the following:

- Optimal selection of fuel and its flow rate.
- Optimal technologies or processes for the combustion systems and power cycles and for each stage of the algae system.
- Amount of CO₂ that is delivered to the algae-to-biodiesel process.
- Specific conditions, for instance, the required nutrients and water, the area for the cultivation stage, and the biomass flow rate from one stage to another.

- Trade-offs between the economic and environmental functions.
- Profitability and the environmental impact.

The aforementioned problem is addressed through a mathematical programming model formulation, which, in general, involves mass balances for the inlet and outlet flow rates, discrete decisions for the selection of distinct processes, and relationships to represent the costs, as well as the revenues and overall requirements.

MATHEMATICAL MODEL FORMULATION

We propose a MILP model to evaluate the integrated global system, which is based on the superstructure shown in Figure 3.

The sets of the present model are indicated with uppercase I, J, K, M, H, O, and B that represent fuels, combustion systems, outlet streams, power cycles, technologies for the harvesting stage, technologies for the oil extraction stage, and technologies for the production stage, respectively. Specifying the elements of each set (indexes), the general process can be described as follows: first, the fuel *i* is used in the power generation cycle *m* with a combustion system *j*. Then, the energy in the outlet stream *k* is recovered, and such a stream is delivered to the atmosphere or to the cultivation stage of the algae system. Next, the produced biomass is sent to the technology *h* of the harvesting stage, after that to technology *o* of the extraction stage and finally to technology *b* of the last stage (production).

Power Generation System. Equation 1 represents the disjunction for the selection of the fuel *i* used in the combustion system *j* and power generation cycle *m*. If the Boolean variable $Z_{i,j,m}$ is true, the inlet flow rate of fuel lies between a lower value (FMIN_{*i,j,m*}) and an upper bound (FMAX_{*i,j,m*}), and also the fixed cost is activated. On the other hand, if $Z_{i,j,m}$ is false, the fuel flow

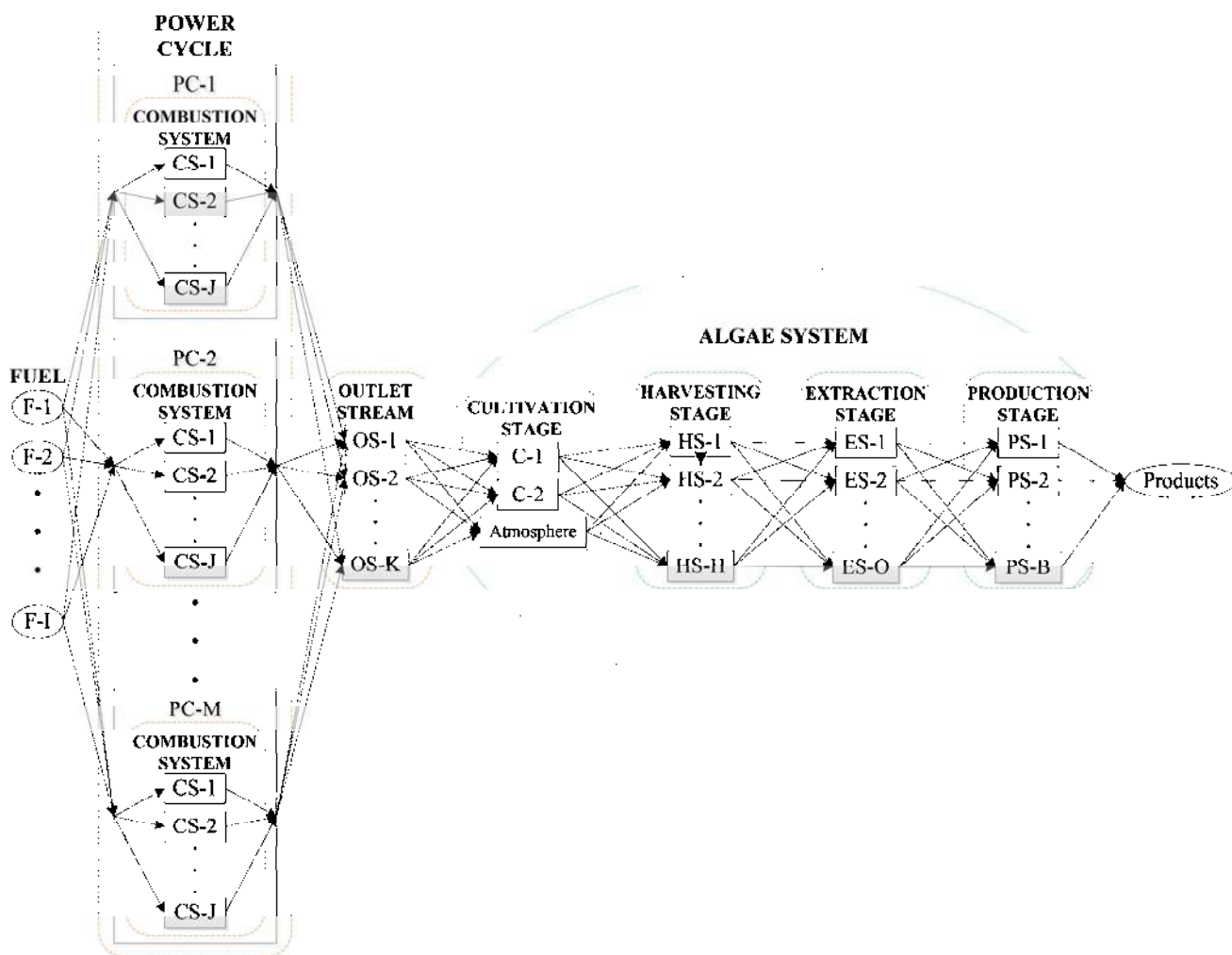


Figure 3. Superstructure proposed to represent the possibilities in the global system.

rate ($FC_{i,j,m}$) is equal to zero as well as the costs. Besides, in eq 2, a logic restriction is included to specify that only one fuel, system combustion, and power cycle must be chosen.

$$\begin{cases} Z_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} \geq FMIN_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} \leq FMAX_{i,j,m} \\ CCLC_{i,j,m} = PCL_{i,j,m} \end{cases} \vee \begin{cases} \neg Z_{i,j,m} \\ FC_{i,j,m} = 0 \\ CCLC_{i,j,m} = 0 \end{cases} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (1)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} Z_{i,j,m} = 1 \quad (2)$$

The previous disjunction is reformulated in order to obtain logical relationships using the Big-M reformulation.⁵⁵

$$FC_{i,j,m} \geq FMIN_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (3)$$

$$FC_{i,j,m} \leq FMAX_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (4)$$

$$CCLC_{i,j,m} = PCL_{i,j,m} z_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (5)$$

Electricity Generated, Outlet Streams, and Variable Costs. Once the inlet flow rate of fuel is obtained, the electric energy

produced ($FE_{i,j,m}$) and the outlet streams ($FO_{i,j,m,k}$) can be computed as shown in eqs 6 and 7. The parameter $E_{i,j,m}$ symbolizes the net efficiency of the scheme i, j, m , and $CT_{i,j,m,k}$ refers to a technical coefficient that allows us to attain the outlet flow rate of the distinct configurations. In eqs 8 and 9, the relationships for the variable costs of the scheme i, j, m are presented, where the variable $CC_{i,j,m}$ is the cost due to fuel consumption. While the terms $PCAL_i$, PC_i , and PM_i represent the heating power, the unitary cost, and the molecular weight of the fuel i , respectively. Figure 4 shows the superstructure for the flow rates and fixed costs involved in the combination i, j, m .

$$FE_{i,j,m} = E_{i,j,m} PCAL_i PM_i FC_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (6)$$

$$FO_{i,j,m,k} = CT_{i,j,m,k} FC_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M, k \in K \quad (7)$$

$$COP_{i,j,m} = CV1_{i,j,m} FE_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (8)$$

$$CC_{i,j,m} = PCAL_i PC_i PM_i \alpha FC_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (9)$$

Global Effluents. The values of the outlet streams ($FO_{i,j,m,k}$) are assigned to new variables so as to distinguish among the various global effluents: carbon dioxide (FCO), carbon dioxide

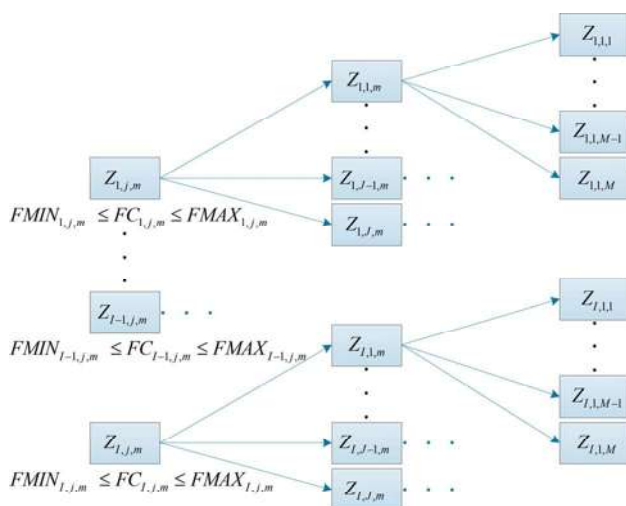


Figure 4. Superstructure for the election of fuel i used in the combustion system j and power generation cycle m .

with water (FCA), exhausted air (FGC), hydrogen sulfide (FHS), and flue gas (FCOM).

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FO_{i,j,m,k=1} = FCO \quad (10)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FO_{i,j,m,k=2} = FCA \quad (11)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FO_{i,j,m,k=3} = FGC \quad (12)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FO_{i,j,m,k=4} = FHS \quad (13)$$

$$\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FO_{i,j,m,k=5} = FCOM \quad (14)$$

Algae Cultivation System. Determination of Source of CO₂. Equation 15 indicates a mass balance to determine the source of carbon dioxide (outlet stream) to be sent to the first stage of the algae cultivation system. The utilization of CO₂ varies depending on the source where it comes from; the parameters ECO, ECA, and ECOM symbolize this difference. ECO refers to the efficiency of the pure CO₂ stream, while ECA to the efficiency of CO₂ with a water stream and ECOM to the efficiency of the flue gas stream. F^{CO2R} and F^{CO2P} represent the CO₂ that is delivered to either cultivation technologies (raceway pond or photobioreactor), F^{CO2L} is the flow rate of CO₂ that is released to the atmosphere, and M^{FCO} is the molecular weight of the gas.

$$\begin{aligned} M^{FCO}(FCO \times ECO + FCA \times ECA + FCOM \times ECOM) \\ = F^{CO2R} + F^{CO2P} + F^{CO2L} \end{aligned} \quad (15)$$

Selection of Optimal Technology in the Cultivation Stage. The following disjunction is used to determine the technology employed and the biomass produced in this first stage. As shown in eq 16, if the Boolean variable W is true, the raceway pond is selected and the flow rate of biomass for this process is calculated (FBR). In contrast, if W is false, the photobioreactor is chosen and the produced biomass is also calculated (FBP). Each technology has a distinct efficiency β^R and β^P , and the common terms τ^{DT} and δ^{CO_2} represent the fraction of hours per day that the gas is

sent to the cultivation step and the CO₂ demand, respectively. By the Big-M reformulation, the relationships shown in eqs 17, 18, 19, and 20 are obtained.

$$\left[FBR = \frac{W}{\tau^{DT} \beta^R} F^{CO2R} \right] \vee \left[FBP = \frac{-W}{\tau^{DT} \beta^P} F^{CO2P} \right] \quad (16)$$

$$FBR = \frac{\tau^{DT} \beta^R}{\delta^{CO_2}} F^{CO2R} \quad (17)$$

$$FBP = \frac{\tau^{DT} \beta^P}{\delta^{CO_2}} F^{CO2P} \quad (18)$$

$$FBR \leq M^B w \quad (19)$$

$$FBP \leq M^B (1 - w) \quad (20)$$

Costs and Water and Power Requirements in the Cultivation Stage. The fixed costs as well as the variable costs and the required electric energy for this stage are functions of the biomass flow rate. Equations 21 and 22 correspond to the investment costs, which likewise depend on the operating hours (HY) since the capacity of each technology changes with this value and the biomass flow rate. PR^R and PR^P symbolize the unitary fixed cost of the raceway pond and the photobioreactor.

$$CCR = PR^R \times HY \times FBR \quad (21)$$

$$CCP = PR^P \times HY \times FBP \quad (22)$$

The total variable costs are estimated considering the variable cost of the selected system for the cultivation stage and the cost because of the urea, phosphate, and water consumption. For calculating the flow rate of nutrients required (urea and phosphate), it is necessary to consider the biomass flow rate going to the next stage as shown in eqs 23 and 24. The efficiencies for the technologies in the harvesting stage are also taken into consideration (β_h^{FLOC} and γ_h). From these values, some typical factors and the specific requirements of urea and phosphate (RU and RP) can be obtained. Equations 25 and 26 represent the urea flow rate for the different technologies: FU^R refers to the raceway pond and FU^P to the photobioreactor. Similarly, eqs 27 and 28 determine the phosphate flow rate required.

$$FBR = \sum_{h \in H} F_h^{FLOC1} \quad (23)$$

$$FBP = \sum_{h \in H} F_h^{FLOC2} \quad (24)$$

$$FU^R = \left[\sum_{h \in H} (F_h^{FLOC1} \times \beta_h^{FLOC} \times \gamma_h) \right] RU \times \alpha^N \quad (25)$$

$$FU^P = \left[\sum_{h \in H} (F_h^{FLOC2} \times \beta_h^{FLOC} \times \gamma_h) \right] RU \times \alpha^N \quad (26)$$

$$FP^R = \left[\sum_{h \in H} (F_h^{FLOC1} \times \beta_h^{FLOC} \times \gamma_h) \right] RP \times \alpha^N \quad (27)$$

$$FP^P = \left[\sum_{h \in H} (F_h^{FLOC2} \times \beta_h^{FLOC} \times \gamma_h) \right] RP \times \alpha^N \quad (28)$$

The water flow rate needed for the raceway pond and the photobioreactor depends on the particular demand of each technology, which considers only the makeup water required since it is assumed that the harvested water is recycled (Grima et al.⁴⁸), and it is obtained as follows:

$$FW^R = DW^R FBR \quad (29)$$

$$FW^P = DW^P FBP \quad (30)$$

As already mentioned, once the requirements of water and nutrients are attained, the total variable costs can be computed. The terms CV^R and CV^P symbolize the unitary variable costs of the raceway pond and the photobioreactor. CU, CP, and CW are the unitary costs of urea, phosphate, and water, respectively.

$$COP^R = (CV^R \times FBR + CU \times FU^R + CP \times FP^R + CW \times FW^R) \quad (31)$$

$$COP^P = (CV^P \times FBP + CU \times FU^P + CP \times FP^P + CW \times FW^P) \quad (32)$$

The power demand changes according to the process and the biomass flow rate (FBR, FBP) as shown in eq 33 that indicates the electric energy requirement for the raceway pond and equally for the photobioreactor in eq 34.

$$EC^R = ENC^R FBR \quad (33)$$

$$EC^P = ENC^P FBP \quad (34)$$

Required Area for the Cultivation Stage. The area is function of the selected technology. Typically, the raceway ponds need great areas (A^R), while the photobioreactors require smaller areas (A^P). In order to calculate it, the hours of operation in the cultivation stage (HD) and the productivity must be given. The number of needed raceway ponds and photobioreactors (NUM^R and NUM^P) is estimated considering their calculated area and specific measurements (for the photobioreactor the number and measurements of its tubes are taken into account).

$$A^R = \frac{HD}{P^R} FBR \quad (35)$$

$$A^P = \frac{HD}{P^P} FBP \quad (36)$$

$$NUM^R = \frac{L}{W^T} A^R \quad (37)$$

$$NUM^P = \frac{L^T D^T}{U^T} A^P \quad (38)$$

Election of Optimal Technology in the Harvesting Stage.

The next step in the algae-to-biodiesel system is the harvesting stage. Equation 39 represents the total biomass flow rate that enters to this stage. Equations 23, 24, and 39 give the relationship expressed in eq 40.

$$\sum_{h \in H} F_h^{FLOC} = FBR + FBP \quad (39)$$

$$F_h^{FLOC} = F_h^{FLOC1} + F_h^{FLOC2} \quad \forall h \in H \quad (40)$$

The selection of the employed process h is modeled using the disjunction shown in Equation 41. If the Boolean variable Y_h is true, the inlet flow rate to this process exists, and its costs and electric energy required too. On the other hand, if Y_h is false the inlet flow rate is equal to zero.

$$\begin{cases} Y_h \\ F_h^{FLOC1} = FBR \\ F_h^{FLOC2} = FBP \end{cases} \vee \begin{cases} \neg Y_h \\ F_h^{FLOC1} = 0 \\ F_h^{FLOC2} = 0 \end{cases} \quad \forall h \in H \quad (41)$$

Via the Big-M reformulation, the following relationships for the previous disjunction are obtained:

$$F_h^{FLOC1} \leq M^B y_h \quad \forall h \in H \quad (42)$$

$$F_h^{FLOC2} \leq M^B y_h \quad \forall h \in H \quad (43)$$

Certain processes, h , require two steps; the outlet flow rate of the first step is presented in eq 44, where β_h^{FLOC} symbolizes the fraction of biomass recovered. For technologies h that do not require this step, β_h^{FLOC} is equal to 1. Similarly, eq 45 shows the outlet flow rate for the second step of process h .

$$F_h^{FLOCS} = \beta_h^{FLOC} F_h^{FLOC} \quad \forall h \in H \quad (44)$$

$$F_h^{cos} = \gamma_h F_h^{FLOCS} \quad \forall h \in H \quad (45)$$

Costs and Power Requirements in the Harvesting Stage.

The total variable and fixed costs are determined by the following relationships. Equation 46 represents the fixed cost of the first step for the harvesting stage, where the inlet flow rate is F_h^{FLOC} . The variable cost of this first step (CV_h^{AL}) depends on the alum coagulant flow rate (F_h^{AL}), and to calculate such flow rate, the concentration at the beginning of the harvesting stage ($CONC_h$) is needed. The terms T^{RES} , $PROF$, C_h^{AL} , and P^{AL} refer to the residence time, depth of the raceway pond, and concentration and cost of the coagulant, respectively.

$$CT_h^{FLOC} = CTU_h F_h^{FLOC} \quad \forall h \in H \quad (46)$$

$$CONC_h = \frac{1}{T^{RES}} \left(\frac{DEPHT \times F_h^{FLOC1}}{P^R} + \frac{D^T \times F_h^{FLOC2}}{P^P} \right) \quad \forall h \in H \quad (47)$$

$$F_h^{AL} = C_h^{AL} CONC_h \quad \forall h \in H \quad (48)$$

$$CV_h^{AL} = P^{AL} F_h^{AL} \quad \forall h \in H \quad (49)$$

The amount of withdrawn water is expressed using eq 50, where ρ^{FB} and C^{FB} symbolize the density of the biomass slurry and the concentration of algal biomass leaving the harvesting stage.

$$FW_h^{cos} = \left(\frac{\rho^{FB}}{C^{FB}} - 1 \right) F_h^{cos} \quad \forall h \in H \quad (50)$$

The overall fixed costs vary for each process h , so they are computed separately according to the characteristics of each process. CT^C , CT^S , CT^{SM} , CT^{TF} , and CT^{DAF} refer to the unitary fixed costs, whereas ρ^W is the density of liquid water.

$$CT_{h=1}^{cos} = CT^C F_{h=1}^{FLOC} + CT_{h=1}^{FLOC} \quad (51)$$

$$CT_{h=2}^{cos} = CT^S F_{h=2}^{FLOC} + CT_{h=2}^{FLOC} \quad (52)$$

$$CT_{h=3}^{cos} = CT^{SM} HY \times F_{h=3}^{cos} \quad (53)$$

$$CT_{h=4}^{cos} = \frac{CT^{TF}}{\rho^W} FW_{h=4}^{cos} \quad (54)$$

$$CT_{h=5}^{cos} = CT^{DAF} \times HY \times F_{h=5}^{FLOC} + CT_{h=5}^{FLOC} \quad (55)$$

Likewise, eqs 56, 57, 58, 59, and 60 represent the variable costs. Equations 61 and 62 refer to the electric energy consumption of all the processes, including the power demand for the first and for the second step of this stage (EC_h^{FLOC} and EC_h^{COS}).

$$CV_{h=1}^{cos} = CV_{h=1}^{AL} \quad (56)$$

$$CV_{h=2}^{cos} = CV_{h=2}^{AL} \quad (57)$$

$$CV_{h=3}^{cos} = CV_{h=3}^{SM} F_{h=3}^{cos} \quad (58)$$

$$CV_{h=4}^{cos} = \frac{CV^{TF}}{\rho_W} F_{h=4}^{cos} \quad (59)$$

$$CV_{h=5}^{cos} = CV^{DAF} F_{h=5}^{FLOC} + CV_{h=5}^{AL} \quad (60)$$

$$EC_h^{FLOC} = ENC_h^{FLOC} F_h^{FLOC} \quad \forall h \in H \quad (61)$$

$$EC_h^{cos} = \frac{ENC_h^{cos}}{\rho_W} F_{h=5}^{cos} \quad \forall h \in H \quad (62)$$

Election of Optimal Technology in the Extraction Stage.

The total biomass flow rate leaving the harvesting stage enters to the extraction stage; this is represented in eq 63. As the costs in this stage depend on the amount of biomass leaving the cultivation stage, it is also included in the hypothetical balance shown in eq 64.

$$\sum_h F_h^{cos} = \sum_o F_o^{EXT} \quad (63)$$

$$\sum_o F_o^{BIOF} = FBR + FBP \quad (64)$$

The disjunction used to determine the technology o for the extraction stage is presented in eqn 65. If X_o is true, the inlet flow rate to that process (F_o^{EXT}) exists, and the flow rate that activates the costs of process o (F_o^{BIOF}) exists too. On the contrary, if the Boolean variable is false, both flow rates are equal to zero.

$$\left[\begin{array}{c} X_o \\ F_o^{EXT} = F_h^{cos} \\ F_o^{BIOF} = FBR + FBP \end{array} \right] \vee \left[\begin{array}{c} \neg X_o \\ F_o^{EXT} = 0 \\ F_o^{BIOF} = 0 \end{array} \right] \quad \forall o \in O \quad (65)$$

Reformulating the prior disjunction using the Big-M reformulation, the following equations are attained for each alternative:

$$F_o^{EXT} \leq M^B x_o \quad \forall o \in O \quad (66)$$

$$F_o^{BIOF} \leq M^B x_o \quad \forall o \in O \quad (67)$$

The flow rate of oil extracted (F_o^{OIL}) and the lipid-depleted biomass (F_o^{LD}) are calculated from the recovery fraction of oil for each process (σ_o) and the lipid content in algal biomass (W^{OIL}).

$$F_o^{OIL} = \sigma_o W^{OIL} F_o^{EXT} \quad \forall o \in O \quad (68)$$

$$F_o^{LD} = F_o^{EXT} (1 - \sigma_o W^{OIL}) \quad \forall o \in O \quad (69)$$

Costs and Power Requirements in the Extraction Stage.

The fixed costs are expressed in eq 72 and include the cost of the dryer that some processes o require (C_o^{SEC}) and the specific cost of each process (C_o^E). C_o^{SE} and C_o^{TE} symbolize the unitary investment costs.

$$C_o^{sec} = C_o^{SE} F_o^{BIOF} \quad \forall o \in O \quad (70)$$

$$C_o^E = C_o^{TE} F_o^{BIOF} \quad \forall o \in O \quad (71)$$

$$C_o^{EXT} = C_o^{sec} + C_o^E \quad \forall o \in O \quad (72)$$

Equation 74 shows the variable costs that involve only the hexane consumption (F_o^{HEX}), which is obtained from the feed mass ratio, the loss fraction, and the biomass flow rate entering to the stage. The electric energy demand (EC_o^{EXT}) is computed by eq 75.

$$F_o^{HEX} = MR^H HEX_o^{LO} F_o^{EXT} \quad \forall o \in O \quad (73)$$

$$C_o^{HEX} = P^{HEX} F_o^{HEX} \quad \forall o \in O \quad (74)$$

$$EC_o^{EXT} = ENC_o^{EXT} F_o^{EXT} \quad \forall o \in O \quad (75)$$

Selection of Optimal Technology in the Production Stage.

The last stage in the system is the production of biodiesel. Equations 76 and 77 include the balances for the outlet streams of the extraction stage and the inlet streams of the production stage.

$$\sum_o F_o^{OIL} = \sum_b F_b^{PROD} \quad (76)$$

$$\sum_o F_o^{LD} = \sum_b F_b^{STARCH} \quad (77)$$

As described above, the oil stream (F_b^{PROD}) is utilized to produce biodiesel and glycerol. In the same way, the lipid-depleted biomass stream (F_b^{STARCH}) is used to produce ethanol and proteins. In eq 78, the disjunction that allows selecting the optimal technology b is presented. Similar to the other disjunctions proposed, the Boolean variable Q_b controls the value of the inlet flow rate. The logical relationships obtained by the Big-M reformulation for this disjunction are shown in eqs 79 and 80.

$$\left[\begin{array}{c} Q_b \\ F_b^{PROD} = F_o^{OIL} \\ F_b^{STARCH} = F_o^{LD} \end{array} \right] \vee \left[\begin{array}{c} \neg Q_b \\ F_b^{PROD} = 0 \\ F_b^{STARCH} = 0 \end{array} \right] \quad \forall b \in B \quad (78)$$

$$F_b^{PROD} \leq M^B q_b \quad \forall b \in B \quad (79)$$

$$F_b^{STARCH} \leq M^B q_b \quad \forall b \in B \quad (80)$$

The products of this stage, biodiesel, glycerol, ethanol, and proteins, are represented in eqs 81, 82, 83, and 84. The terms W_b^{RB} , W_b^{RG} , W_b^{RE} , and W_b^{RP} make reference to the recovery fraction of the distinct products.

$$F_b^{BD} = W_b^{RB} F_b^{PROD} \quad \forall b \in B \quad (81)$$

$$F_b^{GLI} = W_b^{RG} F_b^{PROD} \quad \forall b \in B \quad (82)$$

$$F_b^{ET} = W_b^{RE} F_b^{STARCH} \quad \forall b \in B \quad (83)$$

$$F_b^{PROT} = W_b^{RP} F_b^{STARCH} \quad \forall b \in B \quad (84)$$

Part of the generated ethanol is required in process b for biodiesel production, so in order to attain the ethanol flow rate available for sale, eq 86 is employed.

$$F_b^{ETREQ} = MR_b^{ET} F_b^{PROD} \quad \forall b \in B \quad (85)$$

$$F_b^{ETS} = F_b^{ET} - F_b^{ETREQ} \quad \forall b \in B \quad (86)$$

Costs and Power Requirements in the Production Stage. The fixed and variable costs are computed as shown in eqs 87 and 88. The terms C_b^{PROD} and P_b^{PROD} symbolize the unitary costs and ρ^{BD} the density of biodiesel. The necessary flow rates of the catalyst (F_b^{CAT}) and lipase (F_b^{LIP}) are estimated too.

$$CT_b^{PROD} = \frac{C_b^{PROD}}{\rho^{BD}} F_b^{BD} \quad \forall b \in B \quad (87)$$

$$CV_b^{PROD} = \frac{P_b^{PROD}}{\rho^{BD}} HY \times F_b^{BD} \quad \forall b \in B \quad (88)$$

$$F_b^{CAT} = W_b^{CAT} F_b^{PROD} \quad \forall b \in B \quad (89)$$

$$F_b^{LIP} = W_b^{LIP} F_b^{PROD} \quad \forall b \in B \quad (90)$$

Finally, eqs 91 and 92 represent the water and power consumption. The unitary requirements of water and electric energy are expressed with the parameters DW_b^{BD} and ENC_b^{PROD} .

$$FW_b^{PROD} = \frac{DW_b^{BD}}{\rho^{BD}} F_b^{BD} \quad \forall b \in B \quad (91)$$

$$EC_b^{PROD} = \frac{ENC_b^{PROD}}{\rho^{BD}} F_b^{BD} \quad \forall b \in B \quad (92)$$

Electric Energy Produced and Water Consumption for the Whole System. In eq 93, the annual net electric power is attained by subtracting the power demanded in each stage of the algae cultivation system from the electric energy produced by the scheme i, j, m in the power plant. The total water consumption involves the demand of the raceway pond (FW^R), the photobioreactor (FW^P), and the production stage (FW_b^{PROD}). Equation 94 represents the overall water requirement.

$$EP = \sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} FE_{i,j,m} - \left(EC^R + EC^P + \sum_{h \in H} EC_h^{FLOC} + \sum_{h \in H} EC_h^{COS} + \sum_{o \in O} EC_o^{EXT} + \sum_{b \in B} EC_b^{PROD} \right) \quad (93)$$

$$CONS^W = FW^R + FW^P + \sum_{b \in B} FW_b^{PROD} \quad (94)$$

Carbon Dioxide Emissions. To obtain the total emissions (EM), the CO_2 mitigated must be subtracted from the CO_2 generated, as shown in eq 97. The produced CO_2 is computed from its fraction present in the outlet streams (FCO, FCA, and FCOM), while the amount of gas mitigated is calculated from the CO_2 flow rate that is delivered to the cultivation system.

$$prod^{CO_2} = M^{FCO}(FCO + FCA \times FCA^{CO_2} + FCOM \times FCOM^{CO_2}) \quad (95)$$

$$fixed^{CO_2} = \tau^{DT}(F^{CO_2R} + F^{CO_2P}) \quad (96)$$

$$EM = prod^{CO_2} - fixed^{CO_2} \quad (97)$$

Combining eqs 15, 96, and 97, the following relationship for the CO_2 emissions is obtained:

$$EM = M^{FCO}(FCO + FCA \times FCA^{CO_2} + FCOM \times FCOM^{CO_2}) - \tau^{DT}[M^{FCO}(FCO \times ECO + FCA \times ECA + FCOM \times ECOM) - F^{CO_2L}] \quad (98)$$

Note that the variable EM includes the CO_2 that was not used in the raceway pond or photobioreactor (F^{CO_2L}), the carbon dioxide that cannot be utilized due to the stream which contains it, and the amount of CO_2 that is not possible to mitigate for the restriction of the fraction of hours per day that the gas is sent to the cultivation step. The variable F^{CO_2L} can be zero or not depending on the objectives considered for the optimal design (maximizing the profit or minimizing the emissions). Nevertheless, the emissions generated for the CO_2 that is not utilized due to the stream and the emissions for the restriction of supply hours to the system are unavoidable.

Costs. The total fixed and variable costs (CAP and COPER), which include the costs related to the power generation system as well as the algae cultivation system, are shown in eqs 99 and 100. K^F represents the capital recovery factor according to a specific interest rate and investment time horizon (Table S10, Supporting Information).

$$CAP = K^F \left(\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} CCLC_{i,j,m} + CCR + CCP + \sum_{h \in H} CT_h^{COS} + \sum_{o \in O} CT_o^{EXT} + \sum_{b \in B} CT_b^{PROD} \right) \quad (99)$$

$$COPER = HY \left(\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} COP_{i,j,m} + \sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} CC_{i,j,m} + \sum_{h \in H} CV_h^{COS} + \sum_{o \in O} C_o^{HEX} + \sum_{b \in B} CV_b^{PROD} \right) + HD \left(\begin{matrix} COP^R \\ + COP^P \end{matrix} \right) \quad (100)$$

Revenues. The overall revenues (IN) account for the sale of electricity and the products (biodiesel, glycerol, ethanol, and proteins).

$$IN = HY \left(EPSP^E + \sum_{b \in B} F_b^{BD} SP^{BD} + \sum_{b \in B} F_b^{GLI} SP^{GLI} + \sum_{b \in B} F_b^{ETS} SP^{ET} + \sum_{b \in B} F_b^{PROT} SP^{PROT} \right) \quad (101)$$

Carbon Tax and Bonus. An economic penalty (carbon tax) for the generation of CO_2 emissions is considered, which is defined by eq 102. In contrast, an economic compensation is also included, with the purpose of comparing the effects on the objective function. This carbon bonus for avoiding emissions is represented in eq 104. The avoided emissions are given by the difference between the emissions generated in a conventional system and the emissions in the proposed integrated system. In order to calculate the emissions for the conventional system, the unit greenhouse gas emissions for the fuel i (U_i^{GHGE}) is used as shown in eq 103.

$$CCTAX = EM \times HY \times CTAX \quad (102)$$

$$EMCONV_{i,j,m} = U_i^{GHGE} PCAL_i PM_i FC_{i,j,m} \quad \forall i \in I, j \in J, m \in M \quad (103)$$

$$CCOMP = \left(\sum_{i \in I} \sum_{j \in J} \sum_{m \in M} EMCONV_{i,j,m} - EM \right) HY \times COMP \quad (104)$$

APÉNDICE B

En este Apéndice se presenta información complementaria para el problema que se refiere a las políticas de carbono y agua en plantas de potencia de doble propósito integradas con redes de distribución de agua.

Evaluation of Carbon and Water Policies in the Optimization of Water Distribution Networks Involving Power-Desalination Plants

Supporting Information

Aurora del Carmen Munguía-López, ^a Ramón González-Bravo ^b and

José María Ponce-Ortega ^{a*}

*^a Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Departamento de
Ingeniería Química, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, Morelia,
Michoacán, México, 58060*

*^b Escuela de Ingeniería y Ciencias, Tecnológico de Monterrey, Av.
Eugenio Garza Sada Sur No. 2501, 64849 Monterrey, Nuevo León,
México*

*Corresponding author: Prof. José María Ponce-Ortega

E-mail: jmponce@umich.mx

Phone: +52 443 3223500 ext. 1277; Fax: +52 443 3273584

The following equations are complementary to the presented model and were previously reported by González-Bravo et al. [1].

Water distribution

$$W_{i,t} - W_{i,t-1} = \sum_p S_{p,i,t}^{E,aq} + \sum_q S_{q,i,t}^{N,aq} + \sum_n B_{n,i,t}^{E,des} + \sum_u B_{u,i,t}^{N,des} + F_{i,t}^{agr} + R_{i,t}^{aq} - \sum_j a_{i,j,t}^{dw}, \quad \forall i \in I, \forall t \in T, t \neq 1 \quad (1)$$

$$\sum_i a_{i,j,t}^{dw} = \sum_r d_{r,j,t}^{dom} + \sum_g d_{g,j,t}^{agr} + \sum_o d_{o,j,t}^{ind}, \quad \forall j \in J, \forall t \in T \quad (2)$$

$$h_{r,t}^{dom} = \sum_n v_{r,n,t}^{E,dom} + \sum_u v_{r,u,t}^{N,dom} + \sum_j d_{r,j,t}^{dom} + \sum_x w_{r,x,t}^{dom}, \quad \forall r \in R, \forall t \in T \quad (3)$$

$$h_{o,t}^{ind} = \sum_n v_{o,n,t}^{E,ind} + \sum_u v_{o,u,t}^{N,ind} + \sum_j d_{o,j,t}^{ind} + \sum_x w_{o,x,t}^{ind}, \quad \forall o \in O, \forall t \in T \quad (4)$$

$$h_{g,t}^{agr} = \sum_n v_{g,n,t}^{E,agr} + \sum_u v_{g,u,t}^{N,agr} + \sum_j d_{g,j,t}^{agr} + \sum_x w_{g,x,t}^{agr}, \quad \forall g \in G, \forall t \in T \quad (5)$$

$$\text{domdem}_{r,t} = h_{r,t}^{dom} + \sum_p S_{p,r,t}^{E,dom} + \sum_q S_{q,r,t}^{N,dom}, \quad \forall r \in R, \forall t \in T \quad (6)$$

$$\text{inddem}_{o,t} = h_{o,t}^{ind} + \sum_p S_{o,p,t}^{E,ind} + \sum_q S_{o,q,t}^{N,ind}, \quad \forall o \in O, \forall t \in T \quad (7)$$

$$\text{agrдем}_{g,t} = h_{g,t}^{agr} + \sum_p S_{g,p,t}^{E,agr} + \sum_q S_{g,q,t}^{N,agr}, \quad \forall g \in G, \forall t \in T \quad (8)$$

$$F_{i,t}^{agr} = \sum_{g(i)} p_{ca} * \text{agrдем}_{g,i,t} \quad \forall i \in I, \forall t \in T \quad (9)$$

$$M_{x,t} - M_{x,t-1} = \sum_n G_{n,x,t}^{E,rel} + \sum_u G_{u,x,t}^{N,rel} + R_{x,t}^{dam} - \sum_r w_{r,x,t}^{dom} - \sum_g w_{g,x,t}^{agr} - \sum_o w_{o,x,t}^{ind}, \quad \forall x \in X, \forall t \in T, t \neq 1 \quad (10)$$

$$S_{p,t}^E - S_{p,t-1}^E = \sum_n D_{n,p,t}^{E,Esto} + \sum_u D_{u,p,t}^{N,Esto} - \sum_r S_{p,r,t}^{E,dom} - \sum_g S_{g,p,t}^{E,agr} - \sum_o S_{o,p,t}^{E,ind} - \sum_i S_{p,i,t}^{E,aq} \quad \forall p \in P, \forall t \in T, t \neq 1 \quad (11)$$

$$S_{q,t}^N - S_{q,t-1}^N = \sum_n D_{n,q,t}^{E,Nsto} + \sum_u D_{u,q,t}^{N,Nsto} - \sum_r S_{q,r,t}^{N,dom} - \sum_g S_{g,q,t}^{N,agr} - \sum_o S_{o,q,t}^{N,ind} - \sum_i S_{q,i,t}^{N,aq} \quad \forall q \in Q, \forall t \in T, t \neq 1 \quad (12)$$

$$SW_{n,t}^{in,E} (1 - \beta) = \sum_p D_{n,p,t}^{E,Esto} + \sum_q D_{n,q,t}^{E,Nsto} + \sum_r v_{r,n,t}^{E,dom} + \sum_g v_{g,n,t}^{E,agr} + \sum_o v_{o,n,t}^{E,ind} + \sum_i B_{n,i,t}^{E,des} + \sum_x G_{n,x,t}^{E,rel} + b_{n,t}^{E,rej} \quad \forall n \in N, \forall t \in T \quad (13)$$

$$SW_{u,t}^{in,N} (1 - \beta) = \sum_p D_{u,p,t}^{N,Esto} + \sum_q D_{u,q,t}^{N,Nsto} + \sum_r v_{r,u,t}^{N,dom} + \sum_g v_{g,u,t}^{N,agr} + \sum_o v_{o,u,t}^{N,ind} + \sum_i B_{u,i,t}^{N,des} + \sum_x G_{u,x,t}^{N,rel} + b_{u,t}^{N,rej} \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (14)$$

$$b_{n,t}^{E,rej} = b * SW_{u,t}^{in,N}, \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (15)$$

$$b_{u,t}^{N,rej} = \beta * SW_{u,t}^{in,N}, \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (16)$$

Power production

$$TEnergy_t = \sum_u Eproduction_{u,t}^N + \sum_n Eproduction_{n,t}^E, \quad \forall t \in T \quad (17)$$

$$TEnergy_t = \sum_r E_{r,t}^{dom} + \sum_g E_{g,t}^{agr} + \sum_o E_{o,t}^{ind} \quad \forall t \in T \quad (18)$$

$$EProduction_{u,t}^N = SW_{u,t}^{in,N} \cdot GEP, \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (19)$$

Existence of new storage tanks

$$y_q^{sto} \cdot \Theta_q^{sto,min} \leq S_q^{max} \leq y_q^{sto} \cdot \Theta_q^{sto,max} \quad (20)$$

$$InstCost_q^{sto} = k_F \left[Z_1 \cdot y_q^{sto} + Z_2 \left(S_q^{max} \right)^\alpha \right], \quad \forall q \in Q \quad (21)$$

$$S_{q,t}^N \leq S_q^{max} \quad q \in Q, t \in T \quad (22)$$

$$StorageCost = H_Y \sum_q InstCost_q^{sto} \quad (23)$$

Existence of new power desalination plants

$$y_u^{pdes} \cdot \Theta_u^{pdes, \min} \leq SW_u^{max} \leq y_u^{pdes} \cdot \Theta_u^{pdes, \max} \quad (24)$$

$$InstCost_u^{pdes} = k_F \left[Z_3 \cdot y_u^{pdes} + Z_4 \left(SW_u^{max} \right)^\alpha \right] \quad \forall u \in U \quad (25)$$

$$OpCost_{u,t}^{pdes} = H_Y \left[Z_5 (1 - \beta) SW_{u,t}^{in,N} \right] \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (26)$$

$$SW_{u,t}^{in,N} \leq SW_u^{max} \quad u \in U, t \in T \quad (27)$$

$$OpCost_{n,t}^{E,des} = H_Y \left[Z_6 (1 - \beta) SW_{n,t}^{in,E} \right] \quad \forall n \in N, \forall t \in T \quad (28)$$

$$NPDinstcost = \sum_u InstCost_u^{pdes} \quad (29)$$

$$NPDopcost = \sum_u \sum_t OpCost_{u,t}^{pdes} \quad (30)$$

$$EPDopcost = \sum_n \sum_t OpCost_{n,t}^{E,des} \quad (31)$$

$$TER_{u,t}^N = SW_{u,t}^{in,N} \cdot FCF, \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (32)$$

$$TER_{u,t}^N = \sum_{f \in F} Q_{f,u,t}^{fossil} + \sum_{b \in B} Q_{b,u,t}^{biofuel} + Q_{u,t}^{solar}, \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (33)$$

$$NPDenergycost = H_Y \sum_u \sum_t \left[\sum_{f \in F} (FFC_f \cdot Q_{f,u,t}^{fossil}) + \sum_{b \in B} (BFC_b \cdot Q_{b,u,t}^{biofuel}) \right] \quad (34)$$

$$\sum_u Q_{f,u,t}^{fossil} \leq HPF_f \cdot AVF_{f,t}^{max} \quad \forall f \in F, \forall t \in T \quad (35)$$

$$\sum_u Q_{b,u,t}^{biofuel} \leq HPB_b \cdot AVB_{b,t}^{max} \quad \forall b \in B, \forall t \in T \quad (36)$$

Existence of solar collector

$$w_u^{solar} \cdot ATot_u^{\min} \leq AREA_u^{solar, max} \leq w_u^{solar} \cdot ATot_u^{\max} \quad (37)$$

$$SCCost_u^{solar} = k_F \left[Z_1^{solar} \cdot w_u^{solar} + Z_2^{solar} \left(AREA_u^{solar, max} \right)^\alpha \right] \quad \forall u \in U \quad (38)$$

$$SOCost_{u,t}^{solar} = H_Y \left[Z_3^{solar} \cdot A_{u,t}^{solar} \right] \quad \forall u \in U, \forall t \in T \quad (39)$$

$$A_{u,t}^{solar} \leq AREA_u^{solar,max} \quad \forall u \in U, t \in T \quad (40)$$

$$Q_{u,t}^{solar} = UCE_{u,t}^{solar} \cdot A_{u,t}^{solar} \quad (41)$$

$$SolarCost = \sum_u SCCost_u^{solar} + \sum_u \sum_t SOCost_{u,t}^{solar} \quad (42)$$

Pumping and piping costs

$$\begin{aligned}
 Piping\ cost = k_F & \left[\begin{aligned}
 & \sum_r DPC1_r \cdot y_r^{h,dom} + \sum_p \sum_r DPC2_{p,r} \cdot y_{p,r}^{sE,dom} + \sum_q \sum_r DPC3_{q,r} \cdot y_{q,r}^{sN,dom} \\
 & + \sum_g APC1_g \cdot y_g^{h,agr} + \sum_p \sum_g APC2_{p,g} \cdot y_{g,p}^{sE,agr} + \sum_q \sum_g APC3_{q,g} \cdot y_{g,q}^{sN,agr} \\
 & + \sum_o IPC1_o \cdot y_o^{h,ind} + \sum_p \sum_o IPC2_{p,o} \cdot y_{o,p}^{sE,ind} + \sum_q \sum_o IPC3_{q,o} \cdot y_{q,o}^{sN,ind} \\
 & + \sum_r \sum_j DPC4_{r,j} \cdot y_{r,j}^{d,dom} + \sum_g \sum_j APC4_{g,j} \cdot y_{g,j}^{d,agr} + \sum_o \sum_j IPC4_{o,j} \cdot y_{o,j}^{d,ind} \\
 & + \sum_r \sum_x DPC5_{r,x} \cdot y_{r,x}^{w,dom} + \sum_g \sum_x APC5_{g,x} \cdot y_{g,x}^{w,agr} + \sum_o \sum_x IPC5_{o,x} \cdot y_{o,x}^{w,ind} \\
 & + \sum_n \sum_i BPC1_{n,i} \cdot y_{n,i}^{BE,des} + \sum_u \sum_i BPC2_{u,i} \cdot y_{u,i}^{BN,des} + \sum_r \sum_n DPC6_{r,n} \cdot y_{r,n}^{vE,dom} \\
 & + \sum_r \sum_u DPC7_{r,u} \cdot y_{r,u}^{vN,dom} + \sum_g \sum_n APC6_{g,n} \cdot y_{g,n}^{vE,agr} + \sum_g \sum_u APC7_{g,u} \cdot y_{g,u}^{vN,agr} \\
 & + \sum_o \sum_n IPC6_{o,n} \cdot y_{o,n}^{vE,ind} + \sum_o \sum_u IPC7_{o,u} \cdot y_{o,u}^{vN,ind} + \sum_n \sum_q EPC1_{n,q} \cdot y_{n,q}^{DE,Nsto} \\
 & + \sum_n \sum_p EPC2_{n,p} \cdot y_{n,p}^{DE,Esto} + \sum_u \sum_q NPC1_{u,q} \cdot y_{u,q}^{DN,Nsto} + \sum_u \sum_p NPC2_{u,p} \cdot y_{u,p}^{DN,Esto} \\
 & + \sum_n \sum_x GPC1_{n,x} \cdot y_{n,x}^{GE,rel} + \sum_u \sum_x GPC2_{u,x} \cdot y_{u,x}^{GN,rel} + \sum_i \sum_j AQP1_{i,j} \cdot y_{i,j}^{a,dw} \\
 & + \sum_p \sum_i SPC1_{p,i} \cdot y_{p,i}^{sE,aq} + \sum_q \sum_i SPC2_{q,i} \cdot y_{q,i}^{sN,aq}
 \end{aligned} \right] \quad (43)
 \end{aligned}$$

$$PipingCostFactor = k_m LD^m \quad (44)$$

$$\begin{aligned}
Pumping\ cost = H_Y & \left[\sum_r \sum_t h_{r,t}^{dom} PPD1_{r,t} + \sum_p \sum_r \sum_t s_{p,r,t}^{E,dom} PPD2_{p,r,t} + \sum_q \sum_r \sum_t s_{q,r,t}^{N,dom} PPD3_{q,r,t} \right. \\
& + \sum_g \sum_t h_{g,t}^{agr} PPA1_{g,t} + \sum_g \sum_p \sum_t s_{g,p,t}^{E,agr} PPA2_{g,p,t} + \sum_q \sum_g \sum_t s_{q,g,t}^{N,agr} PPA3_{q,g,t} \\
& + \sum_o \sum_t h_{o,t}^{ind} PPI1_{o,t} + \sum_o \sum_p \sum_t s_{o,p,t}^{E,ind} PPI2_{o,p,t} + \sum_q \sum_o \sum_t s_{q,o,t}^{N,ind} PPI3_{q,o,t} \\
& + \sum_r \sum_j \sum_t d_{r,j,t}^{dom} PPD4_{r,j,t} + \sum_g \sum_j \sum_t d_{g,j,t}^{agr} PPA4_{g,j,t} + \sum_o \sum_j \sum_t d_{o,j,t}^{ind} PPI4_{o,j,t} \\
& + \sum_r \sum_x \sum_t w_{r,x,t}^{dom} PPD5_{r,x,t} + \sum_g \sum_x \sum_t w_{g,x,t}^{agr} PPA5_{g,x,t} + \sum_o \sum_x \sum_t w_{o,x,t}^{ind} PPI5_{o,x,t} \\
& + \sum_n \sum_i \sum_t B_{n,i,t}^{E,des} PPC1_{n,i,t} + \sum_u \sum_i \sum_t B_{u,i,t}^{N,des} PPC2_{u,i,t} + \sum_r \sum_n \sum_t v_{r,n,t}^{E,dom} PPD6_{r,n,t} \\
& + \sum_r \sum_u \sum_t v_{r,u,t}^{N,dom} PPD7_{r,u,t} + \sum_g \sum_n \sum_t v_{g,n,t}^{E,agr} PPA6_{g,n,t} + \sum_g \sum_u \sum_t v_{g,u,t}^{N,agr} PPA7_{g,u,t} \\
& + \sum_o \sum_n \sum_t v_{o,n,t}^{E,ind} PPI6_{o,n,t} + \sum_o \sum_u \sum_t v_{o,u,t}^{N,ind} PPI7_{o,u,t} + \sum_n \sum_q \sum_t D_{n,q,t}^{E,Nsto} PPE1_{n,q,t} \\
& + \sum_n \sum_p \sum_t D_{n,p,t}^{E,Esto} PPE2_{n,p,t} + \sum_u \sum_q \sum_t D_{u,q,t}^{N,Nsto} PPN1_{u,q,t} + \sum_u \sum_p \sum_t D_{u,p,t}^{N,Esto} PPN2_{u,p,t} \\
& + \sum_n \sum_x \sum_t G_{n,x,t}^{E,rel} PPG1_{n,x,t} + \sum_u \sum_x \sum_t G_{u,x,t}^{N,rel} PPG2_{u,x,t} + \sum_i \sum_j \sum_t a_{i,j,t}^{dw} PAQ1_{i,j,t} \\
& \left. + \sum_p \sum_i \sum_t s_{p,i,t}^{E,aq} PPS1_{p,i,t} + \sum_q \sum_i \sum_t s_{q,i,t}^{N,aq} PPS2_{q,i,t} \right] \quad (45)
\end{aligned}$$

$$PumpingCostFactor = \frac{1}{0.0000576} f \frac{L \text{ (#of hours)} (\$/ kWh)}{D^5 \eta} \quad (46)$$

Nomenclature

Subscripts

g	Location of agricultural users
i	Existing aquifer
j	Deep wells
n	Location of existing power-desalination plants
o	Location of industrial users
p	Location of existing water storage tanks
q	Possible location of new water storage tanks
r	Location of domestic users

t	Distribution time in months
u	Possible location of new power-desalination plants
x	Existing dam as natural resources

Positive variable

$a_{i,j,t}^{dw}$	Water sent to the deep wells from aquifers
$AREA_u^{solar,max}$	Maximum effective solar collector area
$A_{u,t}^{solar}$	Effective solar collector area
$b_{n,t}^{E,rej}$	Water sent to the sea as reject from existing power-desalination plants
$b_{u,t}^{N,rej}$	Water sent to the sea as reject from new power-desalination plants
$B_{n,t}^{E,des}$	Water received from existing power-desalination plants
$B_{u,t}^{N,des}$	Water received from new power-desalination plants
$d_{r,j,t}^{dom}$	Water distributed in central stations from deep wells (domestic)
$d_{g,j,t}^{agr}$	Water distributed in central stations from deep wells (agricultural)
$d_{o,j,t}^{ind}$	Water distributed in central stations from deep wells (industrial)
$D_{n,p,t}^{E,Esto}$	Water received in storage tanks from existing power-desalination plants
$D_{u,p,t}^{N,Esto}$	Water received in storage tanks from new power-desalination plants
$E_{r,t}^{dom}$	Energy demand by domestic users
$E_{g,t}^{agr}$	Energy demand by agricultural users
$E_{o,t}^{ind}$	Energy demand by industrial users
$E_{production_{n,t}}^E$	Energy produced in existing power-desalination plants
$EPDopcost$	Operational cost for existing power-desalination plants

$E_{u,t}^{production,N}$	Energy produced in new power-desalination plants
$F_{i,t}^{agr}$	Aquifer recharge from agricultural users
$G_{n,x,t}^{E,rel}$	Water received in dams from existing power-desalination plants
$G_{u,x,t}^{N,rel}$	Water received in dams from new power-desalination plants
$h_{r,t}^{dom}$	Water in domestic central station
$h_{g,t}^{agr}$	Water in agricultural central station
$h_{o,t}^{ind}$	Water in industrial central station
H_y	Operating hours for the plant per year
$InstCost_q^{sto}$	Storage installation cost
$InstCost_u^{pdcs}$	Installation cost (new power-desalination plants)
K_F	Factor used to annualize the inversion, year ⁻¹
$M_{x,t}$	Water in dam
$NPDinstcost$	Installation cost for new power-desalination plants
$NPDopcost$	Operational cost for new power-desalination plants
$OpCost_{u,t}^{pdcs}$	Operational cost (new power-desalination plants)
$OpCost_{n,t}^{E,des}$	Operational cost (existing power-desalination plants)
pca	Percentage of water that seeps into the ground
$PipingCost$	Piping cost
$PumpingCost$	Pumping cost
Q	Heat
$R_{i,t}^{aq}$	Natural recharge of water

$SolarCost$	Total solar collector cost
$SCCost_u^{solar}$	Capital cost of solar collector
$SOCost_{u,t}^{solar}$	Operating cost of solar collector
$S_{p,t}^{E, aq}$	Water received from existing storage tanks
$S_{q,t}^{N, aq}$	Water received from new storage tanks
$S_{p,t}^{E, dom}$	Water received from existing storage tanks (domestic)
$S_{q,t}^{N, dom}$	Water received from new storage tanks (domestic)
$S_{g,p,t}^{E, agr}$	Water received from existing storage tanks (agricultural)
$S_{g,q,t}^{N, agr}$	Water received from new storage tanks (agricultural)
$S_{o,p,t}^{E, ind}$	Water received from existing storage tanks (industrial)
$S_{o,q,t}^{N, ind}$	Water received from new storage tanks (industrial)
$S_{p,t}^E$	Water in existing storage tanks
$S_{q,t}^N$	Water in new storage tanks
S_q^{max}	Maximum storage value
$StorageCost$	Storage cost
SW_u^{max}	Maximum seawater consumption
$SW_{n,t}^{in,E}$	The total water extracted from the sea for existing power-desalination plants
$SW_{u,t}^{in,N}$	The total water extracted from the sea for new power-desalination plants
TEC^N	Total energy cost
$TEnergy_t$	Total energy produced
$TER_{u,t}$	Total energy requirement

$v_{r,n,t}^{E,dom}$ Water received in central stations from existing power-desalination plants
(domestic)

$v_{g,n,t}^{E,agr}$ Water received in central stations from existing power-desalination plants
(agricultural)

$v_{o,n,t}^{E,ind}$ Water received in central stations from existing power-desalination plants
(industrial)

$v_{r,u,t}^{N,dom}$ Water received in central stations from new power-desalination plants
(domestic)

$v_{g,u,t}^{N,agr}$ Water received in central stations from new power-desalination plants
(agricultural)

$v_{o,u,t}^{N,ind}$ Water received in central stations from new power-desalination plants
(domestic)

$W_{i,t}^{aq}$ Water in aquifer

$W_{r,x,t}^{dom}$ Water received in central stations from dams (domestic)

$W_{g,x,t}^{agr}$ Water received in central stations from dams (agricultural)

$W_{o,x,t}^{ind}$ Water received in central stations from dams (industrial)

Parameters

AEC_t Agricultural energy cost

APC Agricultural piping cost

AQP Deep well piping cost

$agr_{dem}_{g,t}$ Water requirements of agricultural users

$ATot^{min}$ Minimum available area of solar collector

$ATot^{min}$	Maximum available area of solar collector
AVF^{max}	Maximum amount available for fossil fuels
AVB^{max}	Maximum amount available for biofuels
BPC	Aquifer recharge piping cost
BFC	Biofuel cost
DEC_t	Unit domestic energy cost
DPC	Unit domestic piping cost
$domdem_{r,t}$	Water requirements of domestic users
EPC	Storage recharge piping cost (existing P-D plant)
FCF	Fuel consumption factor
FFC	Fossil fuel cost
GEP	Energy generation factor
GPC	Unit dam recharge piping cost
HPF_f	Heating power for fossil fuels
HPB_b	Heating power for biofuels
IEC_t	Unit industrial energy cost
IPC	Unit industrial piping cost
$inddem_{o,t}$	Water requirements of industrial users
NPC	Unit storage recharge piping cost (new power-desalination plant)
PPA	Unit agricultural pumping cost
PAQ	Unit deep well pumping cost
PPC	Unit aquifer recharge pumping cost
PPD	Unit domestic pumping cost

PPE	Unit storage recharge piping cost (existing power-desalination plant)
PPG	Unit dam recharge pumping cost
PPI	Unit industrial pumping cost
PPN	Unit storage recharge piping cost (new power-desalination plants)
PPS	Unit storage pumping cost
SPC	Unit storage piping cost
$SW_{u,t}^{N,max}$	Maximum value of seawater extracted from the sea
$UCE_{u,t}^{solar}$	Useful collected energy
WAC_t	Unit cost of water for agricultural use
WDC_t	Unit cost of water for domestic use
WIC_t	Unit cost of water for industrial use
Z_1	Unit fixed cost of the tank
Z_2	Unit fixed cost of the tank
Z_3	Unit fixed cost of new power-desalination plants
Z_4	Unit fixed cost of new power-desalination plants
Z_5	Unit fixed cost of new power-desalination plants
Z_6	Unit fixed cost of new power-desalination plants
Z^{solar}	Unitary cost of solar collector
α	Economic scale factor
β	Reject factor of power-desalination plants
$\Theta_q^{sto,max}$	Maximum capacity of the tank
$\Theta_q^{sto,min}$	Minimum capacity of the tank

$\Theta_u^{pdes,max}$	Maximum capacity of new power-desalination plants
$\Theta_u^{pdes,min}$	Minimum capacity of the new power-desalination plants

Binary variables

w_u^{solar}	Existence of a solar collector
y_q^{sto}	Existence of a storage tanks
y_u^{pdes}	Existence of power-desalination plants

References

- [1] González-Bravo R, Nápoles-Rivera F, Ponce-Ortega JM, El-Halwagi MM. Multiobjective optimization of dual-purpose power plants and water distribution networks. ACS Sustain Chem Eng 2016;4:6852–66. doi:10.1021/acssuschemeng.6b01817.

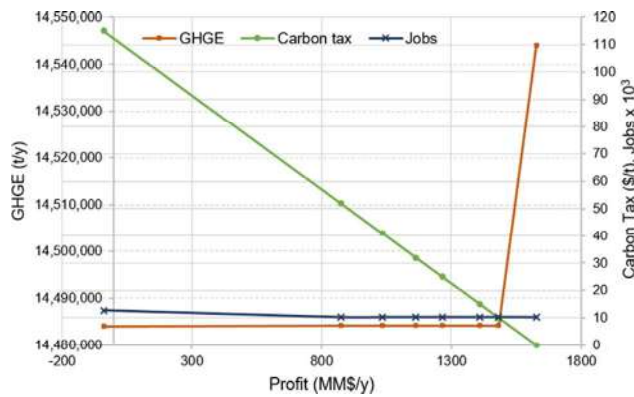


Fig. 3. Pareto curves for the proposed system that involves several economic penalties for the generated emissions (GHGE).

is related to water scarcity and it has been described in detail by González-Bravo et al. [9]. Hermosillo city is located in the west central coast of Sonora, which is a desert region (Sonoran Desert). The rainfall in the Sonoran Desert is low [9]. Besides, there has been an increasing demand for water, leading to a scarcity in lakes, rivers, and aquifers. Such demand varies for the different sectors, agriculture requires the highest part with 93%, then domestic users with 5%, industrial users with 1%, and the last 1% for the livestock sector and others [9]. The lack of rain along with the rapid population growth in the region and the unequal distribution of water resources have caused a competition between agricultural and domestic sectors [61]. In addition, water shortage has led to increasing the groundwater exploitation. There are 62 aquifers in the state of Sonora of which the three most important are Costa de Hermosillo (CHA), Guaymas (GSA) and Valle del Yaqui (VYA). 18 of these aquifers are overexploited and 5 have seawater intrusion [62]. The “CHA” aquifer is located in the irrigation district 051, while the “GSA” aquifer in the 084 and the “VYA” aquifers in the districts 041 and 018. The agricultural users involve such irrigation districts and the fluctuation in the water requirements considering two growing seasons March-August and October-January. Furthermore, the variation throughout the year in the water demand from the domestic and industrial sector is considered, including the cities of Hermosillo, Obregon, and Guaymas [5]. Supplementary information has been reported by other studies [9].

The electricity demands of the distinct users can be satisfied by existing and new power-desalination plants. Regarding the existing plants, there are two thermal power plants in the state of Sonora: Puerto de Libertad and Guaymas II. Puerto de Libertad is located at 194 km from Hermosillo city and it has four units of 158,000 kW. Whereas Guaymas II is found at 130 km from the south of Hermosillo city and at 108 km from the northwest of Obregon city, with a total installed capacity of 484,000 kW [63]. The proposed locations for the new power-desalination plants are Costa de Hermosillo beach and Valle de Yaqui beach. As the studied place is a desert region, it is an optimum location for solar collectors because of the high direct normal irradiation (around 3000 kWh/m²) [64]. In addition, the energy requirements for

the power plants can be fulfilled with fossil fuels and biofuels [65]. The availability of the biofuels varies with the seasons and the generation of agricultural wastes [66].

The economic penalties and compensations considered for carbon emissions and water management are the following. For the carbon taxes, predicted values for monetizing the externalities in the USA are included (25, 32, 41 and 52 \$/ton CO₂) [20] as well as the values of 10 and 15 \$/ton CO₂ that are likely to be taken into account for future Mexican regulations [17]. As for the carbon tax credits, its value varies from 0.3 to 130 \$/ton CO₂ avoided. Such extreme values are considered along with intermediate compensations including 1, 4, 7, 10, 80 and, 120 \$/ton CO₂, which represent the change of carbon price for world emissions in the last years [67]. The water taxes involve the next values: 0.032, 0.079, 0.121 and, 0.148 \$/m³ of water extracted. These economic penalties have been effectively used in other countries [35]. Similarly, water tax credits for recharging aquifers, such as 0.048, 0.084, 0.132 and, 0.134 \$/m³, have been previously implemented [38].

5. Results and discussion

The optimization results were obtained based on the case study and the considerations described previously. This section can be divided into two parts. Firstly, the sets of optimal solutions for the carbon taxes and tax credits are presented, including the impact of these economic penalties and compensations on the profit, and on the environmental and social functions. Then, the results for the water taxes and tax credits are discussed similarly through Pareto curves involving the interaction among the water sent to recharge aquifers, the water extracted and the profit. The water tax credits analysis includes the evaluation when the compensation is applied to the recharge of all aquifers as well as the evaluation when the compensation is applied to the recharge of each aquifer.

5.1. Carbon taxes and carbon tax credits analysis

Fig. 3 shows the Pareto curves obtained considering several carbon taxes (10, 15, 25, 32, 41 and, 52 \$/ton CO₂) that have been previously reported [20]. Furthermore, a greater tax of 115 \$/ton CO₂ is included in the analysis because it represents the necessary tax to find better values for the environmental and social functions, which means the minimum amount of greenhouse gas emissions (GHGE) and the maximum number of jobs. This value was estimated without any constraint for the emissions and jobs and considering the objective function of maximizing the profit. As can be seen in Fig. 3, the solution with this tax gives the best values for the emissions and jobs (14,484,014 ton CO₂/year and 12,647 generated jobs) and the worst value of the Pareto front for the profit (−39 MM\$/year). These results show that, with the appropriate tax, further environmental and social benefits can be achieved, although the economic objective can be compromised. Evaluating the rest of the taxes, greater values for the profit are achieved as the penalty decreases, whereas the reduction in emissions and increase in the number of jobs start at the lowest tax with 14,484,245 ton CO₂/year and 10,325 jobs. When no tax is involved, the results correspond to the reference case. As expected, in this scenario

Table 1

Comparison between the solutions for the reference case and for the highest carbon tax.

Variable	Reference case	Carbon tax = 115 \$/ton CO ₂
Profit (MMS/year)	1627	−39
Greenhouse gas emissions (ton CO ₂ /year)	14,543,998	14,484,014
Jobs	10,307	12,647
Water sent to recharge the “CHA” aquifer (A_{CHA}^c) (m ³ /year)	0	0
Water sent to recharge the “GSA” aquifer (A_{GSA}^c) (m ³ /year)	44×10^6	44×10^6
Water sent to recharge the “VYA” aquifer (A_{VYA}^c) (m ³ /year)	439×10^6	439×10^6
Water extracted from deep wells (W^w) (m ³ /year)	283×10^6	283×10^6

the worst values for the environmental and social functions as well as the maximum profit (1627 MM\$/year) are found. Specifically, the generation of emissions is the maximum (14,543,998 ton CO₂/year), while the number of jobs is slightly lower (10,307). Nevertheless, comparing the results for the social function between the reference case and the highest tax, the difference is clearer since 22.7% more jobs are generated. Other tradeoffs between these solutions are presented in Table 1. Here, it should be noticed that the environmental variables involving the water sent to recharge the different aquifers (A_{CHA}^r , A_{GSA}^r , A_{VYA}^r) and the water extracted (W^w) are not influenced by the carbon taxes, therefore, their values do not change from the reference case. Through the different profit values for these extreme solutions, the cost of reducing emissions and generating jobs can be visualized.

On the other hand, the optimal solutions for the carbon tax credits analysis are presented in Fig. 4. The Pareto sets show tradeoffs for the emissions, generated jobs and profit, when considering various economic compensations for avoiding emissions (0.3, 1, 4, 7, 10, 80, 120 and, 130 \$/ton CO₂ avoided) [67]. Note that the decrease in the emissions and the rise in the generation of jobs start at a tax credit equal to 7 \$/ton CO₂ with 14,484,245 ton CO₂/year and 10,325 jobs. For this point the profit is 1627 MM\$/year. As expected, with higher tax credits better values for the environmental and social functions are achieved as well as for the economic objective (as opposed to the taxes). Specifically, with the greatest compensation, the reduction in emissions is maximum with 59,984 ton CO₂/year lower than the reference case, likewise, the maximum values for the number of jobs and profit are attained (12,647 generated jobs and 1635 MM\$/year). It should be noted that the emissions and jobs for this compensation are equal to the solutions for the highest tax (see Table 1). Despite the profit is contrary to the other functions, it is possible to find its highest value along with the maximum number of jobs and minimum amount of emissions due to the involved tax credit. As in the carbon taxes analysis, the amount of water sent to recharge the aquifers and water extracted is the same from the reference case.

The comparison for the fuel consumption among the reference case, the lowest tax, and the highest tax credit is shown in Fig. 5. For the reference case, less natural gas is used and coal is required instead. The tax equal to 10 \$/ton CO₂ is selected for the evaluation because, as previously mentioned, from this tax a decrease in the generation of emissions is observed. In this scenario, only natural gas and biomass are consumed. The case of the tax credit equal to 130 \$/ton CO₂ results in the greatest reduction in emissions and is the solution with fewer fossil fuels consumption. Additionally, biogas is used to fulfill the total energy requirement. The three cases require the same amount of biomass and no solar energy is consumed in any of them.

5.2. Water taxes and water tax credits analysis

A similar strategy is used to evaluate the impact of economic penalties and compensations on the amount of water extracted from deep wells and the amount of water sent to recharge aquifers. The considered water taxes, as well as the credits, are reported in the literature [39]. In this analysis, there is no change in the number of jobs and emissions from the reference case since the taxes and credits refer to the water use. Fig. 6 shows the Pareto front for the various water taxes evaluated (0.032, 0.079, 0.121 and, 0.148 \$/m³ of water extracted) [37], where the tradeoffs among the water extracted from wells (W^w), the water sent to recharge the distinct aquifers (A_{CHA}^r , A_{GSA}^r , A_{VYA}^r), and the profit are presented. Using the lowest tax, the extraction of water from wells is slightly lower (279×10^6 m³/year), more water is sent to recharge the “GSA” aquifer (48×10^6 m³/year) and predictably, the profit is less (1618 MM\$/year) than the no tax case. With greater taxes, the profit keeps decreasing equally to the water extracted while the recharge increases. Specifically, for the highest tax, the extracted water is 104×10^6 m³/year lower than the one of the reference case, attaining a value of 179×10^6 m³/year. Whereas the recharges to the “CHA” and

“GSA” aquifers achieve their maximum values: 75×10^6 and 73×10^6 m³/year, respectively. Although the profit is the lowest for this point (1589 MM\$/year), a positive value is still achieved. For the whole tax analysis, there is no change in the amount of water sent to recharge the “VYA” aquifer. Note that the water tax is applied to the water extracted, so there is no particular influence of the taxes on the recharge of aquifers. Therefore, the increase in the water used to recharge aquifers depends on the decrease in the water extracted and its effect on the variables associated with the distinct aquifers, contrary to the analysis using Eq. (14) where the compensation is applied to each aquifer separately generating different sets of solutions per aquifer.

The water tax credits analysis can be divided into two parts. First, when the economic compensation is applied to the amount of water sent to recharge all aquifers and the profit is estimated by Eq. (13). Next, when the water tax credit is applied to the recharge of each aquifer and Eq. (14) is required to calculate the profit. The optimal solutions obtained with Eq. (13), when considering several water tax credits (0.048, 0.084, 0.132 and, 0.134 \$/m³ of water sent to recharge aquifers) [38], are presented in Fig. 7. For the lowest compensation, a decrease in the water extracted and an increase in the recharge of the “GSA” aquifer is observed, while no change occurs for the other aquifers and the profit is equal to 1650 MM\$/year. It should be noted that the profit is higher than the one obtained without considering the tax credit (see Table 1). As expected, the profit keeps increasing with higher tax credits and a further increase in the water sent to recharge the “CHA” and “GSA” aquifers (75×10^6 and 66×10^6 m³/year) occurs from a compensation equal to 0.132 \$/m³. The amount of water extracted is reduced to 186×10^6 m³/year while there is no change in the recharge of the “VYA” aquifer.

Fig. 8 presents the Pareto sets obtained when Eq. (14) is applied to the “CHA” aquifer evaluating the tax credits previously discussed. Comparing to the results obtained with Eq. (13), the behavior of the curves related to the water sent to recharge the “CHA” and “VYA” aquifers is equal while there is no increase in the recharge of the “GSA” aquifer for all the credits (44×10^6 m³/year). Regarding the other variables, the water extracted only decreases for the two highest tax credits to 208×10^6 m³/year, and there is no significant increase in the profit. This occurs because the compensation associated with the recharge of the “CHA” aquifer is not enough to impact the economic function as much as the compensation associated with the recharge of all aquifers.

Similarly, the optimal solutions for the case of Eq. (14) applied to the “GSA” aquifer are shown in Fig. 9. Note that the recharge of the “GSA” aquifer rises first to 48×10^6 m³/year and then to 73×10^6 m³/year with the highest tax credit. This last value is the maximum recharge found for the “GSA” aquifer, likewise, it is achieved using the highest tax and therefore with a lower profit (1589 MM\$/year). Worst values for the “CHA” and “VYA” aquifers are obtained because there is

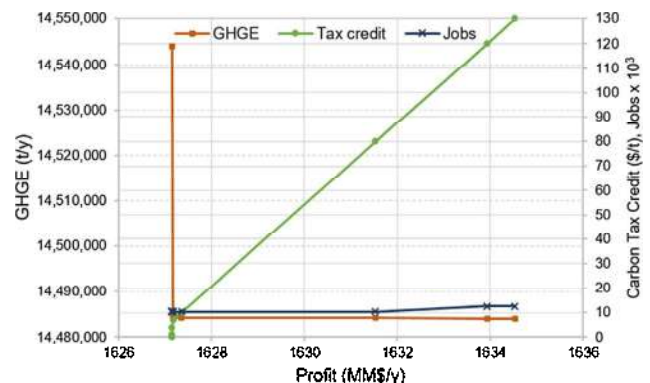


Fig. 4. Pareto curves for the proposed system that involves several economic compensations for the avoided emissions (GHGE).

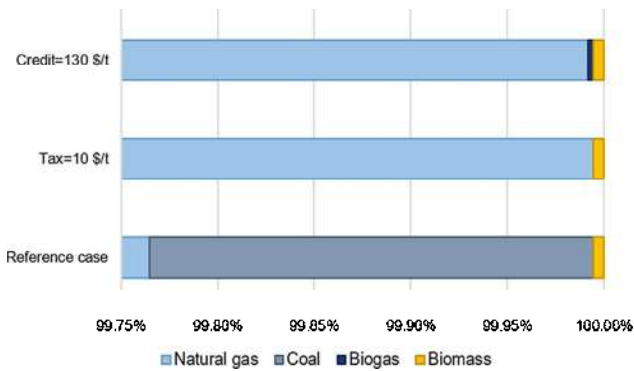


Fig. 5. Comparison of the fuel consumption considering the highest carbon tax credit, the lowest carbon tax and the reference case.

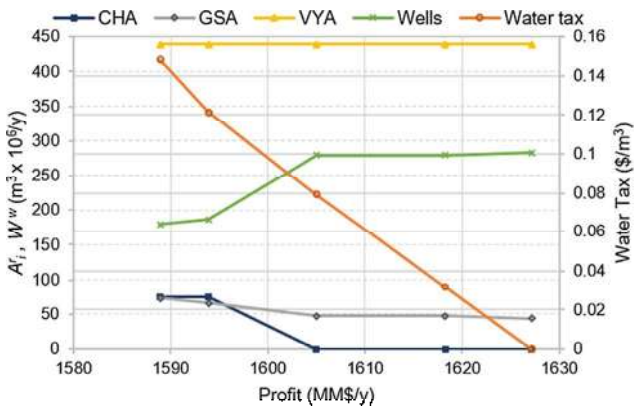


Fig. 6. Pareto curves for the proposed system that involves several economic penalties for the extraction of water from deep wells (W^w).

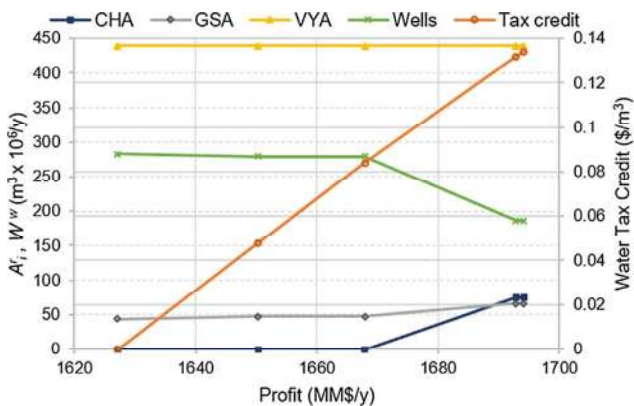


Fig. 7. Pareto curves for the proposed system that involves several economic compensations for the recharge of all aquifers ($A_{CHA}^r, A_{GSA}^r, A_{VYA}^r$).

no increase for the first one and the recharge for “VYA” aquifer is reduced to $432 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$. In this case, the largest decrease in the water extracted ($261 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$) is attained using the highest compensations, such decrease is less than the reduction with the other cases of tax credits analysis since the recharge of the “CHA” aquifer is null. Comparing to the case of Eq. (14) applied to the “CHA” aquifer, it is possible to find slightly higher values for the profit (maximum $1635 \text{ MM}\$/\text{year}$) due to the amount of water extracted.

Fig. 10 shows the Pareto curves for the last case which refers to apply Eq. (14) to the “VYA” aquifer. There is no reduction in the water extracted ($283 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$) and thus, high values for the profit are attained (maximum $1686 \text{ MM}\$/\text{year}$). Furthermore, the reference amount of water sent to recharge this aquifer is high, contributing to

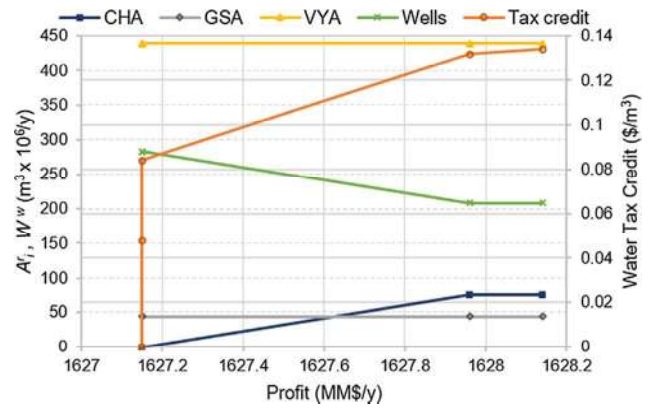


Fig. 8. Pareto curves for the proposed system that involves several economic compensations for the recharge of “CHA” aquifer (A_{CHA}^r).

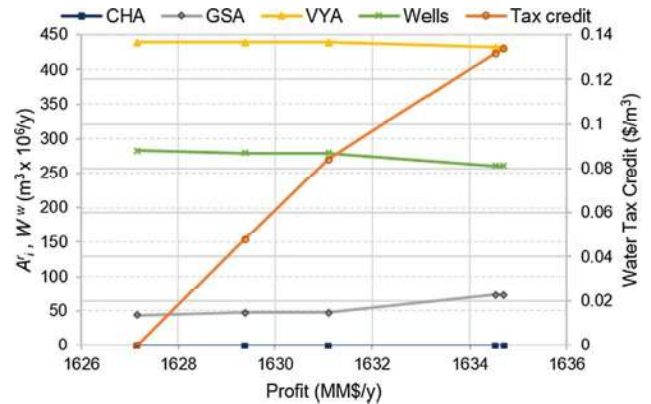


Fig. 9. Pareto curves for the proposed system that involves several economic compensations for the recharge of “GSA” aquifer (A_{GSA}^r).

raising the profit despite the recharge does not increase with the tax credits as in other analysis. Regarding the “CHA” and “GSA” aquifers, both keep the reference value for the recharge.

6. Conclusions

An optimization approach for water distribution networks involving power-desalination plants under taxes and tax credits evaluation has been presented. The economic penalties and compensations are applied to carbon emissions and water management considering the objective function of maximizing the profit to find the optimal design of the proposed system. Simultaneously, we analyzed the effect of these

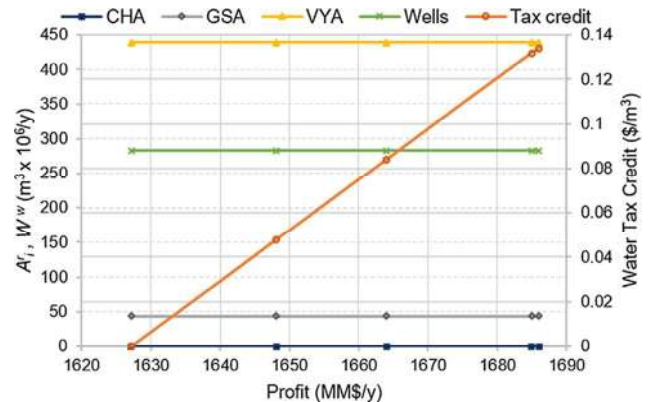


Fig. 10. Pareto curves for the proposed system that involves several economic compensations for the recharge of “VYA” aquifer (A_{VYA}^r).

APÉNDICE C

En este Apéndice se presenta información complementaria para el problema que se refiere a las redes de distribución de agua para sistemas agrícolas guiados por esquemas de justicia.

- *Anonymity (symmetry)*: Symmetry indicates that a fair allocation under permuted identities is equal to the permutation of the fair allocation under the original identities. This ensures that there is no discrimination (voluntary or involuntary) among stakeholders.
- *Affine invariance*: Affine invariance indicates that an allocation under scaling of the utilities is equal to the affine transformation of the allocation obtained under the original system. This ensures that the allocation is scale-invariant.
- *Independence of irrelevant alternatives*: This axiom implies that the choice of a utility allocation over another is not affected by irrelevant utilities in the set.
- *Restricted monotonicity*: Restricted monotonicity states that, if the feasible utility set is expanded, then the allocation under the expanded set should dominate that in the original set.

Interestingly, it has been shown that no utility allocation scheme can satisfy all of these properties simultaneously (Roth, 1979). Typically, the monotonicity property is ignored since it is extremely difficult to satisfy in practice. We highlight the fact that, under an axiomatic setting, one cannot say that a given scheme (or an allocation) is more fair than another one. The above properties only provide guidance to select schemes that are fair or not.

2.1. Social welfare scheme

The social welfare approach (also known as the classical utilitarian principle) is widely used in engineering applications and economic systems to allocate utilities among stakeholders. In this scheme, the allocation of resources is achieved by maximizing the sum of utilities (the total utility). In welfare economics the resulting allocation is known as the Bentham–Edgeworth solution (Bertsimas et al., 2011). For applications where the sum of utilities (the mean utility) is a measure of system efficiency, the social welfare function is a natural objective to use. Moreover, the solution is efficient in the sense that it is Pareto optimal. On the other hand, since the social welfare function is affine (linear), the solution may not be unique, which results in multiple allocations that lead to the same total utility (Sampat and Zavala, 2019). This violates the symmetry property described previously and leads to ambiguity of the allocation. Furthermore, since the problem is degenerate, it can be difficult to compute all possible allocations. The existence of multiple solutions also implies that a secondary objective that focuses on distributing allocation in an alternative manner can be maximized while maintaining efficiency. Another implication of the affine nature of the social welfare function is that it cannot properly capture scales/sizes of the stakeholders, thus failing to capture the impact of relative improvements in stakeholder allocations. These limitations can lead to significant inequality among stakeholders in a competitive environment. To overcome these issues, allocation schemes such as the Rawlsian welfare and the Nash scheme can be used.

2.2. Rawlsian welfare scheme

According to Rawls (1971), social and economic allocations should be such that they provide the greatest benefit to the least well-off members of society. Rawls thus proposes to maximize the smallest utility. Unfortunately, the allocation under the Rawlsian scheme does not properly capture scales (ignores large stakeholders) and may not be unique. Furthermore, such an allocation may not be efficient and Pareto optimal because it is not monotonically increasing with respect to the utilities of all the stakeholders, resulting in wasted resources (Sampat and Zavala, 2019). Moreover,

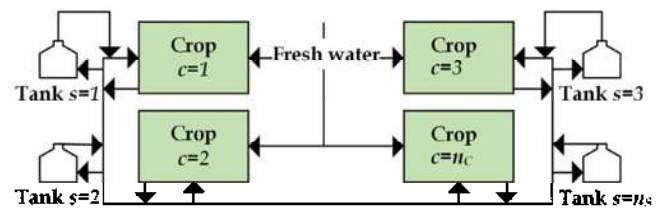


Fig. 1. Proposed superstructure for water network.

degeneracy of this scheme leads to the violation of the symmetry property.

2.3. Nash allocation scheme

From a game theory perspective, the utility allocation problem can be viewed as a bargaining game between stakeholders. In pioneering research, Nash (1950) proved that there exists a utility allocation scheme that satisfies the properties of Pareto optimality, symmetry, affine invariance, and independence of irrelevant alternatives (what is now known as the Nash allocation). The Nash allocation is obtained by maximizing the product of utilities and is mathematically equivalent to maximizing the geometric mean of utilities (as opposed to the arithmetic mean used in the social welfare). Roth generalized the Nash solution to multiple stakeholders (Roth, 1979).

An important observation is that maximizing the product of utilities is equivalent to maximizing the sum of their logarithms (since the logarithmic function is strictly concave). Consequently, the logarithmic transformation naturally captures a wide spectrum of systems scales and provides a unique solution. This uniqueness property is key to ensure that the scheme satisfies the symmetry property. In other words, there are no alternative allocations that lead to the same Nash optimal objective value (Sampat and Zavala, 2019). On the other hand, Nash schemes might need to sacrifice total system efficiency (sum of utilities) in order to achieve fairness. Interestingly, however, we will see that one can combine Nash allocation schemes and exploit the inherent degeneracy of the social welfare to find allocations that are both efficient and fair.

3. Water network design formulation

We design a water distribution network for crop fields using the optimization model proposed by Rubio-Castro et al. (2016). We extend this formulation to account for different types of revenue allocation schemes. The resulting model is a mixed-integer nonlinear program (MINLP) and is based on the superstructure depicted in Fig. 1.

The water requirements of each crop field can be satisfied by using a combination of precipitation water, groundwater, fresh water, and reused water from other crop fields and storage tanks. The crop fields represent the stakeholders and their revenues from crop sales represent their respective utilities. The crop production for each field is limited by water allocated and thus the design of the water network plays a key role in ensuring that allocation of water (and associated utility) is efficient (maximizes the total utility of the system) and fair (balances the utilities of the individual stakeholders).

We denote the sets of crop fields, freshwater types, storage tanks, and time periods as \mathcal{C} , \mathcal{W} , \mathcal{S} , and \mathcal{T} respectively. The water requirement for each crop field depends on the water depth $L_{c,t}$. The water depth is constrained (Eq. (3.1)) by the field capacity θ_c^f , irrigation criterion Cr , and the root depth $Dr_{c,t}$ (Núñez-López et al., 2018). The field capacity refers to the ideal moisture content that varies by soil type (Rubio-Castro et al., 2016). The soil

moisture content presents significant temporal stability (Martínez-Fernández and Ceballos, 2003) and thus its time-variability is not considered. The irrigation criterion indicates the percentage of usable humidity and varies by irrigation system (Sifuentes-Ibarra and Macías-Cervantes, 2008). Detailed notations are listed in Nomenclature.

$$Li_{c,t} \leq \theta_c^I CrDr_{c,t}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.1)$$

The water depth is used to estimate the inlet water flow to the crops ($Fwc_{c,t}^{in}$) based on the crop area (A_c) and the irrigation efficiency (η_c^{ir}) as:

$$Fwc_{c,t}^{in} \leq \frac{A_c Li_{c,t}}{\eta_c^{ir}}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.2)$$

The irrigation efficiency is a parameter that refers to the efficiency of water application and represents the ability of the irrigation system to apply a uniform amount of water to all parts of the crop field. This parameter depends on the irrigation system and type of crop (Sifuentes-Ibarra and Macías-Cervantes, 2008). The irrigation time can be estimated by using the input flow and the volumetric flow rate ($Qwc_{c,t}^{in}$), as shown in Eq. (3.3). The crop yield ($P_{c,t}$) is a function of the inlet water and crop type, which is characterized by the parameters γ_c and δ_c (Martínez-Martínez et al., 2002). This relationship is shown in Eq. (3.4). Note that, when constraints (3.1) and (3.2) are active, the maximum yield for each crop is achieved.

$$Ti_{c,t} = \frac{Fwc_{c,t}^{in}}{Qwc_{c,t}^{in}}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.3)$$

$$P_{c,t} = \gamma_c \left(\frac{Fwc_{c,t}^{in}}{A_c} \right)^{\delta_c}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.4)$$

The inlet water to each crop field (Eq. (3.5)) can consist of fresh water ($Fwfs_{w,c,t}$), reused water from storage tanks ($Fsc_{s,c,t}$), reused water from other crops ($Fcc_{d,c,t}^{in}$), precipitation water ($Fwp_{c,t}$), and capillary rise ($Fwrc_{c,t}$). The water balance for each crop field is given in Eq. (3.6). Here, $Fwc_{c,t}^{ab}$ and $Fwc_{c,t}^{ev}$ represent the water absorbed by the crop and the water lost by evaporation, respectively. The outlet water sent to storage tanks and other crops is given by $Fcst_{c,s,t}$ and $Fcc_{c,d,t}^{out}$ respectively.

$$Fwc_{c,t}^{in} = \sum_{w \in W} Fwfs_{w,c,t} + \sum_{s \in S} \frac{Fsc_{s,c,t}}{\rho} + \sum_{d \in C} \frac{Fcc_{d,c,t}^{in}}{\rho} + Fwp_{c,t} + Fwrc_{c,t}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.5)$$

$$Fwc_{c,t}^{in} - Fwc_{c,t}^{ab} - Fwc_{c,t}^{ev} = \sum_{s \in S} \frac{Fcst_{c,s,t}}{\rho} + \sum_{d \in C} \frac{Fcc_{c,d,t}^{out}}{\rho}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.6)$$

Depending on seasonal and local availability, there is an upper limit for each type of fresh water (Eq. (3.7)). The absorbed and lost water ($Fwc_{c,t}^{ab}$ and $Fwc_{c,t}^{ev}$) are estimated in Eqs. (3.8) and (3.9), respectively. Eqs. (3.10) and (3.11) capture the mass balances for the water exchange among crops and for the storage tanks, respectively.

$$\sum_{c \in C} Fwfs_{w,c,t} < \Omega_{w,t}^{max}, \quad w \in W, t \in T \quad (3.7)$$

$$Fwc_{c,t}^{ab} = \eta_c^a A_c Li_{c,t}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.8)$$

$$Fwc_{c,t}^{ev} = \eta_c^e A_c Li_{c,t}, \quad c \in C, t \in T \quad (3.9)$$

$$Fcc_{c,d,t}^{out} = Fcc_{c,d,t}^{in}, \quad c, d \in C, t \in T \quad (3.10)$$

$$Fst_{s,t}^{tot} - Fst_{s,t-1}^{tot} = \sum_{c \in C} Fcst_{c,s,t} - \sum_{c \in C} Fsc_{s,c,t}, \quad s \in S, t \in T \quad (3.11)$$

We model the binary decision (z_s^{sw}) of installing or not a storage tank with the following constraints:

$$\frac{Fst_{s,t}^{tot}}{\rho} \leq Fst_s^{cap}, \quad s \in S, t \in T \quad (3.12)$$

$$Fst_s^{cap} \leq \Omega_s^{max} z_s^{sw}, \quad s \in S. \quad (3.13)$$

Here, Ω_s^{max} is the upper bound for the capacity of each storage tank (Fst_s^{cap}). Similarly, we model the decision of installing pipelines and pumps for the water exchange between crop fields and storage tanks by using the binary variable $z_{c,s}^{cs}$. The binary variable $z_{s,c}^{sc}$ is used to capture water exchange between storage tanks and crop fields.

$$\frac{Fcst_{c,s,t}}{\rho Ti_{c,t}} < Fcst_{c,s}^{cap,pip}, \quad c \in C, s \in S, t \in T \quad (3.14)$$

$$Fcst_{c,s}^{cap,pip} \leq \Omega_{c,s}^{max,pip} z_{c,s}^{cs}, \quad c \in C, s \in S \quad (3.15)$$

$$\frac{Fcst_{c,s,t}}{Ti_{c,t}} \leq Fcst_{c,s}^{cap,pum}, \quad c \in C, s \in S, t \in T \quad (3.16)$$

$$Fcst_{c,s}^{cap,pum} \leq \Omega_{c,s}^{max,pum} z_{c,s}^{cs}, \quad c \in C, s \in S \quad (3.17)$$

$$\frac{Fsc_{s,c,t}}{\rho Ti_{c,t}} \leq Fsc_{s,c}^{cap,pip}, \quad s \in S, c \in C, t \in T \quad (3.18)$$

$$Fsc_{s,c}^{cap,pip} < \Omega_{s,c}^{max,pip} z_{s,c}^{sc}, \quad s \in S, c \in C \quad (3.19)$$

$$\frac{Fsc_{s,c,t}}{Ti_{c,t}} \leq Fsc_{s,c}^{cap,pum}, \quad s \in S, c \in C, t \in T \quad (3.20)$$

$$Fsc_{s,c}^{cap,pum} \leq \Omega_{s,c}^{max,pum} z_{s,c}^{sc}, \quad s \in S, c \in C \quad (3.21)$$

The installation of pipelines and associated pumps for the water exchange among crop fields is modeled by using the binary variable $z_{c,d}^{cc}$.

$$\frac{Fcc_{c,d,t}^{out}}{\rho Ti_{c,t}} \leq Fcc_{c,d}^{cap,pip}, \quad c, d \in C, t \in T \quad (3.22)$$

$$Fcc_{c,d}^{cap,pip} \leq \Omega_{c,d}^{max,pip} z_{c,d}^{cc}, \quad c, d \in C \quad (3.23)$$

$$\frac{Fcc_{c,d,t}^{out}}{Ti_{c,t}} < Fcc_{c,d}^{cap,pum}, \quad c, d \in C, t \in T \quad (3.24)$$

$$Fcc_{c,d}^{cap,pum} \leq \Omega_{c,d}^{max,pum} z_{c,d}^{cc}, \quad c, d \in C \quad (3.25)$$

The total capital cost of water network design includes the cost associated with storage tanks (Swc^c), piping (Pip^c), and pumping ($Pump^c$) equipment. These are computed as a sum of the fixed and variable expenses:

$$Swc^c = K^F \left(\sum_{s \in S} C_{f_s}^{sw} z_s^{sw} + \sum_{s \in S} C_{t_s}^{sw} (Fst_s^{cap})^\alpha \right) \quad (3.26)$$

$$Pip^c = K^F \left(\sum_{c \in C} \sum_{s \in S} C_{f_{c,s}}^{pcs} z_{c,s}^{cs} + \sum_{c \in C} \sum_{s \in S} C_{v_{c,s}}^{pcs} \frac{D_{c,s}^1 Fcst_{c,s}^{cap,pip}}{U_{c,s}} + \sum_{s \in S} \sum_{c \in C} C_{f_{s,c}}^{psc} z_{s,c}^{sc} + \sum_{s \in S} \sum_{c \in C} C_{v_{s,c}}^{psc} \frac{D_{s,c}^2 Fsc_{s,c}^{cap,pip}}{U_{s,c}} + \sum_{c \in C} \sum_{d \in C} C_{f_{c,d}}^{pcc} z_{c,d}^{cc} + \sum_{c \in C} \sum_{d \in C} C_{v_{c,d}}^{pcc} \frac{D_{c,d}^3 Fcc_{c,d}^{cap,pip}}{U_{c,d}} \right) \quad (3.27)$$

$$\begin{aligned} Pump^c = K^F & \left(\sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{s \in \mathcal{S}} C_{f,c,s}^{pscsp} z_{c,s}^{cs} + \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{s \in \mathcal{S}} C_{v,c,s}^{pscsp} (F_{cst,c,s}^{cap,pum})^\alpha \right. \\ & + \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_{c \in \mathcal{C}} C_{f,s,c}^{pscsp} z_{s,c}^{sc} + \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_{c \in \mathcal{C}} C_{v,s,c}^{pscsp} (F_{sc,c}^{cap,pum})^\alpha \\ & \left. + \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{d \in \mathcal{C}} C_{f,c,d}^{pccp} z_{c,d}^{cc} + \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{d \in \mathcal{C}} C_{v,c,d}^{pccp} (F_{cc,c,d}^{cap,pum})^\alpha \right) \end{aligned} \quad (3.28)$$

Here, K^F represents the capital recovery factor according to a specific investment time horizon. The fixed costs depend on the binary variables while the variable costs are a function of the different flow rates and specific parameters, such as the distance between crops and storage tanks ($D_{c,s}^1$). The operational costs of the system involve the fresh water cost (Fwc), the operating cost of the storage tanks (Swc^{op}), and the operating costs for piping equipment (Pip^{op}) and pumps ($Pump^{op}$).

$$Fwc = \sum_{w \in \mathcal{W}} \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{t \in \mathcal{T}} C_{u,w}^{wt} Fw_{w,c,t} \quad (3.29)$$

$$Swc^{op} = \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_{t \in \mathcal{T}} C_{u,s,t}^{sw} F_{st,t}^{tot} \quad (3.30)$$

$$Pip^{op} = \sum_{t \in \mathcal{T}} \left[C_{u,t}^{op} \left(\sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{s \in \mathcal{S}} F_{cst,c,s,t} + \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_{c \in \mathcal{C}} F_{sc,s,c,t} + \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{d \in \mathcal{C}} F_{cc,c,d,t} \right) \right] \quad (3.31)$$

$$Pump^{op} = H^Y \sum_{t \in \mathcal{T}} \left[C_{u,t}^e \left(\sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{s \in \mathcal{S}} P_{c,c,s,t}^{cs} + \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_{c \in \mathcal{C}} P_{s,c,t}^{sc} + \sum_{c \in \mathcal{C}} \sum_{d \in \mathcal{C}} P_{c,c,d,t}^{cc} \right) \right] \quad (3.32)$$

The power required by the pumps to exchange water between crop fields, storage tanks, and crop fields is given by:

$$P_{c,c,s,t}^{cs} = \frac{g}{g^c} \left(\frac{H_{c,s}^{cs} F_{cst,c,s,t}}{\eta_{c,s}^{psc} T_{i,c,t}} \right), \quad c \in \mathcal{C}, s \in \mathcal{S}, t \in \mathcal{T} \quad (3.33)$$

$$P_{s,c,t}^{sc} = \frac{g}{g^c} \left(\frac{H_{s,c}^{sc} F_{sc,s,c,t}}{\eta_{s,c}^{psc} T_{i,c,t}} \right), \quad s \in \mathcal{S}, c \in \mathcal{C}, t \in \mathcal{T} \quad (3.34)$$

$$P_{c,c,d,t}^{cc} = \frac{g}{g^c} \left(\frac{H_{c,d}^{cc} F_{cc,c,d,t}}{\eta_{c,d}^{pcc} T_{i,c,t}} \right), \quad c, d \in \mathcal{C}, t \in \mathcal{T} \quad (3.35)$$

The capital and operating costs are used to estimate the total annual cost (TAC) in Eq. (3.36).

Eq. (3.37) computes the revenue for an individual crop field per time period, while the total revenue per crop field are given by Eq. (3.38). Note that the unitary price of crops ($Cu_{c,t}^{sc}$) can vary in each time period.

$$TAC = Swc^c + Pip^c + Pump^c + Fwc + Swc^{op} + Pip^{op} + Pump^{op} \quad (3.36)$$

$$Sr_{c,t} = Cu_{c,t}^{sc} A_c P_{c,t}, \quad c \in \mathcal{C}, t \in \mathcal{T} \quad (3.37)$$

$$\zeta_c = \sum_{t \in \mathcal{T}} Sr_{c,t}, \quad c \in \mathcal{C} \quad (3.38)$$

The objective function used to guide system design depends on the utility allocation scheme that is selected (e.g. social welfare, Nash, or Rawlsian allocation scheme). The formulation (3.39a)–(3.39b) is a social welfare allocation scheme as it seeks to maximize the total revenue of all the crops fields. The (TAC) is constrained by an upper limit (Ψ), which represents the budget available for the infrastructure.

$$\varphi^{SW} := \max \sum_{c \in \mathcal{C}} \zeta_c \quad (3.39a)$$

$$\text{s.t. } TAC \leq \Psi \quad (3.39b)$$

The above design formulation captures all the system design constraints and logical constraints (required for the calculation of TAC and ζ_c) and results in a non-convex MINLP. The allocations obtained for each crop field using the social welfare approach are denoted as ζ_c^{SW} , $c \in \mathcal{C}$.

The formulation (3.40a)–(3.40b) allocates utilities by using a Rawlsian scheme. Note that this objective function corresponds to maximizing the smallest utility of the stakeholders:

$$\varphi^{RW} := \max \min_{c \in \mathcal{C}} \zeta_c \quad (3.40a)$$

$$\text{s.t. } TAC \leq \Psi \quad (3.40b)$$

The Nash allocation scheme is modeled by using formulation (3.41a)–(3.41b):

$$\varphi^{NS} := \max \sum_{c \in \mathcal{C}} \log \zeta_c \quad (3.41a)$$

$$\text{s.t. } TAC \leq \Psi. \quad (3.41b)$$

An important goal of this work is to illustrate the degenerate nature of the social welfare scheme. To do so, we consider the formulation in (3.42a)–(3.42c) (we refer to this problem as the social welfare II scheme). Here, the objective function seeks to find an alternative allocation that matches the optimal total revenue obtained by the standard social welfare scheme (ζ_c^{SW}).

$$\varphi^{SWII} := \max \sum_{c \in \mathcal{C}} (\zeta_c - \zeta_c^{SW})^2 \quad (3.42a)$$

$$\text{s.t. } \sum_{c \in \mathcal{C}} \zeta_c = \sum_{c \in \mathcal{C}} \zeta_c^{SW} \quad (3.42b)$$

$$TAC \leq \Psi \quad (3.42c)$$

We also compare the allocations given by the Nash and Rawlsian schemes that have the same total utility achieved by the social welfare scheme. This is done by adding constraint (3.42b) to the Nash and Rawlsian formulations. These formulations seek to exploit the degeneracy of the social welfare scheme to obtain allocations that are *both efficient and fair*.

4. Case studies

The proposed formulation is general and can be applied to any case study. However, to illustrate the results that can be obtained, we study the design of a water distribution network for an agricultural region in the State of Sinaloa, Mexico. We consider the four maize crop fields of varying sizes shown in Fig. 2. We also consider that flood irrigation systems are used (Sifuentes-Ibarra and Macías-Cervantes, 2008). Further details on this application and its corresponding parameters can be found in Rubio-Castro et al. (2016). The considered parameters are representative of the case study region and the time-variability was accounted by analyzing different periods. For our analysis, each crop field is treated as a stakeholder. We consider the different water requirements of each crop field

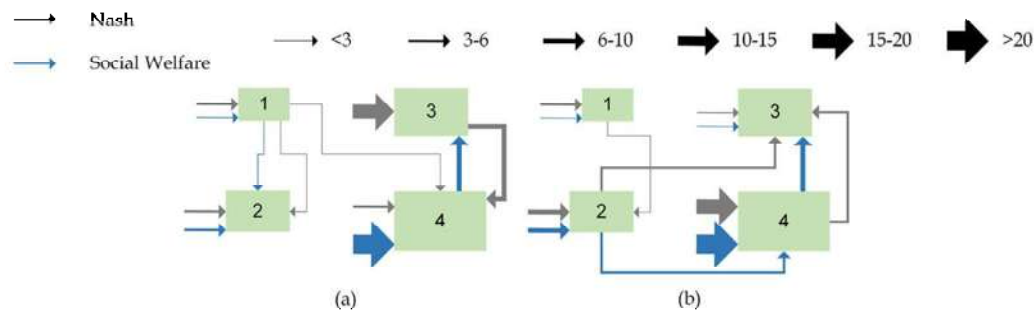


Fig. 5. Water allocations for settings (a) and (b) of freshwater availability (in thousands m^3).

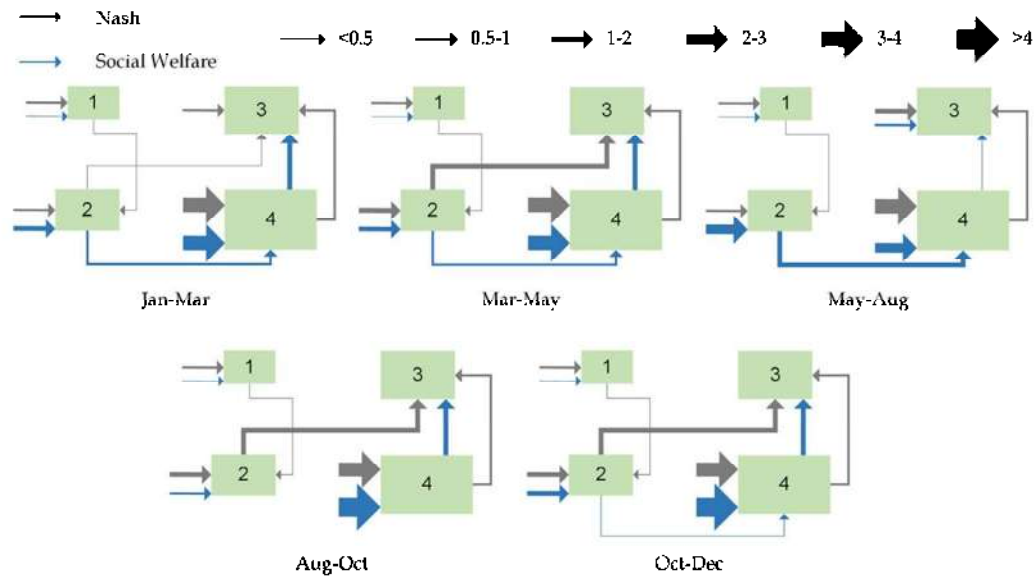


Fig. 6. Water allocations per period for freshwater availability setting (b) (in thousands m^3).

welfare II scheme, the highest revenue for crop fields 1, 3 and 4 are attained. To achieve this, the utility for crop 2 decreases by 27%. This relative difference is lower than the change in revenue for crop 1. Comparing these results to those obtained under setting (a), we observe that the relative differences among the allocation schemes are lower when fresh water and budget is more abundant. We also found that the differences in the allocations collapse when resources are abundant (settings (c) and (d)).

It is important to note that each allocation scheme gives rise to a very different network design. We illustrate the difference by comparing the network design under the social welfare and Nash allocation schemes (Fig. 5). Here, the inlet water includes both the fresh water and exchanged water across all time periods. The line width denotes the amount of water transferred. For settings (a) and (b), we observe that the Nash scheme allocates more fresh water (and thus more revenue) to the small crop field 1. This translates to a larger revenue for crop field 1 compared to the revenue under the social welfare scheme. We also observe that, under both the settings, the social welfare scheme favors crop field 4. Since the TAC is more constrained in setting (a) (4.54 thousand \$/year), the water network design consists of exchanges driven by gravity, thus reducing the cost requirement (water flows from crop fields 1 and 3 to crop fields 2 and 4). Here, the Nash scheme favors both crop fields 2 and 3. When the budget for TAC is increased, as in setting (b), other exchanges that require pumping systems exist (from crop field 2 to 4 as well as from crop fields 2 and 4 to 3). Again, the Nash solution allocates more water to crop fields 2 and 3. For the allocation schemes shown in Fig. 5, no storage tanks were required. Interestingly, only for the Rawlsian approach in setting (a)

a storage tank for crop field 4 was selected as part of the optimum configuration.

The variability in the water allocations to each crop field per time period under the social welfare and Nash schemes is presented in Fig. 6. Here, we consider freshwater availability setting (b). The inlet water to each crop field includes both the fresh water and exchanged water. We observe that, in period 3 (May to August) and period 4 (August to October), there is less water exchanged under both social welfare and Nash schemes. This occurs because the sales price of maize is low in such periods. For the other periods, the exchanges between crop fields are equal in direction and only vary in the amount of water exchanged. The largest water exchanges occur in period 2 (March to May), where the price of maize is the highest. We also note that, in every period, the Nash solution allocates more water to crop field 1 than the social welfare solution whereas the social welfare scheme favors crop field 4; with the exception of period 3 where both schemes allocate a similar amount of fresh water to crop field 4. In the case of crop fields 2 and 3, the Nash scheme allocates more water than the social welfare approach for most periods. These results highlight how the proposed schemes identify non-trivial allocations of water that satisfy locational (geographical) and temporal affects.

5. Conclusions

We have proposed an optimization formulation to design agricultural water distribution networks that factor in fairness considerations. Our formulation can capture different sources of water such as external freshwater to crop fields, water from the exchange

APÉNDICE D

En este Apéndice se presenta información complementaria para el problema que se refiere a los complejos residenciales guiados por esquemas de justicia.

*Identifying Fair Solutions in the Optimal
Design of Integrated Residential Complexes*

Supplementary Material

*Aurora del Carmen Munguía-López, Jesús Manuel Núñez-
López, José María Ponce-Ortega**

*^a Chemical Engineering Department, Universidad Michoacana de San Nicolás de
Hidalgo, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, 58060, Morelia, Michoacán,
México.*

* Corresponding author: J.M. Ponce-Ortega

E-mail: jmponce@umich.mx;

Tel. +52 443 3223500 ext. 1277;

Fax. +52 443 3273584

Content (38 pages)

1. PROPOSED MODEL FORMULATION

Based on the superstructure presented by Núñez-Lopez et al. (2018), the constraints subject to the objective functions presented in the optimization model are described as follows.

Rainwater collecting system

The harvested rainwater in a time period t (F_t^{RW}), is given by the conditioned collecting area ($Area^{RW}$) multiplied by the precipitation in that period ($Precip_t$):

$$F_t^{RW} = Area^{RW} Precip_t, \quad \forall t \in T \quad (S1)$$

Rainwater storage system

The capacity for the rainwater storage system (Cap^{RWSS}) should be greater than the water stored over the considered periods (F_t^{RW}):

$$Cap^{RWSS} \geq F_t^{RW}, \quad \forall t \in T \quad (S2)$$

$$Cap^{RWSS} \geq F_t^{SRW}, \quad \forall t \in T \quad (S3)$$

Balance in the rainwater storage system

The water in the rainwater storage system over the period of time t (F_t^{SRW}) is equal to the stored water at the end of previous time period (F_{t-1}^{SRW}), plus the inlet water to the storage system (F_t^{RW}), minus the outlet water from the storage system that is sent to the complex ($f_t^{RW-residential}$), to the algae production system ($f_t^{RW-algae}$), to the boiler ($f_t^{RW-boiler}$), the internal combustion engine (f_t^{RW-ICE}), to the gardens ($f_t^{RW-garden}$), and to the cold water sale ($f_t^{RW-sale}$):

$$F_t^{SRW} = F_{t-1}^{SRW} + F_t^{RW} - f_t^{RW-residential} - f_t^{RW-algae} - f_t^{RW-boiler} - f_t^{RW-ICE} - f_t^{RW-garden} - f_t^{RW-sale}, \quad \forall t \in T \quad (S4)$$

Fresh water needed

The total fresh water consumed in the time period t (F_t^{FW}) is equal to the sum of the inlet water from the housing complex ($f_t^{FW-residential}$), the algae system ($f_t^{FW-algae}$), the boiler ($f_t^{FW-boiler}$), the cogeneration system (f_t^{FW-ICE}) and the gardens ($f_f^{FW-garden}$):

$$F_t^{FW} = f_t^{FW-residential} + f_t^{FW-algae} + f_t^{FW-boiler} + f_t^{FW-ICE} + f_t^{FW-garden}, \quad \forall t \in T \quad (S5)$$

Capacity for the fresh water storage tank

The capacity for the fresh water storage tank (Cap^{FWSS}) should be greater than the water stored over the considered periods (F_t^{FW}):

$$Cap^{FWSS} \geq F_t^{FW}, \quad \forall t \in T \quad (S6)$$

Internal combustion engine

To produce the electricity needed for the residential complex, a prime mover is considered, which uses heat at high temperature, which can come from the combustion of a natural gas, or wastes from the residential complex, or biomass from the algae system. Furthermore, this cogeneration system discharges significant amounts of waste heat, and this can be used to heat water and to satisfy the hot water needed by domestic users, or this waste heat can be used to run the absorption refrigeration system and to produce cooling needed by users in the complex. Then, the following relationships are needed to model the interactions of these units and to design the internal combustion engine.

Electricity generated in site by the internal combustion engine

The electricity generated in the ICE (E_t^{ICE}) is calculated as follows:

$$E_t^{ICE} = \alpha^{ICE-E} F_t^{NG-ICE}, \quad \forall t \in T \quad (S7)$$

where α^{ICE-E} is an electricity conversion factor for the cogeneration system and F_t^{NG-ICE} is the natural gas required for the ICE to produce electricity.

Needed fresh water for the ICE

The fresh water required for the cogeneration system (F_t^{CW-ICE}) is equal to the fresh water conversion factor for the ICE (α^{ICE-CW}) multiplied by the inlet natural gas (F_t^{NG-ICE}) to the system:

$$F_t^{CW-ICE} = \alpha^{ICE-CW} F_t^{NG-ICE}, \quad \forall t \in T \quad (S8)$$

Balance for the fresh water in the ICE

The total fresh water sent to the ICE (F_t^{CW-ICE}) can be from the rainwater storage system (f_t^{RW-ICE}) and from fresh water (f_t^{FW-ICE}):

$$F_t^{CW-ICE} = f_t^{RW-ICE} + f_t^{FW-ICE}, \quad \forall t \in T \quad (S9)$$

Distributed electricity from the ICE

The electricity distributed by the ICE (E_t^{ICE}) is equal to the sum of the electricity sent to the residential complex ($e_t^{ICE-residential}$), to the algae system ($e_t^{ICE-algae}$), to the greywater treatment ($e_t^{ICE-GWT}$), to the wastewater treatment ($e_t^{ICE-WWT}$) and for sale ($e_t^{ICE-sale}$):

$$E_t^{ICE} = e_t^{ICE-residential} + e_t^{ICE-algae} + e_t^{ICE-GWT} + e_t^{ICE-WWT} + e_t^{ICE-sale}, \quad \forall t \in T \quad (S10)$$

Generated hot water in the ICE

The hot water generated by the ICE (H_t^{ICE}) is calculated by the hot water factor for the ICE (β^{ICE-HW}) multiplied by the inlet natural gas into the ICE (F_t^{NG-ICE}):

$$H_t^{ICE} = \beta^{ICE-HW} F_t^{NG-ICE}, \quad \forall t \in T \quad (S11)$$

Needed natural gas in the ICE

The natural gas required for the ICE (F_t^{NG-ICE}) can be obtained for purchase ($f_t^{NG-purchased-ICE}$), for the gas treatment unit ($f_t^{NG-gastreatment-ICE}$) and for the gasification system ($f_t^{NG-gasification-ICE}$):

$$F_t^{NG-ICE} = f_t^{NG-purchased-ICE} + f_t^{NG-gastreatment-ICE} + f_t^{NG-gasification-ICE}, \quad \forall t \quad (S12)$$

Distributed hot water from the ICE

The hot water produced in the ICE (H_t^{ICE}) can be sent to the residential complex ($h_t^{ICE-residential}$), to the ARC ($h_t^{ICE-ARC}$) and for sale ($h_t^{ICE-sale}$):

$$H_t^{ICE} = h_t^{ICE-residential} + h_t^{ICE-sale} + h_t^{ICE-ARC}, \quad \forall t \quad (S13)$$

Generated flue gases in the ICE

The flowrate for the flue gases generated by the internal combustion engine (G_t^{ICE}) is equal to the emission conversion factor by the ICE (γ^{ICE-g}) multiplied by the inlet natural gas into the system (F_t^{NG-ICE}):

$$G_t^{ICE} = \gamma^{ICE-g} F_t^{NG-ICE}, \quad \forall t \quad (S14)$$

Distributed flue gases from the ICE

The flue gases from the ICE (G_t^{ICE}) can be distributed to the algae system ($Fg_t^{ICE-algae}$) and to the discharge ($Fg_t^{ICE-discharge}$):

$$G_t^{ICE} = Fg_t^{ICE-algae} + Fg_t^{ICE-discharge}, \quad \forall t \quad (S15)$$

Balance in the boiler

Energy and water balances in the boiler are needed to design this unit and to determine the operating conditions through the different time periods, which are stated as follows.

Produced hot water in the boiler

The hot water produced by the boiler ($H_t^{HW-boiler}$) is equal to the boiler conversion factor (β^{boiler}) multiplied by the inlet natural gas to the boiler ($F_t^{NG-boiler}$):

$$H_t^{HW-boiler} = \beta^{boiler} F_t^{NG-boiler}, \quad \forall t \quad (S16)$$

Needed natural gas in the boiler

The natural gas required the boiler ($F_t^{NG-boiler}$) is equal to the natural gas obtained from the gasification system ($f_t^{NG-gasification-boiler}$), plus the natural gas from the gas treatment unit ($f_t^{NG-gastreatment-boiler}$) and from purchase ($f_t^{NG-boiler-purchased}$):

$$F_t^{NG-boiler} = f_t^{NG-boiler-purchased} + f_t^{NG-gasification-boiler} + f_t^{NG-gastreatment-boiler}, \quad \forall t \quad (S17)$$

Distributed hot water from the boiler

The hot water generated in the boiler ($H_t^{HW-boiler}$) can be sent to the residential complex ($h_t^{boiler-residential}$), to the ARC ($h_t^{boiler-ARC}$) and for sale ($h_t^{boiler-sale}$):

$$H_t^{HW-boiler} = h_t^{boiler-residential} + h_t^{boiler-sale} + h_t^{boiler-ARC}, \quad \forall t \quad (S18)$$

Needed fresh water in the boiler

The inlet fresh water to the boiler ($F_t^{CW-boiler}$) is equal to the outlet hot water for the unit ($H_t^{HW-boiler}$):

$$F_t^{CW-boiler} = H_t^{HW-boiler}, \quad \forall t \quad (S19)$$

Balance for the fresh water in the boiler

The inlet fresh water to the boiler ($F_t^{CW-boiler}$) is the sum of the fresh water from the rainwater storage system ($f_t^{RW-boiler}$) plus the fresh water from the fresh water storage system ($f_t^{FW-boiler}$):

$$F_t^{CW-boiler} = f_t^{RW-boiler} + f_t^{FW-boiler}, \quad \forall t \quad (S20)$$

Flue gases produced by the boiler

The flue gases produced by the boiler (G_t^{boiler}) are calculated through the efficiency conversion factor from the boiler and the hot water produced in the boiler:

$$G_t^{boiler} = Fg_t^{boiler-algae} + Fg_t^{boiler-discharge}, \quad \forall t \quad G_t^{boiler} = h^{boiler} H_t^{HW-boiler}, \quad \forall t \quad (S21)$$

Distributed flue gases from the boiler

The flue gases produced by the boiler (G_t^{boiler}) are distributed as follows:

$$G_t^{boiler} = Fg_t^{boiler-algae} + Fg_t^{boiler-discharge}, \quad \forall t \quad (S22)$$

where $Fg_t^{boiler-algae}$ are the gases sent to the algae system and $Fg_t^{boiler-discharge}$ the gases sent to the discharge.

Balances for the absorption refrigeration cycle

An absorption refrigeration cycle is considered for waste heat recovery system from the internal combustion engine as well as to provide the needed cooling in the housing complex. The proposed relationships to model and design this unit are the following.

Produced refrigeration in the absorption refrigeration cycle

The refrigeration produced in the absorption refrigeration cycle (ARC) (R_t^{ARC}) is calculated by the refrigeration factor (β^{R-ARC}) and the inlet hot water into the refrigeration system (H_t^{HW-ARC}):

$$R_t^{ARC} = \beta^{R-ARC} H_t^{HW-ARC}, \quad \forall t \quad (S23)$$

Distribution for the refrigeration from the ARC

The refrigeration generated by the ARC (R_t^{ARC}) can be distributed to satisfy the demand in the residential complex ($r_t^{ARC-residential}$) and for sale ($r_t^{ARC-sale}$):

$$R_t^{ARC} = r_t^{ARC-residential} + r_t^{ARC-sale}, \quad \forall t \quad (S24)$$

Needed hot water in the ARC

The hot water needed for the ARC (H_t^{HW-ARC}) can be obtained from purchase ($h_t^{purchase-ARC}$), from the boiler ($h_t^{boiler-ARC}$) and/or from the ICE ($h_t^{ICE-ARC}$):

$$H_t^{HW-ARC} = h_t^{purchase-ARC} + h_t^{boiler-ARC} + h_t^{ICE-ARC}, \quad \forall t \quad (S25)$$

Algae system

An algae system is considered for trapping the generated CO₂ emissions and to produce energy from biofuels and biomass. The needed relationships for modeling this system are the following.

Captured CO₂

The captured CO₂ by the algae system (G_t^{algae}) is equal to the CO₂ from the boiler ($Fg_t^{boiler-algae}$), plus the CO₂ from the ICE ($Fg_t^{ICE-algae}$), and the CO₂ from the gasification system ($Fg_t^{gasification-algae}$):

$$G_t^{algae} = Fg_t^{boiler-algae} + Fg_t^{ICE-algae} + Fg_t^{gasification-algae}, \quad \forall t \quad (S26)$$

Needed water for the algae system

The water required for the algae system ($F_t^{W-inlet-algae}$) can be obtained from harvested rainwater ($f_t^{RW-algae}$), from fresh water ($f_t^{FW-algae}$) and/or from reclaimed water produced by the greywater treatment unit ($f_t^{reclaim-algae}$):

$$F_t^{W-inlet-algae} = f_t^{RW-algae} + f_t^{FW-algae} + f_t^{reclaim-algae}, \quad \forall t \quad (S27)$$

The water required for the algae system ($F_t^{W-inlet-algae}$) is equal to the algae water factor (α^{algaeW}) multiplied for the inlet CO₂ (G_t^{algae}) to the system:

$$F_t^{W-inlet-algae} = \alpha^{algaeW} G_t^{algae}, \quad \forall t \quad (S28)$$

Needed electricity in the algae system

The electricity needed for the algae system (E_t^{algae}) is equal to the algae electricity factor ($\alpha^{algae-E}$) multiplied by the gases entering to the algae system (G_t^{algae}):

$$E_t^{algae} = \alpha^{algae-E} G_t^{algae}, \quad \forall t \quad (S29)$$

Satisfied electricity in the algae system

The electricity required by the algae system (E_t^{algae}) can be obtained from the cogeneration unit ($e_t^{ICE-algae}$) and from purchase ($e_t^{purchased-algae}$):

$$E_t^{algae} = e_t^{ICE-algae} + e_t^{purchased-algae}, \quad \forall t \quad (S30)$$

Produced biodiesel in the algae system

The produced biodiesel by the algae system ($F_t^{Biodiesel}$) is equal to the biodiesel conversion factor ($\alpha^{Biodiesel}$) times the inlet gases to the algae system (G_t^{algae}):

$$F_t^{Biodiesel} = \alpha^{Biodiesel} G_t^{algae}, \quad \forall t \quad (S31)$$

Produced wastewater in the algae system

The algae system also produces wastewater, which is calculated as follows:

$$F_t^{WW-algae} = \alpha^{WW-algae} F_t^{W-inlet-algae}, \quad \forall t \quad (S32)$$

where $F_t^{WW-algae}$ is the wastewater produced by the algae system, $\alpha^{WW-algae}$ is the conversion factor for the wastewater in the algae system and $F_t^{W-inlet-algae}$ is the inlet water to the algae system.

Needed water for gardening

One of the main water consumers in the residential complex corresponds to gardening ($F_t^{W-garden}$), and the proposed approach considers that this can be obtained from harvested rainwater ($f_t^{RW-garden}$), fresh water ($f_t^{FW-garden}$) and reclaimed water by the greywater treatment unit ($f_t^{reclaim-garden}$):

$$F_t^{W-garden} = f_t^{RW-garden} + f_t^{FW-garden} + f_t^{reclaim-garden}, \quad \forall t \quad (S33)$$

Demands of the residential complex

Electricity, hot water, fresh water and cooling demands from the residential complex must be satisfied through the integrated system, and for modeling these aspects the following relationships are proposed.

Fresh water demand in the residential complex

The fresh water demand in the residential complex is modeled as follows:

$$F_t^{CW-residential} = f_t^{RW-residential} + f_t^{FW-residential}, \quad \forall t \quad (S34)$$

where $F_t^{CW-residential}$ is the fresh water needed in the residential complex for different domestic uses, $f_t^{RW-residential}$ is the water used in the residential complex from the harvested rainwater and $f_t^{FW-residential}$ is the fresh water required for the residential complex.

Hot water demand in the residential complex

The hot water demand in the residential complex is modeled as follows:

$$H_t^{residential} = h_t^{ICE-residential} + h_t^{boiler-residential}, \quad \forall t \quad (S35)$$

where $H_t^{residential}$ is the hot water needed in the residential complex, $h_t^{ICE-residential}$ is the hot water from the ICE and $h_t^{boiler-residential}$ is the one from the boiler.

Needed electricity

The electricity needed by the residential complex ($E_t^{residential}$) is obtained from the cogeneration unit ($e_t^{ICE-residential}$) and from purchase ($e_t^{purchased}$):

$$E_t^{residential} = e_t^{ICE-residential} + e_t^{purchased}, \quad \forall t \quad (S36)$$

Needed cooling

The cooling needed in the residential complex ($R_t^{residential}$) is generated and sent from the absorption refrigeration system ($r_t^{ARC-residential}$) and from purchase ($r_t^{purchased-residential}$):

$$R_t^{residential} = r_t^{ARC-residential} + r_t^{purchased-residential}, \quad \forall t \quad (S37)$$

Greywater generated in the residential complex

The amount of greywater produced in residential complexes is one of the most important problems in this type of systems, and if this is discharged without any treatment it represents a tremendous environmental problem. This way, in this paper the proposed superstructure contemplates the treatment and reuse of this greywater, and the implemented relationships to model this issue are the following.

Generated greywater in the residential complex

The generated greywater in the residential complex ($F_t^{GW-residential}$) is calculated as follows:

$$F_t^{GW-residential} = \alpha^{GW-residential} (F_t^{CW-residential} + H_t^{residential}), \quad \forall t \quad (S38)$$

where $\alpha^{GW-residential}$ is a conversion factor for the greywater generated in the residential complex, $F_t^{CW-residential}$ is the inlet cold water to the residential complex, and $H_t^{residential}$ is the inlet hot water to the residential complex.

Treating greywater

The inlet water into the greywater treatment unit ($F_t^{Inlet-GW}$) is calculated by the sum from the residential water ($F_t^{GW-residential}$) plus the water from the algae system ($F_t^{WW-algae}$):

$$F_t^{Inlet-GW} = F_t^{GW-residential} + F_t^{WW-algae}, \quad \forall t \quad (S39)$$

Generated reclaimed water

The treated greywater ($F_t^{reclaimed-GW}$) is equal to the reclaimed water conversion factor ($\alpha^{reclaimed-GW}$) multiplied by the inlet greywater to the treatment unit ($F_t^{Inlet-GW}$):

$$F_t^{reclaimed-GW} = \alpha^{reclaimed-GW} F_t^{Inlet-GW}, \quad \forall t \quad (S40)$$

Needed electricity in the greywater treatment unit

The needed electricity for the greywater treatment unit (E_t^{GW}) is calculated as follows:

$$E_t^{GW} = \alpha^{GW-E} F_t^{Inlet-GW}, \quad \forall t \quad (S41)$$

where α^{GW-E} is the electricity conversion factor for the greywater treatment unit and $F_t^{Inlet-GW}$ is the inlet water to the unit.

Satisfied electricity in the greywater treatment

The electricity required for the greywater treatment unit (E_t^{GW}) can be obtained by the ICE ($e_t^{ICE-GWT}$) and from purchase ($e_t^{purchased-GWT}$):

$$E_t^{GW} = e_t^{ICE-GWT} + e_t^{purchased-GWT}, \quad \forall t \quad (S42)$$

Distribution of reclaimed greywater

The treated water from the greywater treatment unit ($F_t^{reclaimed-GW}$) can be sent to the algae system ($f_t^{reclaimed-algae}$), to the garden ($f_t^{reclaimed-garden}$) and/or to the drainage ($f_t^{reclaimed-drainage}$):

$$F_t^{reclaimed-GW} = f_t^{reclaimed-algae} + f_t^{reclaimed-garden} + f_t^{reclaimed-drainage}, \forall t \quad (S43)$$

Generated gases in the greywater treatment unit

In the greywater treatment unit, some emissions are produced (F_t^{NG-GWT}), which are calculated multiplying the natural gas conversion factor in the greywater treatment unit (α^{NG-GWT}) by the inlet water to the system ($F_t^{Inlet-GW}$):

$$F_t^{NG-GWT} = \alpha^{NG-GWT} F_t^{Inlet-GW}, \forall t \quad (S44)$$

Black wastewater generated in the residential complex

The black water generated in the residential complex is modeled as follows.

Generated black wastewater

The produced black wastewater in the residential complex (F_t^{WW}) is calculated by the sum of the water from the residential complex ($F_t^{CW-residential}$) plus the hot water for the residential complex ($H_t^{residential}$), multiplied by the wastewater conversion factor for the residential complex ($\alpha^{WW-residential}$):

$$F_t^{WW} = \alpha^{WW-residential} (F_t^{CW-residential} + H_t^{residential}), \forall t \quad (S45)$$

Treated black wastewater

The treated black wastewater by this unit ($F_t^{treated-WW}$) is equal to the inlet water into the black wastewater unit (F_t^{WW}) multiplied by the factor for the wastewater treatment unit ($\alpha^{treating-WW}$):

$$F_t^{treated-WW} = \alpha^{treating-WW} F_t^{WW}, \forall t \quad (S46)$$

Needed electricity in the black wastewater treatment unit

The black wastewater treatment unit needs electricity for functioning, this electricity (E_t^{WW}) is calculated as follows:

$$E_t^{WW} = \alpha^{WW-E} F_t^{WW}, \forall t \quad (S47)$$

where α^{WW-E} is the electricity factor for the wastewater and F_t^{WW} is the inlet water to the black wastewater treatment unit.

Satisfied electricity in the wastewater treatment

To satisfy the electricity for the unit (E_t^{WW}), this can be obtained from the ICE ($e_t^{ICE-WWT}$) and/or for purchase ($e_t^{purchased-WWT}$):

$$E_t^{WW} = e_t^{ICE-WWT} + e_t^{purchased-WWT}, \forall t \quad (S48)$$

Distribution of treated wastewater

The treated black wastewater ($F_t^{treated-WW}$) can only be sent to the drainage ($F_t^{WW-Drainage}$), which is modeled as follows:

$$F_t^{treated-WW} = F_t^{WW-Drainage}, \forall t \quad (S49)$$

Natural gas generated in the black wastewater treatment unit

The black wastewater treatment unit generates natural gas (F_t^{NG-WW}), which is calculated with the natural gas factor for the wastewater treatment unit (α^{NG-WW}) multiplied by the inlet flowrate to the wastewater treatment unit (F_t^{WW}):

$$F_t^{NG-WW} = \alpha^{NG-WW} F_t^{WW}, \forall t \quad (S50)$$

Natural gas treatment unit

A treatment unit to treat the generated raw gases is required for different applications, and to model this unit the following relationships are needed.

Inlet natural gas to the treatment unit

The natural gas in the treatment unit ($F_t^{NGT-Inlet}$) is composed by the gases from the greywater treatment unit (F_t^{NG-GWT}) and gases from the wastewater treatment (F_t^{NG-WW}):

$$F_t^{NGT-Inlet} = F_t^{NG-GWT} + F_t^{NG-WW}, \quad \forall t \quad (S51)$$

Treated natural gas

The outlet gases from the natural gas treatment system ($F_t^{NG-Outlet}$) are calculated as follows:

$$F_t^{NG-Outlet} = \alpha^{NG-NGT} F_t^{NGT-Inlet}, \quad \forall t \quad (S52)$$

where α^{NG-NGT} is the natural gas conversion factor for the natural gas treatment unit and $F_t^{NGT-Inlet}$ is the one exiting from the system.

Distribution of treated natural gas

The outlet gases from the natural gas treatment unit ($F_t^{NG-Outlet}$) can be used in the ICE ($f_t^{NG-gastreatment-ICE}$), the boiler ($f_t^{NG-gastreatment-boiler}$), the gasification system ($f_t^{NG-gastreatment-gasification}$) and can be sold to an external ($f_t^{NG-gastreatment-sale}$):

$$F_t^{NG-Outlet} = f_t^{NG-gastreatment-ICE} + f_t^{NG-gastreatment-boiler} + f_t^{NG-gastreatment-gasification} + f_t^{NG-gastreatment-sale}, \quad \forall t \quad (S53)$$

Generated solid waste

In the residential complexes, there is a huge generation of solid waste. This solid waste generates a lot of environmental issues. Therefore, in the proposed superstructure the gasification for the solid waste is considered to avoid the accumulation of this waste and simultaneously to produce electricity, which is needed as input in several units of the

integrated residential complex. The proposed relationships for modeling the gasification systems are stated as follows.

Produced NG in the gasification process

The natural gas produced by the gasification system ($F_t^{NG-gasification}$) is equal to the gasification conversion factor for the unit ($\alpha^{gasification}$) multiplied by the generated solid waste in the residential complex ($F_t^{solidwaste}$):

$$F_t^{NG-gasification} = \alpha^{gasification} F_t^{solidwaste}, \quad \forall t \quad (S54)$$

Distribution of the generated NG in the gasification process

The natural gas produced in the gasification system ($F_t^{NG-gasification}$) can be sent to the internal combustion engine ($f_t^{NG-gasification-ICE}$), to the boiler ($f_t^{NG-gasification-boiler}$) and/or can be sale to an external ($f_t^{NG-gasification-sale}$):

$$F_t^{NG-gasification} = f_t^{NG-gasification-ICE} + f_t^{NG-gasification-boiler} + f_t^{NG-gasification-sale}, \quad \forall t \quad (S55)$$

Generated flue gases

In the gasification process, flue gases are generated, which are calculated as follows:

$$G_t^{gasification} = \alpha^{fluegases-gasification} F_t^{solidwaste}, \quad \forall t \quad (S56)$$

where $G_t^{gasification}$ is the flow of gases generated by the gasification system, $\alpha^{fluegases-gasification}$ is the flue gas conversion factor for the gasification process, and $F_t^{solidwaste}$ are the solid waste to the gasification system.

Distributed flue gases from the gasification process

The gases generated in the gasification process ($G_t^{gasification}$) can be sent to the algae system ($g_t^{gasification-algae}$) and/or to the discharge ($g_t^{gasification-discharge}$):

$$G_t^{gasification} = g_t^{gasification-algae} + g_t^{gasification-discharge}, \forall t \quad (S57)$$

Needed fuel in the gasifier

The needed fuel to operate the gasifier, is calculated as follows:

$$F_t^{NG-needed-gasification} = \alpha^{NG-needed-gasification} F_t^{solidwaste}, \forall t \quad (S58)$$

where $F_t^{NG-needed-gasification}$ is the needed fuel in the gasifier, $\alpha^{NG-needed-gasification}$ is the natural gas factor for the gasifier and $F_t^{solidwaste}$ is the solid waste inlet to the gasifier.

Balance for the needed NG in the gasifier

The gases required in the gasifier ($F_t^{NG-needed-gasification}$) could be obtained from the NG treatment unit ($f_t^{NG-gastreatment-gasification}$) and from purchase ($f_t^{NG-gasification-purchased}$):

$$F_t^{NG-needed-gasification} = f_t^{NG-gastreatment-gasification} + f_t^{NG-gasification-purchased}, \forall t \quad (S59)$$

Operating costs

There are several operating costs associated to the system, and these are calculated as follows.

Fresh water cost

The cost for the total fresh water ($Cost^{FW}$) required in the process is equal to the unitary cost for the fresh water (UC^{FW}) times the total fresh water required in all the time periods:

$$Cost^{FW} = UC^{FW} \sum_t F_t^{FW} \quad (S60)$$

NG cost

The cost for natural gas ($Cost^{NG}$) used in the process is calculated by the natural gas purchased for the internal combustion engine, plus the natural gas purchased for the boiler,

plus the natural gas purchased for the gasification system, which are multiplied by the unit cost for the natural gas (UC^{NG}):

$$Cost^{NG} = UC^{NG} \left(\sum_t f_t^{NG-purchased-ICE} + \sum_t f_t^{NG-boiler-purchased} + \sum_t f_t^{NG-gasification-purchased} \right) \quad (S61)$$

Electricity cost

The total cost for the electricity required ($Cost^E$) is equal to the electricity purchased for the residential complex, plus the electricity purchased for the algae production system, plus the electricity purchased for the greywater treatment, and plus the electricity that cannot be satisfied for other system for the wastewater treatment, multiplied by the unitary cost for electricity (UC^E):

$$Cost^E = \sum_t UC^E (e_t^{purchased-residential} + e_t^{purchased-algae} + e_t^{purchased-GWT} + e_t^{purchased-WWT}) \quad (S62)$$

Cooling cost

The cost for the needed refrigeration ($Cost^{ref}$) in the residential complex is equal to the sum of the refrigeration in each period multiplied by the unit cost for refrigeration (UC^{ref}):

$$Cost^{ref} = UC^{ref} \sum_t r_t^{purchased-residential} \quad (S63)$$

Total operating cost

The total operating cost for the system ($TotOpCost$) is calculated by the sum of the fresh water cost, plus the natural gas cost, plus the cost for the purchased electricity, plus the cost for the refrigeration required in the process:

$$TotOpCost = Cost^{FW} + Cost^{NG} + Cost^E + Cost^{ref} \quad (S64)$$

Sales

In the proposed integrated scheme for the residential complex, there are several products that can be sold to external users, and the obtained sales must be determined, which is stated as follows.

Cold water sale

The sale of cold water ($Sale^{CW}$) to external users is an option. This consists in the total cold water sold from each period of time multiplied by the sale price of the cold water (US^{CW}) in the respective periods:

$$Sale^{CW} = US^{CW} \sum_t f_t^{RW-sale} \quad (S65)$$

Hot water sale

To satisfy the needs in the residential complex, hot water is required, but the excess can be sold to external users and the associated profit is determined as follows:

$$Sale^{HW} = US^{HW} \left(\sum_t h_t^{boiler-sale} + \sum_t h_t^{ICE-sale} \right) \quad (S66)$$

where $Sale^{HW}$ is the total hot water sale and US^{HW} is the unitary price for the hot water.

Electricity sale

The excess of electricity produced by the ICE can be sold. The sold electricity ($Sale^E$) is equal to the unitary price for the electricity (US^e) multiplied by the sum of the electricity sold in each time period:

$$Sale^E = US^e \sum_t e_t^{ICE-sale} \quad (S67)$$

Refrigeration sale

The refrigeration sold ($Sale^R$) to an external user is calculated multiplying the unit cost of refrigeration (US^R) by the sum of sold refrigeration in all the time periods:

$$Sale^R = US^R \sum_t r_t^{ARC-sale} \quad (S68)$$

NG sale

The natural gas that is produced in the gas treatment unit and in the gasification system that is not exploited in the process can be sold. This sold NG ($Sale^{NG}$) is equal to the

natural gas sold by the gas treatment plus the natural gas sold by the gasifier in all the time periods multiplied by the unit cost for natural gas (US^{NG}):

$$Sale^{NG} = US^{NG} \left(\sum_t f_t^{NG-gastreatment-sale} + \sum_t f_t^{NG-gasification-sale} \right) \quad (S69)$$

Biofuel sale

The biofuel sold by the process ($Sale^{biofuel}$) is equal to the unit sale cost for biofuel ($US^{biofuel}$) by the total biofuel flow in all the periods:

$$Sale^{biofuel} = US^{biofuel} \sum_t F_t^{biofuel} \quad (S70)$$

Total Sales

The total sales ($TotSales$) are equal to the sum of the sales by the cold water ($Sale^{CW}$), plus hot water ($Sale^{HW}$), plus electricity ($Sale^E$), plus refrigeration ($Sale^R$), plus natural gas ($Sale^{NG}$) and biofuels ($Sale^{biofuel}$):

$$TotSales = Sale^{CW} + Sale^{HW} + Sale^E + Sale^R + Sale^{NG} + Sale^{biofuel} \quad (S71)$$

Existence for units

When a unit in the integrated complex is needed, the associated fixed cost must be computed. This way, it is needed to determine the existence of the proposed units in the integrated housing complex. This is modeled through binary variables and for each unit the following relationships are required.

Rainwater collecting system

The used area for the rainwater collecting system ($Area^{RW}$) must be lower than the greatest area available for collecting rainwater ($Area^{RW-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{RW}) used for determining the existence of the device. The binary variable can be zero or one; if the device exists it is one, whereas if the device does not exist it is zero.

$$Area^{RW} \leq Area^{RW-MAX} y^{RW} \quad (S72)$$

Capital cost for the rainwater collecting system

The unit fixed (UFC^{RW}) and variable costs for the rainwater collecting system define the associated capital cost. The binary variable establishes the fixed part of the cost, when the collecting unit exists this part is activated and if this does not exist the fixed part is not activated:

$$CapCost^{RW} = UFC^{RW} y^{RW} + Area^{RW} UVC^{RW} + Cap^{RWSS} UVC^{RWSS} \quad (S73)$$

where UVC^{RW} and UVC^{RWSS} are the unit variable costs for the collecting area and for the storage tank for rainwater respectively, and Cap^{RWSS} is the capacity for the rainwater storage system.

Fresh water storage unit

The capacity for the fresh water storage unit (Cap^{FWSS}) must be lower than the greatest available storage unit to be able to install in the residential complex ($Cap^{FWSS-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{FWSS}) for the existence of the storage device:

$$Cap^{FWSS} \leq Cap^{FWSS-MAX} y^{FWSS} \quad (S74)$$

Capital cost for the fresh water storage unit

The fixed (UFC^{FWSS}) and variable costs for the fresh water storage system define the associated capital cost. The binary variable establishes the fixed part of the cost, when the unit exists this part is activated and if this does not exist the fixed part is not activated. UVC^{FWSS} refers to the unit variable cost for the fresh water storage unit:

$$CapCost^{FWSS} = UFC^{FWSS} y^{FWSS} + UVC^{FWSS} Cap^{FWSS} \quad (S75)$$

Capital cost for the boiler

The capacity for the boiler (Cap^{boiler}) must be greater than the hot water required for this unit ($H_t^{HW-boiler}$):

$$Cap^{boiler} \geq H_t^{HW-boiler}, \quad \forall t \quad (S76)$$

Existence for the boiler

The capacity for boiler (Cap^{boiler}) must be lower than the one needed to produce the greatest hot water required in a period ($Cap^{boiler-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{boiler}) for the existence of the boiler:

$$Cap^{boiler} \leq Cap^{boiler-MAX} y^{boiler} \quad (S77)$$

$$CapCost^{boiler} = UFC^{boiler} y^{boiler} + UVC^{boiler} Cap^{boiler} \quad (S78)$$

The capital cost for the boiler ($CapCost^{boiler}$) is equal to the unit fixed cost for the boiler (UFC^{boiler}) multiplied by the respective binary variable plus the unit variable cost for the boiler (UVC^{boiler}) times the capacity for the boiler.

Capital cost for the ICE

The capacity for the ICE (Cap^{ICE}) must be greater than the maximum electricity needed in all the considered periods (E_t^{ICE}):

$$Cap^{ICE} \geq E_t^{ICE}, \forall t \quad (S79)$$

Existence for the ICE

The capacity for the ICE (Cap^{ICE}) must be lower than the greatest electricity needed in a period ($Cap^{ICE-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{ICE}) for the existence of the ICE:

$$Cap^{ICE} \leq Cap^{ICE-MAX} y^{ICE} \quad (S80)$$

The capital cost for the ICE ($CapCost^{ICE}$) is calculated with the unit fixed cost for the ICE (UFC^{ICE}) multiplied by the respective binary variable, plus the unit variable cost for the ICE (UVC^{ICE}) times the capacity for the ICE:

$$CapCost^{ICE} = UFC^{ICE} y^{ICE} + UVC^{ICE} Cap^{ICE} \quad (S81)$$

Cost for the ARC

The capacity for the absorption refrigeration cycle (Cap^{ARC}) must be greater than the maximum refrigeration required for the residential complex in a given time period (R_t^{ARC}):

$$Cap^{ARC} \geq R_t^{ARC}, \forall t \quad (S82)$$

The capacity for the ARC (Cap^{ARC}) must be lower than the greatest refrigeration needed in all the time periods ($Cap^{ARC-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{ARC}) for the existence of the ARC:

$$Cap^{ARC} \leq Cap^{ARC-MAX} y^{ARC} \quad (S83)$$

The capital cost for the ARC ($CapCost^{ARC}$) is equal to the unit fixed cost for the ARC (UFC^{ARC}) multiplied by the respective binary variable plus the unit variable cost for the ARC (UVC^{ARC}) for the capacity for the absorption refrigeration cycle:

$$CapCost^{ARC} = UFC^{ARC} y^{ARC} + UVC^{ARC} Cap^{ARC} \quad (S84)$$

Algae system

The capacity for the algae system (Cap^{algae}) must be greater than the one needed to produce the required gases in all the time periods (G_t^{algae}):

$$Cap^{algae} \geq G_t^{algae}, \forall t \quad (S85)$$

The capacity for the algae system must be lower than the greatest capacity needed in all the time periods ($Cap^{algae-MAX}$) multiplied by the associated binary variable (y^{algae}) for the existence of the algae system.

$$Cap^{algae} \leq Cap^{algae-MAX} y^{algae} \quad (S86)$$

The capital cost for the algae system ($CapCost^{algae}$) is equal to the unit fixed cost (UFC^{algae}) multiplied by the respective binary variable plus the unit variable cost for the algae system (UVC^{algae}) times the capacity for the system:

$$CapCost^{algae} = UFC^{algae} y^{algae} + UVC^{algae} Cap^{algae} \quad (S87)$$

Greywater treatment unit

The capacity for the greywater treatment unit (Cap^{GW}) must be greater than the inlet water to the unit ($F_t^{Inlet-GW}$):

$$Cap^{GW} \geq F_t^{Inlet-GW}, \forall t \quad (S88)$$

The capacity for the greywater treatment unit must be lower than the greatest inlet water to the system in all time periods (Cap^{GW-MAX}) multiplied by the associated binary variable (y^{GW}) times the existence of the greywater unit:

$$Cap^{GW} \leq Cap^{GW-MAX} y^{GW} \quad (S89)$$

The unit fixed cost (UFC^{GW}) and variable cost for the greywater treatment unit define the associated capital cost. The binary variable establishes the fixed part of the cost, when the treatment exists this part is activated and if this does not exist the fixed part is not activated. UVC^{GW} refers to the unit variable cost for the greywater treatment unit:

$$CapCost^{GW} = UFC^{GW} y^{GW} + UVC^{GW} Cap^{GW} \quad (S90)$$

Black wastewater treatment unit

The capacity for the black wastewater treatment unit (Cap^{WW}) must be greater than the inlet water to this unit and it should be lower than the capacity for the maximum inlet water in all time periods (Cap^{WW-MAX}) multiplied by its binary variable (y^{WW}):

$$Cap^{WW} \geq F_t^{WW}, \forall t \quad (S91)$$

$$Cap^{WW} \leq Cap^{WW-MAX} y^{WW} \quad (S92)$$

The capital cost for the black wastewater treatment unit ($CapCost^{WW}$) is equal to the unit fixed cost (UFC^{WW}) multiplied by its respective binary variable, plus the unitary variable cost (UVC^{WW}) times the wastewater multiplied by the capacity of the wastewater treatment unit:

$$CapCost^{WW} = UFC^{WW} y^{WW} + UVC^{WW} Cap^{WW} \quad (S93)$$

Gas treatment unit

The capacity for the gas treatment unit (Cap^{NGT}) must be greater than the inlet gases to this unit and it should be lower than the capacity for the maximum inlet gases in all time periods ($Cap^{NGT-MAX}$) multiplied by its binary variable (y^{NGT}):

$$Cap^{NGT} \geq F_t^{NGT}, \forall t \quad (S94)$$

$$Cap^{NGT} \leq Cap^{NGT-MAX} y^{NGT} \quad (S95)$$

The capital cost for the gas treatment unit ($CapCost^{NGT}$) is equal to the unit fixed cost for the gas treatment unit (UFC^{NGT}) multiplied by its binary variable, plus the unitary variable cost (UVC^{NGT}) for the gas treatment multiplied by the capacity of the same unit:

$$CapCost^{NGT} = UFC^{NGT} y^{NGT} + UVC^{NGT} Cap^{NGT} \quad (S96)$$

Gasification unit

The capacity for the gasifier ($Cap^{gasification}$) must be greater than the solid waste inlet to this unit, and it should be lower than the capacity for the maximum inlet solid waste in all time periods ($Cap^{gasification-MAX}$) multiplied by its binary variable ($y^{gasification}$):

$$Cap^{gasification} \geq F_t^{NG-gasification}, \forall t \quad (S97)$$

$$Cap^{gasification} \leq Cap^{gasification-MAX} y^{gasification} \quad (S98)$$

The capital cost for the gasification process ($CapCost^{gasification}$) is equal to the unit fixed cost for the gasifier unit ($UFC^{gasification}$) multiplied by its respective binary variable, plus the unitary variable cost ($UVC^{gasification}$) for the gasifier unit multiplied by the capacity of this unit:

$$CapCost^{gasification} = UFC^{gasification} y^{gasification} + UVC^{gasification} Cap^{gasification} \quad (S99)$$

Total capital cost for the integrated system for the residential complex

The total capital cost ($TotCapCost$) for the whole process is equal to the sum of the capital cost of each process; including the capital cost for the rainwater collecting system,

plus the freshwater storage system, plus the boiler, plus the ICE, plus the ARC, plus the algae system, plus the greywater treatment unit, plus the black wastewater treatment unit, plus the treatment of NG gases and plus the gasification unit:

$$\begin{aligned}
 TotCapCost = & CapCost^{RW} + CapCost^{FWSS} + CapCost^{boiler} \\
 & + CapCost^{ICE} + CapCost^{ARC} + CapCost^{algae} + CapCost^{GW} \\
 & + CapCost^{WW} + CapCost^{NGT} + CapCost^{gasification}
 \end{aligned} \tag{S100}$$

Maximum demands for external sales

Constraints for the maximum amount of products that can be sold to external users are needed, which are stated as follows.

External fresh water maximum demand

The maximum demand of fresh water for external users ($F_t^{RW-MAX-Dem}$) must be greater than the sold water ($f_t^{RW-sale}$):

$$f_t^{RW-sale} \leq F_t^{RW-MAX-Dem}, \quad \forall t \tag{S101}$$

External hot water maximum demand

The maximum demand of hot water for external users ($H_t^{HW-MAX-Dem}$) must be greater than the hot water sold, which is produced by the boiler ($h_t^{Boiler-sale}$) plus the one produced by the ICE ($h_t^{ICE-sale}$):

$$h_t^{boiler-sale} + h_t^{ICE-sale} \leq H_t^{HW-MAX-Dem}, \quad \forall t \tag{S102}$$

External electricity maximum demand

The maximum demand of electricity for external users ($E_t^{E-MAX-Dem}$) must be greater than the electricity sale ($e_t^{ICE-sale}$) to an external company:

$$e_t^{ICE-sale} \leq E_t^{E-MAX-Dem}, \quad \forall t \tag{S103}$$

External refrigeration maximum demand

The maximum demand of refrigeration for external users ($R_t^{ARC-MAX-Dem}$) must be greater than the refrigeration sold to external users ($r_t^{ARC-sale}$):

$$r_t^{ARC-sale} \leq R_t^{ARC-MAX-Dem}, \forall t \quad (S104)$$

External NG maximum demand

The maximum demand of natural gas for external users ($F_t^{NG-MAX-Dem}$) must be greater than the natural gas sold to external users and that comes from the gasification process ($f_t^{NG-gasification-sale}$) plus the one produced by the gas treatment unit ($f_t^{NG-gastreatment-sale}$):

$$f_t^{NG-gasification-sale} + f_t^{NG-gastreatment-sale} \leq F_t^{NG-MAX-Dem}, \forall t \quad (S105)$$

External biofuels maximum demand

The maximum demand of biofuel for an external user ($F_t^{Biofuel-MAX-Dem}$) must be greater than the biofuel sold to external users.

$$F_t^{biofuel} \leq F_t^{Biofuel-MAX-Dem}, \forall t \quad (S106)$$

NOMENCLATURE

Variables

$Area^{RW}$	Rainwater collecting area in m^2
Cap^{algae}	Capacity for the algae system in m^3
Cap^{ARC}	Capacity for the absorption refrigeration cycle in m^3
Cap^{boiler}	Capacity for the boiler in m^3
Cap^{FWSS}	Capacity for the fresh water storage tank in m^3
$Cap^{gasification}$	Capacity for the gasifier in m^3

Cap^{GW}	Capacity for the greywater treatment in m ³
Cap^{ICE}	Capacity for the internal combustion engine in m ³
Cap^{NGT}	Capacity for the natural gas treatment unit in m ³
Cap^{RWSS}	Capacity for the rainwater storage system in m ³
Cap^{WW}	Capacity for the wastewater treatment unit in m ³
$CapCost^{algae}$	Capital cost for the algae system in US\$/year
$CapCost^{ARC}$	Capital cost for the absorption refrigeration cycle in US\$/year
$CapCost^{boiler}$	Capital cost for the boiler in US\$/year
$CapCost^{FWSS}$	Capital cost for the fresh water storage unit in US\$/year
$CapCost^{gasification}$	Capital cost for the gasifier in US\$/year
$CapCost^{GW}$	Capital cost for the greywater treatment unit in US\$/year
$CapCost^{ICE}$	Capital cost for the internal combustion engine in US\$/year
$CapCost^{NGT}$	Capital cost for natural gas treatment unit in US\$/year
$CapCost^{RWSS}$	Capital cost for the rainwater storage system in US\$/year
$CapCost^{WW}$	Capital cost for wastewater treatment unit in US\$/year
$Cost^E$	Cost for the purchased electricity in US\$/kWh
$Cost^{FW}$	Cost for the purchased fresh water in US\$/m ³
$Cost^{NG}$	Cost for the purchased natural gas in US\$/kg
$Cost^{ref}$	Cost for the purchased refrigeration in US\$/kWh
$e_t^{ICE-algae}$	Electricity sent to the algae system from the ICE in kWh/h

$e_t^{ICE-GWT}$	Electricity sent to the greywater treatment unit from the ICE in kWh/h
$e_t^{ICE-residential}$	Electricity sent to the residential complex from the ICE in kWh/h
$e_t^{ICE-sale}$	Electricity sold produced by the ICE in kWh/h
$e_t^{ICE-WWT}$	Electricity sent to the wastewater treatment unit from the ICE in kWh/h
$e_t^{purchased}$	Purchased electricity in kWh/h
$e_t^{purchased-algae}$	Purchased electricity needed in the algae system in kWh/h
$e_t^{purchased-GWT}$	Purchased electricity needed in the greywater treatment unit in kWh/h
$e_t^{purchased-WWT}$	Purchased electricity needed in the wastewater treatment unit in kWh/h
E_t^{algae}	Electricity needed for the algae system in kWh/h
E_t^{GW}	Electricity needed for the greywater treatment unit in kWh/h
E_t^{ICE}	Electricity generated by the internal combustion engine in kWh/h
$E_t^{residential}$	Electricity required for the residential complex in kWh/h
E_t^{WW}	Electricity needed in the wastewater treatment unit in kWh/h
$f_t^{FW-algae}$	Inlet fresh water to the algae system in m ³ /h

$f_t^{FW-boiler}$	Inlet fresh water to boiler in m ³ /h
$f_f^{FW-garden}$	Needed fresh water to gardening in m ³ /h
f_t^{FW-ICE}	Needed fresh water in the internal combustion engine in m ³ /h
$f_t^{FW-residential}$	Inlet fresh water to the residential complex in m ³ /h
$f_t^{NG-boiler-purchased}$	Flowrate of natural gas purchased for the boiler in kg/h
$f_t^{NG-gasification-boiler}$	Flowrate of natural gas from the gasification process to the boiler in kg/h
$f_t^{NG-gasification-ICE}$	Flowrate of natural gas from the gasification process to the ICE in kg/h
$f_t^{NG-gasification-purchased}$	Flowrate of natural gas purchased for the gasification process in kg/h
$f_t^{NG-gasification-sale}$	Flowrate of natural gas sold by the gasifier in kg/h
$f_t^{NG-gastreatment-boiler}$	Flowrate of natural gas sent to the boiler from the gas treatment unit in kg/h
$f_t^{NG-gastreatment-gasification}$	Flowrate of natural gas sent to the gasification from the gas treatment in kg/h
$f_t^{NG-gastreatment-ICE}$	Flowrate of natural gas to the ICE from the gas treatment in kg/h
$f_t^{NG-purchased-ICE}$	Flowrate of natural gas purchased by the ICE in kg/h
$f_t^{reclaim-algae}$	Flowrate of reclaimed water sent to the algae system in m ³ /h

$f_t^{reclaimed-drainage}$	Flowrate of reclaimed water sent to the drainage in m ³ /h
$f_t^{reclaim-garden}$	Flowrate of reclaimed water sent to the garden in m ³ /h
$f_t^{RW-algae}$	Flowrate of rainwater sent to the algae system in m ³ /h
$f_t^{RW-boiler}$	Flowrate of rainwater sent to the boiler in m ³ /h
$f_t^{RW-garden}$	Flowrate of rainwater sent to the garden in m ³ /h
f_t^{RW-ICE}	Flowrate of rainwater sent to the internal combustion engine in m ³ /h
$f_t^{RW-residential}$	Flowrate of rainwater sent to the residential complex in m ³ /h
$f_t^{RW-sale}$	Flowrate of rainwater sold to an external company in m ³ /h
$F_t^{biofuel}$	Biofuel produced by the algae system in kg/year
$F_t^{CW-boiler}$	Inlet cold water to the boiler in m ³ /h
F_t^{CW-ICE}	Inlet cold water to the internal combustion engine in m ³ /h
$F_t^{CW-residential}$	Inlet cold water to the residential complex in m ³ /h
F_t^{FW}	Flowrate of total fresh water in m ³ /h
$F_t^{GW-residential}$	Flowrate of inlet water to the greywater treatment unit from the residential complex in m ³ /h
$F_t^{Inlet-GW}$	Total inlet water to the greywater treatment unit in m ³ /h
$F_t^{NG-boiler}$	Flowrate of natural gas produced by the boiler in kg/h

$F_t^{NG-gasification}$	Flowrate of natural gas produced by the gasifier in kg/h
F_t^{NG-GWT}	Flowrate of natural gas produced by the greywater treatment unit in kg/h
F_t^{NG-ICE}	Flowrate of natural gas required for the ICE to generate the electricity in kg/h
$F_t^{NGT-Inlet}$	Total inlet flowrate to the natural gas treatment unit in kg/h
$F_t^{NG-needed-gasification}$	Flowrate of total natural gas needed for the gasification process in kg/h
$F_t^{NG-Outlet}$	Total outlet flowrate of the natural gas treatment unit in kg/h
F_t^{NG-WW}	Inlet flowrate of gases to the natural gas treatment unit from the wastewater treatment unit in kg/h
$F_t^{NGT-Inlet}$	Total natural gas inlet to the gas treatment unit in kg/h
$F_t^{reclaimed-GW}$	Flowrate of reclaimed water to the greywater treatment unit in m ³ /h
F_t^{RW}	Total flowrate of rainwater in m ³ /h
$F_t^{solidwaste}$	Solid waste generated in the residential complex in kg/h
F_t^{SRW}	Stored water in the rainwater storage system in the period t in m ³ /h
F_{t-1}^{SRW}	Stored water in the rainwater storage system in the period $t-1$ in m ³ /h
$F_t^{treated-WW}$	Flowrate of wastewater treated in the unit in m ³ /h

$F_t^{W-garden}$	Flowrate of water from the garden sent to the wastewater treatment in m ³ /h
$F_t^{W-inlet-algae}$	Water needed for the algae system in m ³ /h
F_t^{WW}	Total inlet flowrate to the wastewater in m ³ /h
$F_t^{WW-algae}$	Flowrate of water from the algae system to the wastewater in m ³ /h
$F_t^{WW-Drainage}$	Flowrate of the wastewater sent to the drainage in m ³ /h
$FFwTot$	Total fresh water used by the process in m ³ /year
$Fg_t^{boiler-algae}$	Flue gases sent to the algae system from the boiler in kg/h
$Fg_t^{boiler-discharge}$	Flue gases sent to the discharge from the boiler in kg/h
$Fg_t^{gasification-algae}$	Flowrate of CO ₂ sent to the algae system from the gasification system in kg/h
$Fg^{ICE-algae}$	Flue gases sent to the algae system from the ICE in kg/h
$Fg^{ICE-discharge}$	Flue gases sent to the discharge from the ICE in kg/h
$g_t^{gasification-algae}$	Flowrate of natural gas sent from the gasification process to the algae system in kg/h
$g_t^{gasification-discharge}$	Flowrate of natural gas sent from the gasification to the discharge in kg/h
G_t^{algae}	CO ₂ captured by the algae system in kg/h
G_t^{boiler}	Flowrate of flue gases produced by the boiler in kg/h

$G_t^{gasification}$	Flowrate of flue gases produced by the gasification process in kg/h
G_t^{ICE}	Flue gases generated by the cogeneration system in kg/h
$h_t^{boiler-ARC}$	Flowrate of hot water sent from the boiler to the ARC in m ³ /h
$h_t^{boiler-residential}$	Flowrate of hot water sent from the boiler to the residential complex in m ³ /h
$h_t^{boiler-sale}$	Flowrate of hot water sold by the boiler in m ³ /h
$h_t^{ICE-ARC}$	Flowrate of hot water sent from the ICE to the ARC in m ³ /h
$h_t^{ICE-residential}$	Flowrate of hot water sent from the ICE to the residential complex in m ³ /h
$h_t^{ICE-sale}$	Flowrate of hot water sold by the ICE in m ³ /h
$h_t^{purchase-ARC}$	Flowrate of hot water purchased for the ARC in m ³ /h
H_t^{HW-ARC}	Flowrate of hot water needed for the ARC in m ³ /h
$H_t^{HW-boiler}$	Flowrate of hot water produced by the boiler in m ³ /h
H_t^{ICE}	Flowrate of hot water generated by the ICE in m ³ /h
$r_t^{ARC-residential}$	Refrigeration sent to the residential complex to satisfy its demands in kWh/h
$r_t^{ARC-sale}$	Refrigeration sold by the ARC to an external client in kWh/h
$r_t^{purchased-residential}$	Refrigeration purchased for the residential complex in kWh/h
R_t^{ARC}	Total refrigeration generated by the ARC in kWh/h

$R_t^{residential}$	Refrigeration required for the residential complex in kWh/h
$Sale^{biofuel}$	Biofuel sold in kg/h
$Sale^{CW}$	Cold water sale in m ³ /h
$Sale^E$	Electricity sold in kWh/h
$Sale^{HW}$	Hot water sold in m ³ /h
$Sale^{NG}$	Natural gas sold in kg/h
$Sale^R$	Refrigeration sold in kWh/h
$TotCapCost$	Total capital cost in US\$/year
$TotOpCost$	Total operating cost in US\$/year
$TotSales$	Total sales in US\$/year

Parameters

$\alpha^{algae-E}$	Electricity conversion factor for the algae system
$\alpha^{algae-W}$	Water conversion factor for the algae system
$\alpha^{Biodiesel}$	Biodiesel conversion factor for the algae system
$\alpha^{fluegases-gasification}$	Flue gases conversion factor for the gasification process
$\alpha^{gasification}$	Gasification conversion factor
$\alpha^{GW-residential}$	Factor for the generated greywater in the residential complex
α^{ICE-CW}	Conversion factor for cold water in the ICE
α^{ICE-E}	Electricity conversion factor for the ICE
α^{NG-GWT}	Conversion factor for natural gas in the greywater treatment unit
$\alpha^{NG-needed-gasification}$	Conversion factor for the natural gas needed in the gasifier

α^{NG-NGT}	Natural gas factor for the natural gas treatment unit
α^{NG-WW}	Conversion factor for the natural gas in the wastewater unit
$\alpha^{reclaimed-GW}$	Conversion factor for reclaimed water in the greywater unit
$\alpha^{treating-WW}$	Factor for treating water in the wastewater treatment unit
$\alpha^{WW-algae}$	Conversion factor for wastewater in the algae system
$\alpha^{WW-residential}$	Conversion factor for produced wastewater in the residential complex
β^{boiler}	Conversion factor for the boiler
β^{ICE-HW}	Conversion factor for hot water in the ICE
β^{R-ARC}	Factor for produced refrigeration in the ARC
γ^{ICE-g}	Conversion factor for flue gases in the ICE
$Area^{RW-MAX}$	Maximum available collecting area in m ²
$Cap^{algae-MAX}$	Maximum capacity for the algae system in m ³
$Cap^{ARC-MAX}$	Maximum capacity for the absorption refrigeration cycle in m ³
$Cap^{boiler-MAX}$	Maximum capacity for the boiler in m ³
$Cap^{FWSS-MAX}$	Maximum capacity for the fresh water storage tank in m ³
$Cap^{gasification-MAX}$	Maximum capacity for the gasifier in m ³
Cap^{GW-MAX}	Maximum capacity for the greywater treatment in m ³
$Cap^{ICE-MAX}$	Maximum capacity for the internal combustion engine in m ³
$Cap^{NGT-MAX}$	Maximum capacity for the natural gas treatment unit in m ³
Cap^{WW-MAX}	Maximum capacity for the wastewater treatment unit in m ³

$E_t^{E-MAX-Dem}$	External electricity maximum demand in kWh/h
$F_t^{Biofuel-MAX-Dem}$	External biofuel maximum demand in kg/h
$F_t^{NG-MAX-Dem}$	External natural gas maximum demand in m ³ /h
$H_t^{residential}$	Total inlet hot water to the residential complex in m ³ /h
$H_t^{HW-MAX-Dem}$	External hot water maximum demand in m ³ /h
$Precip_t$	Precipitation in m ³ /h
$R_t^{ARC-MAX-Dem}$	External refrigeration maximum demand in kWh/year
UC^E	Unit cost for electricity in US\$/kWh
UC^{FW}	Unit cost for fresh water in US\$/m ³
UC^{NG}	Unit cost for natural gas in US\$/kg
UC^{ref}	Unit cost for refrigeration in US\$/kWh
UFC^{algae}	Unit fixed cost for the algae system in US\$
UFC^{ARC}	Unit fixed cost for the absorption refrigeration cycle in US\$
UFC^{boiler}	Unit fixed cost for the boiler in US\$
UFC^{FWSS}	Unit fixed cost for the fresh water storage system in US\$
$UFC^{gasification}$	Unit fixed cost for the gasifier in US\$
UFC^{GW}	Unit fixed cost for the greywater treatment unit in US\$
UFC^{ICE}	Unit fixed cost for the internal combustion engine in US\$
UFC^{NGT}	Unit fixed cost for the natural gas treatment in US\$
UFC^{RW}	Unit fixed cost for the rainwater collecting system in US\$
UFC^{WW}	Unit fixed cost for the wastewater treatment unit in US\$

$US^{biofuel}$	Unit price sale for biofuel in US\$/kg
US^{CW}	Unit price sale for cold water in US\$/m ³
US^e	Unit price sale for electricity in US\$/kWh
US^{HW}	Unit price sale for hot water in US\$/m ³
US^{NG}	Unit price sale for natural gas in US\$/kg
US^R	Unit price sale for refrigeration in US\$/kWh
UVC^{algae}	Unit variable cost for the algae system in US\$
UVC^{ARC}	Unit variable cost for the ARC in US\$
UVC^{boiler}	Unit variable cost for the boiler in US\$
UVC^{FWSS}	Unit variable cost for the fresh water storage system in US\$
$UVC^{gasification}$	Unit variable cost for the gasifier in US\$
UVC^{GW}	Unit variable cost for the greywater treatment unit in US\$
UVC^{ICE}	Unit variable cost for the ICE in US\$
UVC^{NGT}	Unit variable cost for the natural gas treatment unit in US\$
UVC^{RW}	Unit variable cost for the rainwater collecting system in US\$
UVC^{WW}	Unit variable cost for the wastewater treatment unit in US\$

Binary Variables

y^{algae}	Binary variable for the existence of the algae system
y^{ARC}	Binary variable for the existence of the ARC
y^{boiler}	Binary variable for the existence of the boiler
y^{FWSS}	Binary variable for the existence of the fresh water storage system

$y^{gasification}$	Binary variable for the existence of the gasifier
y^{GW}	Binary variable for the existence of the greywater treatment unit
y^{ICE}	Binary variable for the existence of the ICE
y^{NGT}	Binary variable for the existence of the natural gas treatment unit
y^{RW}	Binary variable for the existence of the rainwater collecting system
y^{WW}	Binary variable for the existence of the wastewater treatment unit

2. References

Núñez-López JM, Rubio-Castro E, El-Halwagi MM, Ponce-Ortega JM (2018) Optimal design of total integrated residential complexes involving water-energy-waste nexus. *Clean Technol. Environ. Policy* 20, 1061–1085. <https://doi.org/10.1007/s10098-018-1537-z>

Table 3
Differences from utopic solution for the weighted objective functions

CASE	Difference with Utopia		
	TAC (SUSD × 10 ⁶ /y)	Fresh water (m ³ × 10 ³ /y)	Emissions (t × 10 ³ /y)
<i>Social Welfare</i>			
1	10.33	1.38	71.48
2	0.092	141.35	0
3	38.13	88.72	0
4	6.44	88.72	0
5	0.071	141.35	5.05
6	0.092	141.35	0
7	38.13	6.27	71.48
8	10.33	0	71.48
9	0.092	141.35	0
10	38.13	88.72	0
<i>Rawlsian Welfare</i>			
11	6.53	26.98	71.48
12	0.11	141.93	0.214
13	38.13	56.74	25.76
14	12.83	60.76	27.59
15	4.55	43.85	71.48
16	0.11	141.93	0.501
17	38.13	41.04	43.47
18	7.78	13.78	71.48
19	0.11	141.93	0
20	38.13	76.51	14.89
<i>Nash</i>			
21	9.26	0	71.48
22	0.021	141.35	0
23	38.13	0	71.48
24	0.021	141.35	0
25	0	141.35	5.05
26	0.021	142.69	0
27	38.13	0	71.48
28	9.25	0	71.48
29	0.021	141.35	0
30	38.13	88.72	0
<i>Rawlsian-Nash</i>			
31	10.81	108.32	13.27
32	10.33	106.01	11.28
33	38.13	42.01	44.53
34	13.74	56.74	25.76
35	10.81	108.32	13.27
36	22.81	55.51	46.42
37	38.13	42.01	44.53
38	15.93	86.73	71.48
39	22.81	55.51	46.42
40	38.13	42.01	44.53

5. Conclusions

In this work, different allocation schemes have been analyzed for an integrated and intensified residential complex that involves alternative paths to satisfy demands and treat the generated waste. The design of the proposed system was modeled through an optimization formulation. This formulation includes distinct options to fulfill water, electricity, heating, and cooling demands. Such as fresh water, a rainwater harvesting system, a water recycling system, the grid, a cogeneration unit, the use of excess heat and solid wastes, and an absorption refrigeration system. The options to treat and use waste discharges include the gasification of the solid waste, the treatment of the wastewater, and sending the emissions to an algae cultivation system. To find the optimal design of the residential complex, the minimization of the cost, the freshwater consumption, and the generated emissions are considered as objective functions. We propose to consider each objective as a different stakeholder. The proposed formulation involves using the social welfare, Rawlsian welfare, Nash and Rawlsian-Nash schemes to compare the allocations for the stakeholders. The Rawlsian-Nash formulation is a scheme that we proposed by combining concepts from the Rawlsian welfare and Nash formulations. A case study of a residential complex in

the city of Morelia, Mexico was evaluated. The differences among the results attained through the schemes were analyzed. We found that the allocations vary with every scheme. Furthermore, optimal solutions that favor different stakeholders were identified. The only scheme that favors two objectives is the Nash formulation. Thus, this solution represents an interesting alternative to obtain compromise solutions for the design of the complex. When a specific weight for each objective was involved, some trends related to the schemes were kept. However, alternative solutions guided simultaneously by the weighting factor and the scheme were found as well. Every allocation was compared to the Utopic solution since such an allocation would be the desired result. In some scenarios, this solution (or a value close to it) was obtained but only for one or two of the objectives. Therefore, we conclude that this framework can be used to identify a wide set of allocations, so that, depending on a particular system or scenario, the most suitable solution can be selected. Furthermore, this specific solution would also depend on the interests of the decision maker. Note that the concept of treating the objectives of an optimization problem as stakeholders can be extended to other multi-objective models. However, the restriction here would be when considering systems modeled through complex non-linear formulations. This is because possible issues with the solution of the model can arise, specifically for the Nash and Rawlsian-Nash schemes.

Declaration of Competing Interest

The authors report no declarations of interest.

Acknowledgments

The authors appreciate the financial support provided by the Mexican National Council for Science and Technology (CONACYT) and CIC-UMSNH.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary material related to this article can be found, in the online version, at doi:<https://doi.org/10.1016/j.cep.2020.108116>.

References

- [1] M.M. El-Halwagi, Sustainable design through process integration: fundamentals and applications to industrial pollution prevention, resource conservation, and profitability enhancement., 2nd ed., Elsevier, New York, USA, 2017.
- [2] A. del C. Munguía-López, A.M. Sampat, E. Rubio-Castro, J.M. Ponce-Ortega, V. M. Zavala, Fairness-guided design of water distribution networks for agricultural lands, *Comput. Chem. Eng.* 130 (2019), <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2019.106547>.
- [3] A. del C. Munguía-López, R. González-Bravo, J.M. Ponce-Ortega, Evaluation of carbon and water policies in the optimization of water distribution networks involving power-desalination plants, *Appl. Energy* 236 (2019), <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.12.053>.
- [4] C.M. Chini, K.L. Schreiber, Z.A. Barker, A.S. Stillwell, Quantifying energy and water savings in the US residential sector, *Environ. Sci. Technol.* 50 (17) (2016) 9003–9012, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01559>.
- [5] OECD Compendium of Agri-environmental Indicators (Summary), OECD Compendium of Agri-Environmental Indicators, OECD, 2013, <https://doi.org/10.1787/9789264186217-sum-en>.
- [6] K. Zhang, Y. Zhao, H. Cao, H. Wen, Optimization of the water network with single and double outlet treatment units, *Ind. Eng. Chem.* 56 (10) (2017) 2865–2871, <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.6b04263>.
- [7] A. Palla, I. Gnecco, P. La Barbera, The impact of domestic rainwater harvesting systems in storm water runoff mitigation at the urban block scale, *J. Environ. Manage.* 191 (2017) 297–305, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.025>.
- [8] A. Stec, S. Kordana, Analysis of profitability of rainwater harvesting, gray water recycling and drain water heat recovery systems, *Resour. Conserv. Recycl.* 105 (2015) 84–94, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.006>.
- [9] C. Sotelo-Pichardo, J.M. Ponce-Ortega, F. Nápoles-Rivera, M. Serna-González, M. M. El-Halwagi, S. Frausto Hernández, Optimal reconfiguration of water networks based on properties, *Clean Technol. Environ. Policy* 16 (2) (2014) 303–328, <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0631-5>.
- [10] F. Nápoles-Rivera, M.G. Rojas-Torres, J.M. Ponce-Ortega, M. Serna-González, M. M. El-Halwagi, Optimal design of macroscopic water networks under parametric uncertainty, *J. Clean. Prod.* 88 (2015) 172–184, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.002>.

APÉNDICE E

En este Apéndice se presentan las portadas de las contribuciones a la investigación.

1 Strategic Planning of an Integrated Fuel Production System with a 2 Fair-Sustainable Approach

3 Aurora del Carmen Munguía-López, Aurora de Fátima Sánchez-Bautista, Mahmoud M. El-Halwagi,
4 and José María Ponce-Ortega*



Cite This: <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c00137>



Read Online

ACCESS |



Metrics & More

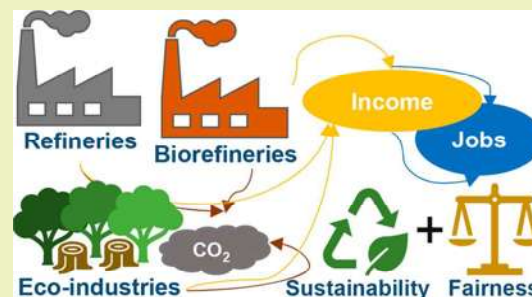


Article Recommendations



Supporting Information

5 **ABSTRACT:** This work introduces a systematic approach for the
6 optimization of an integrated system to produce fuels and simultaneously
7 capture emissions while accounting for fairness schemes and sustainability
8 metrics. The proposed fair-sustainable approach is relevant because a fair
9 allocation of resources is key for long-term sustainability. The considered
10 stakeholders in the integrated system include refineries, biorefineries, and
11 eco-industries (taken in this work as endeavors for forest plantations resulting
12 in capturing emissions). The optimal allocation of income among these
13 stakeholders is analyzed by evaluating different fairness schemes (social
14 welfare, Rawlsian welfare, and Nash approaches) and a sustainability metric
15 (sustainability weighted return on investment). To incentivize the installation
16 of eco-industries, economic compensation options are included. The applicability of the optimization formulation is demonstrated
17 using a case study of Mexico. However, the model is general and can be applied to different case studies. The results show distinct
18 income allocations under the fairness schemes and the sustainability metric. These allocations are compared to their utopic points.
19 Additionally, the avoided emissions and the generated jobs obtained through the distinct schemes are analyzed. The results also
20 show that the Nash scheme can provide fair trade-offs among the stakeholders' income and environmental and social functions.



21 **KEYWORDS:** Biorefineries, Eco-industries, Sustainability, Fairness schemes, Economic compensation

22 ■ INTRODUCTION

23 Sustainable development must balance several objectives
24 including accomplishing specific sustainability metrics and
25 endeavoring toward environmental fairness for stakeholders
26 and communities. An important element of sustainable
27 development is the appropriate allocation of resources, the
28 equity in policies, and implementation as well as equality in
29 outcomes.¹ Global warming is one of the most compelling
30 challenges for humanity. The Intergovernmental Panel on
31 Climate Change issues a stern warning about the dire
32 consequences of global warming unless substantial reductions
33 in greenhouse gas (GHG) emissions are accomplished.² One
34 of the most promising options for the reduction of the carbon
35 footprint associated with energy consumption is the sub-
36 stitution of fossil energy with biofuels. In assessing the
37 environmental benefits of using biofuels, it is important to
38 consider a life-cycle basis while accounting for the supply
39 chains of biofuels.³ Hong et al.⁴ reported the optimization of a
40 biomass supply chain and highlighted the benefits of
41 biorefineries. Furthermore, the potential integration of biofuel
42 supply chains with conventional refineries and carbon capture
43 systems has been investigated.⁵ Afforestation through forest
44 plantations has been proposed as a potential alternative to
45 increase carbon capture. Brunori et al.⁶ estimated the carbon
46 sequestered by an oak plantation during the whole life span

and identified the potential for carbon sequestration of the
47 restoration of degraded lands through the creation of natural
48 sinks for carbon dioxide. Nicoletti et al.⁷ developed a data-
49 driven framework for optimizing biomass and process
50 networks. Florez and Maravelias⁸ developed a superstructure
51 approach to optimize biofuel substitution of fossil fuels.
52 Decentralized and distributed biorefining has also been
53 proposed for reducing the life-cycle carbon footprint of biofuel
54 systems^{9–11} while considering economic and safety objectives.
55 Energy integration in biorefineries can be instrumental in
56 reducing GHG emissions and enhancing profitability.¹²

57 Carbon policies have been reported as another alternative to
58 reduce emissions in the energy sector.¹³ Carbon taxes and
59 incentives have been evaluated in combined heat and power
60 systems involving biogas usage.¹⁴ However, for the considered
61 monetization values, the impact on the design of the system
62 was not significant. Similarly, the impact of carbon policies was
63 evaluated in a power generation system including chemical
64

Received: January 7, 2021

Revised: March 18, 2021



Fair Allocation of Potential COVID-19 Vaccines Using an Optimization-Based Strategy

Aurora del Carmen Munguía-López¹ · José María Ponce-Ortega¹

Received: 16 September 2020 / Revised: 3 November 2020 / Accepted: 5 November 2020
© Springer Nature Singapore Pte Ltd. 2021

Abstract

The fair allocation of resources among multiple stakeholders in any area is a complex challenge for decision-making. This paper presents an optimization strategy for the allocation of COVID-19 vaccines, when they are available, through different fairness schemes (social welfare, Nash, Rawlsian justice, and social welfare II scheme). The applicability of the proposed model is illustrated using the case study of Mexico, including the states of the country as stakeholders. We involve several parameters to guide the allocation, such as the size, risk profiles, and fraction of vulnerable groups in the population. Furthermore, different scenarios of the availability of potential COVID-19 vaccines were evaluated. The social welfare approach is the most commonly used scheme for the allocation of resources. However, we demonstrate that this scheme yields non-unique or multiple solutions (through the social welfare II approach). These social welfare approaches provide inequalities in the allocations that become critical when resources are scarce. Specifically, the social welfare scheme favors large stakeholders (greater population) in all scenarios. We also observe how the complexity of the allocation increases with the higher availability of vaccines. Hence, it is relevant to consider allocation schemes to identify fair solutions.

Keywords Optimization · COVID-19 · Vaccines · Allocation schemes · Mathematical modeling

Introduction

The first outbreak of severe acute respiratory syndrome (SARS) occurred 18 years ago. Since then, several SARS-related coronaviruses (SARSr-CoVs) have been discovered in their natural reservoir host bats (Li et al. 2005). Additionally, serological evidence related to the potential of bat SARSr-CoVs to infect humans has been presented (Wang et al. 2018). Recently, the identification and characterization of the new coronavirus, which caused the epidemic that started on 12 December 2019 in Wuhan, China, have been reported (Zhou et al. 2020). The World Health Organization informed about the official name of the infectious disease caused by this new virus: COVID-19 (WHO 2020a).

COVID-19 is now a pandemic affecting many countries worldwide.

According to the WHO (WHO 2020b), most people recover from the disease without hospital treatment. However, 1 out of 5 patients became seriously ill and developed difficulty in breathing. Furthermore, it has been reported that the COVID-19 case fatality rates are higher for vulnerable groups. These populations include the elderly and those with comorbid conditions, such as diabetes and hypertension (Wu and McGoogan 2020). Unfortunately, for elderly patients with COVID-19, the probability of progressing to severe disease is higher, as well as mortality. The main cause of this is that elderly patients are more prone to multisystem organ dysfunction or even failure (Liu et al. 2020). Additionally, patients with pre-existing comorbidities are at higher risk of developing severe coronavirus infections than patients with a healthy medical history (Garg et al. 2020).

Problems in the allocation of medical resources have arisen worldwide due to the COVID-19 pandemic. For instance, a shortage of N-95 masks for health workers in the USA occurred. This shortage led to the reuse of these masks that are designed for single use. Additionally, in Italy, physicians have proposed giving priority of intensive care beds and ventilators

This article is part of the Topical Collection on *COVID-19: optimization strategies to combat pandemic*

✉ José María Ponce-Ortega
jmponce@umich.mx

¹ Chemical Engineering Department, Building V1, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Ciudad Universitaria, Santiago Tapia S/N, 58060 Morelia, Michoacán, Mexico



Identifying Fair Solutions in the Optimal Design of Integrated Residential Complexes

Aurora del Carmen Munguía-López, Jesús Manuel Núñez-López, José María Ponce-Ortega*

Chemical Engineering Department, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Santiago Tapia S/N, Edificio V1, Ciudad Universitaria, Morelia, Mich. 58060, Mexico

ARTICLE INFO

Keywords:

Allocation schemes
intensification
optimization
residential complex
water and energy integration

ABSTRACT

This paper presents an optimization framework to design an intensified and integrated residential complex that involves satisfying demands and using wastes. The problem is addressed by evaluating distinct allocation schemes (social welfare, Rawlsian welfare, Nash, and Rawlsian-Nash allocation) to identify solutions when the objective functions are considered as stakeholders of the system. To find the optimal design of the complex with the minimum amount of resources, the minimization of the total cost, the freshwater consumption, and the generated emissions are included as objective functions. To fulfill demands (water, electricity, heating, and cooling) and treat the generated wastes, distinct alternatives are considered, such as rainwater harvesting, water treatment and recycling, cogeneration, gasification of solid wastes, and algae cultivation. The resulting formulations are mixed-integer linear and mixed-integer nonlinear programming models. The applicability of the formulation was demonstrated through a case study of a residential complex in Mexico. Results show several optimal solutions that favor distinct stakeholders depending on the evaluated scheme. We also find that the only scheme that gives preference to two objectives is the Nash formulation. When specific weights for the objectives were included, alternative allocations guided simultaneously by the weighting factor and the scheme are found as well.

1. Introduction

Nowadays, increasing water and energy demands represent an important challenge for long-term sustainability [1]. The resource management problem is observed in all sectors, including agricultural systems [2], process industries [3], and housing complexes [4]. Besides optimal management, proper allocation or distribution of resources is required to face this challenge [5].

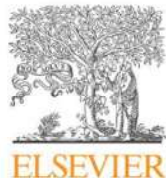
Regarding water management, different approaches have been proposed for its sustainable management at a macroscopic level, involving the synthesis of water networks through treatment units [6], reuse and recycling, as well as storage and rainwater collection systems [7]. Furthermore, Stec and Kordana [8] reported that greywater recycling and rainwater use can be economically valuable and be the basis to improve water management. To improve existing water networks, their reconfiguration based on certain stream properties and considering the costs of the process retrofitting has been studied [9]. The optimization of water networks under parametric uncertainty to consider the change in precipitation patterns has been reported and the results show that the

use of other water sources via a planned schedule of storage and distribution can help to improve sustainability [10]. According to Garcia and You [11], there are key opportunities to optimize the water-energy nexus that include water use reduction and improvement of power generation. In this regard, it was reported that water use can be a constraint for energy generation in the future unless that water-saving measures are implemented [12].

Specifically for housing complexes, an optimization model to design rainwater harvesting systems, which include collection, storing, and distribution to satisfy demands, has been reported [13]. Also, a linear programming model to determine the optimal size of rainwater tanks at a residential unit has been proposed [14]. Particularly for residential complexes, the use of combined heat and power (cogeneration) systems has been reported as well [15]. This process allows for important energy savings while recovering waste heat [16]. Murugan et al. [17] reported a review of recent approaches referring to the use of cogeneration systems in residential applications and their potential issues, as well as areas of improvement. Also, in this type of system, monetization strategies to limit emissions and water usage have been studied [18], as well as the benefits of modifying demand patterns and the corresponding

* Corresponding author.

E-mail address: jmponce@umich.mx (J.M. Ponce-Ortega).



Optimization of municipal solid waste management using a coordinated framework



Aurora del Carmen Munguía-López^a, Victor M. Zavala^b, José Ezequiel Santibañez-Aguilar^c, José María Ponce-Ortega^{a,*}

^aChemical Engineering Department, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Santiago Tapia S/N, Edificio V1, Ciudad Universitaria, Morelia, Mich. 58060, Mexico

^bDepartment of Chemical and Biological Engineering, University of Wisconsin-Madison, 1415 Engineering Dr., Madison, WI 53706, USA

^cSchool of Engineering and Science, Tecnológico de Monterrey, Av. Eugenio Garza Sada 2501, Monterrey 64849, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:

Received 18 April 2020

Revised 5 June 2020

Accepted 4 July 2020

Keywords:

Municipal solid waste

Stakeholders

Coordinated markets

Optimization

Taxation

Waste management

ABSTRACT

Municipal solid waste (MSW) management is an important but complex logistical problem. The deployment of MSW management systems is hindered by the ever-growing generation of waste and the often insufficient infrastructure to manage, process, and dispose of waste. This paper presents a coordinated framework for complex MSW management systems. The framework accommodates multiple key stakeholders in MSW systems, such as suppliers of waste, consumers of waste and derived products, and providers of transportation and processing services. Here, the stakeholders submit bids to a coordinator that solves an optimization problem to determine allocations and clearing prices that maximize the collective profit for all stakeholders and that balance supply and demand for waste and products. Furthermore, the clearing process guarantees that the individual profits are non-negative (no stakeholder loses money). Notably, the framework operates as a competitive market that accelerates transactions between stakeholders and that handles complex logistical constraints that would be difficult to handle in peer-to-peer transactions. The framework also facilitates the integration of policy incentives and the monetization of environmental impacts. In this regard, we evaluate a tax applied to open dump disposal. To illustrate the applicability, an MSW system in Mexico was analyzed as a case study. Results reveal that taxation can be used to incentivize the provision of services for all stakeholders. Specifically, we found that an appropriate tax can completely avoid disposal in open dumps. A tax of 5.1 USD/tonne was identified as the minimum penalization that avoids diverting waste to open dumps.

© 2020 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Waste management is a growing and overwhelming concern around the world; this is particularly true in developing countries, where waste generation is sharply increasing and there is no sufficient collection and processing infrastructure (Yousefloo and Babazadeh, 2020). The lack of these types of systems has led to significant social and environmental issues that increase year by year with the generation of waste. According to the World Bank, the annual solid waste generation globally was 1.3 billion tons in 2012 and is expected to grow to 2.2 billion tons by 2025 (Hoorweg and Bhada-Tata, 2012). In the USA, the waste generation per day is approximately 0.64 MT, followed by Germany with 0.14 MT, Mexico with 0.13 MT, and Japan with 0.10 MT (Das et al., 2019). Landfill space and the collection and processing infrastruc-

ture are becoming increasingly constrained in large urban centers and might require the use of uncontrolled (open dump) sites for disposal (Ojeda-Benitez and Beraud-Lozano, 2003). The use of open dump systems is a common practice in developing countries such as Mexico. The Mexican environmental protection agency (SEMARNAT) reported in 2012 that, of all waste generated in the country, 72% was disposed of at sanitary landfills and regulated sites, 23% was disposed at open dumps, and only 5% was recycled (Semarnat, 2012).

Unfortunately, the environmental, social, and safety impacts of open dump systems have not received as much attention from policy-makers and academics (Medina, 2010). These systems do not provide technologies of controlled landfills, such as leachate treatment, geological protection, and gas treatment (Ojeda-Benitez and Beraud-Lozano, 2003). As a result, methane, produced by the decomposition of organic materials, can leak to the environment and can trigger fires. Also, strong leachates can pollute surface and groundwater. Food leftovers can attract wildlife which

* Corresponding author.

E-mail address: jmponce@umich.mx (J.M. Ponce-Ortega).

1 Optimization Approach to Identify Fair Solutions in the Synthesis of 2 Carbon, Hydrogen, and Oxygen Symbiosis Networks

3 Maricruz Juárez-García, Aurora del Carmen Munguía-López, and José María Ponce-Ortega*



Cite This: <https://dx.doi.org/10.1021/acs.iecr.9b06993>



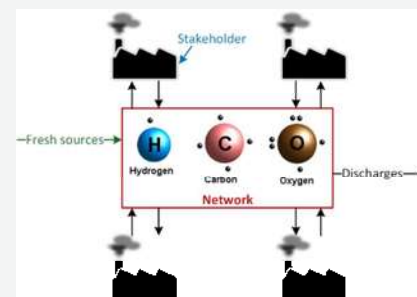
Read Online

ACCESS |

 Metrics & More

 Article Recommendations

4 **ABSTRACT:** The concern about the proper use of mass and heat resources in the
5 industry has led to adopt different alternatives for the operation and performance of the
6 process systems. Schemes such as eco-industrial parks (EIPs) and sustainable cities have
7 the purpose of enhancing the usage of the available resources through an exchange
8 network where different resources are allocated among several industrial processes.
9 Recently, the carbon–hydrogen–oxygen symbiosis networks (CHOSYNs) have been
10 proposed as a special case of EIP, where the multiplant integration allows the exchange of
11 carbon, hydrogen, and oxygen compounds among hydrocarbon processing plants.
12 Previous CHOSYN designs have been focused on determining the most suitable
13 allocation of resources to satisfy the material requirements for each industrial plant and
14 obtain the best economic result for the total integrated system. Notwithstanding, this
15 result usually provides unfair solutions, where the biggest industries have the main economic advantages, leaving aside the
16 profitability of the smallest industries. This paper evaluates distinct allocation schemes in the synthesis of CHOSYNs through an
17 optimization approach to identify fair solutions to allocate the available resources. A mathematical formulation is presented for three
18 different justice schemes to design the material exchange network: social welfare, Rawlsian justice, and Nash schemes. The addressed
19 case study has been previously analyzed through the optimization of the total annual profit, which allows comparing the utilities of all
20 of the plants when the allocation schemes are included.



21 ■ INTRODUCTION

22 Multiplant integration has been presented as a solution to
23 improve the usage of different types of resources in industrial
24 processes.^{1–3} Particularly, mass exchange networks (MENs)
25 have been proposed to save resources such as water,⁴
26 hydrogen,^{5,6} and fuel gas^{7,8} in different industrial processes.
27 For instance, Chew et al.⁹ proposed a mathematical
28 programming model to design interplant water networks and
29 compare direct and indirect integration. Also, an optimization
30 approach to design property-based water networks for
31 industrial facilities accounting for the surrounding watershed
32 and wastewater has been reported.¹⁰ Similarly, the mass
33 integration of eco-industrial parks (EIP) has been studied
34 when considering the reuse of wastewater and environmental
35 constraints through an optimization strategy.¹¹ Furthermore,
36 MENs have been implemented in distinct scales in several
37 industrial processes.^{12,13} Recently, carbon–hydrogen–oxygen
38 symbiosis networks (CHOSYN) were proposed to design
39 sustainable industrial cities and EIP, which involve industrial
40 process plants that deal mainly with carbon, hydrogen, and
41 oxygen compounds.¹⁴ After the introduction of this concept,
42 some approaches have been developed for the design of
43 CHOSYN that involve algebraic models,¹⁵ anchor-tenant
44 approaches,¹⁶ mathematical programming,¹⁷ and also different
45 operation modes in a multiperiod design.¹⁸ Simultaneous

energy and mass integration was also considered in the
synthesis of the CHOSYN configuration.¹⁹

The wide integration among several process plants, as the
case of CHOSYN, presents many opportunities to share mass
and energy streams and save both resources. When the entire
system is analyzed, the economic savings are very attractive.
However, the individual benefit for each participating plant is
not properly distributed. This occurs when several stakeholders
compete for limited resources and benefits (in the case of
unlimited resources, no competition among stakeholders
exist). In the case of limited resources, usually, the greatest
plants are the ones that obtain the greatest benefits.
Unfortunately, they leave aside the smallest plants, but without
these small plants, the integration is not possible. Therefore,
the overall integration, considering the proper benefit for all
participating plants (including the smallest ones), is needed.
That is, besides finding the best economic solution for the
whole system, the multiplant integration also requires to

Received: December 21, 2019

Revised: February 11, 2020

Accepted: March 5, 2020

Published: March 5, 2020



Fairness-guided design of water distribution networks for agricultural lands

Aurora del Carmen Munguía-López^a, Apoorva M. Sampat^b, Eusiel Rubio-Castro^c,
José María Ponce-Ortega^a, Victor M. Zavala^{b,*}

^a Department of Chemical Engineering, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán 58060, México

^b Department of Chemical and Biological Engineering, University of Wisconsin-Madison, Madison, Wisconsin 53706, USA

^c Department of Chemical and Biological Sciences, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa 80000, México

ARTICLE INFO

Article history:

Received 3 June 2019

Revised 23 July 2019

Accepted 18 August 2019

Available online 23 August 2019

Keywords:

Optimization

Agriculture

Resource allocation

Fairness

ABSTRACT

Allocating finite resources (utility) among stakeholders in a fair manner is a nontrivial task. In this work, we provide an optimization framework to design water distribution networks that ensure fair allocations to multiple agricultural lands. Our formulation is a mixed integer nonlinear programming model that uses different schemes (social welfare, Rawlsian welfare, and Nash allocation) to guide water allocations to agricultural lands of varying sizes and over different seasonal periods. We demonstrate the applicability of our model by using a case study in the State of Sinaloa, Mexico. We find that the social welfare approach (the most widely used approach for social planning) yields allocations that are not unique and, as a result, the solution is ambiguous. Moreover, this approach fails to properly capture relative sizes of the stakeholders and tends to favor large stakeholders. We also demonstrate that the Rawlsian welfare approach favors smaller stakeholders but at the expense of more expensive designs; moreover, this approach also suffers from ambiguity due to solution multiplicity. Finally, we demonstrate that the Nash approach provides unique solutions that balance the utilities of large and small stakeholders in a more systematic manner.

© 2019 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Allocating resources and associated wealth (utility) among multiple stakeholders is a fundamental problem in social planning. The allocation is often guided by maximizing the total utility (the sum of players utilities). This solution, also known as the social welfare approach, is intuitive but presents significant deficiencies. In particular, this approach might identify optimal allocations that are non-unique (different allocations give the same maximum social welfare) and that improperly capture stakeholder scales (sizes) (Sampat and Zavala, 2019). For instance, when distributing \$1 million between two stakeholders, an allocation of \$999,000 to the first stakeholder and \$1000 to the second stakeholder gives the same social welfare as the situation in which the allocations are shifted to \$1000 and \$999,000, respectively. Moreover, it is clear that increasing the allocation of the smaller stakeholder from \$1000 to \$2000 yields a significant relative improvement (of 100%) compared to the relative reduction for the

larger stakeholder when changing its allocation from \$999,000 to \$998,000 (−0.1%). Another way of thinking about this issue is that the utility of a very small stakeholder will not influence the decision of the social welfare problem (i.e., can get lost in the “noise”). In summary, the social welfare approach lacks the ability to properly capture stakeholder scales, potentially leading to ambiguity and stakeholder dissatisfaction.

To mitigate the deficiencies of the social welfare approach, a wide variety of alternative utility allocation schemes have been explored in the literature. Rawls (1971) proposed an allocation scheme that seeks to address the scaling issue by maximizing the utility of the smallest stakeholder. Unfortunately, this approach ignores large stakeholders and can also yield non-unique solutions. Nash (1950) and Roth (1979) proposed an allocation approach that maximizes the product of the stakeholder utilities. This approach is equivalent to maximizing the sum of the logarithms of the utilities and thus captures stakeholder scales more naturally; moreover, this approach provides unique allocations. The properties of a wide number of fairness measures have been recently analyzed in Sampat and Zavala (2019). Here, it is shown how the social and Rawlsian welfare fail to satisfy basic axiomatic properties of fairness.

* Corresponding author.

E-mail address: victor.zavala@wisc.edu (V.M. Zavala).



Evaluation of carbon and water policies in the optimization of water distribution networks involving power-desalination plants

Aurora del Carmen Munguía-López^a, Ramón González-Bravo^b, José María Ponce-Ortega^{a,*}

^a Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Departamento de Ingeniería Química, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán 58060, Mexico

^b Escuela de Ingeniería y Ciencias, Tecnológico de Monterrey, Av. Eugenio Garza Sada Sur No. 2501, 64849 Monterrey, Nuevo León, Mexico

HIGHLIGHTS

- An integrated system under evaluation of taxes and tax credits was optimized.
- We found that carbon and water tax credits contribute to attaining higher profits.
- Carbon penalizations and compensations lead to reduction of emissions.
- Water taxes impact on decreasing the water extracted and rising aquifers recharge.
- Tax credits must be applied to the recharge of all aquifers instead separately.

ARTICLE INFO

Keywords:

Carbon emissions
Water management
Tax credits
Optimization
Power-desalination plants
Water distribution networks

ABSTRACT

This paper presents an optimization approach for water distribution networks. The system includes power-desalination plants as well as taxes and tax credits applied to carbon emissions and water management. To find the optimal design of the system, the profit is maximized, whereas the impact of economic penalties and compensations on environmental and social functions is analyzed. The model considers energy and water demands for distinct users (domestic, agricultural and industrial), which can be satisfied by using fossil fuels, biofuels, solar energy, water storage tanks, water from natural sources (aquifers and dams) as well as water and energy generated in dual-purpose power plants. A water management problem in the Sonoran Desert from Mexico is addressed as a case study. Results show important economic benefits, reduction in emissions and generation of jobs, especially when carbon tax credits are involved. With the greatest compensation, the avoided emissions are 59,984 ton CO₂/year, likewise, the maximum values for the number of jobs and profit are attained (12,647 generated jobs and 1635 MM\$/year). Similarly, water taxes and tax credits contribute to finding high profit values as well as benefits in the environmental functions, such as reductions in water extractions and rises in the recharge of aquifers. For instance, with the highest tax, the water extraction decreases to $179 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$ ($104 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$ lower than the reference case) and the recharges of two of the aquifers evaluated in the case study achieve their maximum values (75×10^6 and $73 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{year}$).

1. Introduction

The increasing CO₂ levels in the atmosphere along with water scarcity are a matter of concern worldwide. The impact of greenhouse gas emissions on global warming due to its heat-trapping nature has been previously demonstrated [1]. Most of the generation of energy is from fossil fuel combustion [2]. Consequently, power plants are the main source of CO₂ emissions (about 58% of the global emissions) [3]. On the other hand, global water demand is increasing along with an

immoderate water extraction from domestic, agricultural and industrial sectors. A decrease in water availability is projected worldwide based on current conditions, such as overexploited aquifers and deterioration of wetlands [4]. Furthermore, climate change is considered to have a negative impact on water resources since it modifies the water cycle. Several strategies have been proposed to address these problems. The use of solar energy and biofuels in dual-purpose power plants [5] and polygeneration plants [6] represents an important alternative to produce simultaneously water and electricity as well as to reduce the

* Corresponding author.

E-mail address: jmponce@umich.mx (J.M. Ponce-Ortega).

<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.12.053>

Received 12 July 2018; Received in revised form 10 December 2018; Accepted 11 December 2018
0306-2619/ © 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Analysis of Carbon Policies in the Optimal Integration of Power Plants Involving Chemical Looping Combustion with Algal Cultivation Systems

Aurora del Carmen Munguía-López,[†] Vicente Rico-Ramírez,[‡] and José María Ponce-Ortega^{*,†}

[†]Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Departamento de Ingeniería Química, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, México 58060

[‡]Tecnológico Nacional de México en Celaya, Departamento de Ingeniería Química, Av. Tecnológico y García Cubas S/N, Celaya, Guanajuato, México 38010

Supporting Information

ABSTRACT: Presently, reducing the CO₂ emissions produced by electric energy generation is one of the most relevant challenges. This paper aims to address such a problem by means of proposing an integrated system including (i) chemical looping combustion systems, (ii) power generation cycles, and (iii) algae-to-biodiesel subsystems to utilize carbon dioxide. The developed approach consists of a mixed-integer linear programming model that represents the global system at a macroscopic level and allows finding the optimal design for the integrated system that involves the selection of the optimum fuel and technology for power generation (for both the combustion system and the power cycle) as well as for biodiesel production in all stages of the algae cultivation system. In addition, the impact of different values for economic penalizations and compensations associated with carbon dioxide emissions on the optimum configuration is evaluated. The results show important economic benefits and reductions in emissions, especially when considering the carbon bonus. Furthermore, the optimal trade-offs between multiple objectives (economic and environmental) are discussed through different Pareto sets.

KEYWORDS: Carbon policies, Carbon sequestration, Power plants, Algae systems, Optimization



INTRODUCTION

Nowadays, global temperature rise is a growing concern. The heat-trapping nature of carbon dioxide and other gases was already demonstrated in the mid-19th century. Therefore, the increased levels of greenhouse gases are considered to contribute to the warming of the climate system. According to the Intergovernmental Panel on Climate Change, the human influence on the current warming trend is clear.¹ Since the beginning of the Industrial Revolution, the atmospheric CO₂ concentration has increased by more than a third.² Currently, over 80% of the energy consumption originates from fossil fuel combustion.³ As a consequence, the energy sector is the largest source of carbon dioxide emissions, representing about 58% of global emissions.⁴ In order to tackle this problem, strategies to keep satisfying the increasing demand of electricity and simultaneously reducing CO₂ emissions must be developed.

An innovative technique to capture carbon dioxide in electric power plants is chemical looping combustion (CLC). This process is classified as a variety of post-combustion, oxy-combustion, and pre-combustion, including CO₂ capture to enhance the thermodynamic performance of the power plant.⁵ CLC is an indirect fuel combustion system with the particular characteristic

of allowing the inherent separation of CO₂ from the other flue gas components. Besides, no additional processes to separate the CO₂ are required, the penalty in thermal efficiency is small, and the production of nitrogen oxides is avoided. Unlike conventional combustion, in the CLC technology, there is no direct contact between fuel and combustion air. In addition to this, combustion occurs in two distinct reactors (oxidation and reduction reactors), where a metal working as an oxygen carrier allows the transference of oxygen from combustion air to fuel. Hence, there is no contact between nitrogen and CO₂ either, obtaining a separate stream of exhaust air and another of CO₂. Alternative CLC configurations include extended chemical looping combustion (exCLC), three-reactor chemical looping combustion (CLC3), and the calcium looping process (CLP). In the exCLC technology, a third reactor is added (calcination reactor) along with a carbon carrier. The CLC3 system has also three reactors (one reduction and two oxidation reactors). The CLP configuration consists of two reactors (carbonator and calciner)

Received: December 27, 2017

Revised: February 7, 2018

Published: February 16, 2018

CHAPTER 6

Carbon Policies for Reducing Emissions in Power Plants through an Optimization Framework

*Aurora del Carmen Munguía-López and José María Ponce-Ortega**

1. Introduction

Power generation systems have improved in both efficiency and profitability throughout the years. Nevertheless, addressing the environmental impact has not been a priority. Over 66% of the global electricity production is from fossil fuel combustion (The World Bank, 2014). Consequently, the electricity and heat generation sector is the largest source of carbon dioxide emissions, accounting for about 42% of world emissions from fuel combustion (IEA, 2017). Since the beginning of the Industrial Revolution, the atmospheric CO₂ concentration has increased by more than a third and continues to do so. Specifically, in November 2017, its global concentration was 405.12 ppm and one year later it had already increased to 408.02 ppm (NOA, 2018). According to the Intergovernmental Panel on Climate Change, the human influence on the current warming trend is clear and the scientific evidence for warming of the climate system is unequivocal (IPCC, 2013). The rise in carbon dioxide concentration in the atmosphere is a worldwide matter of concern due to its impact on global warming. The heat-trapping nature of carbon dioxide and other gases was already demonstrated in the mid-19th century. As fossil fuels are expected to remain the primary resource for producing electricity in the immediate future, there is a need to develop strategies to tackle this problem. These strategies must include alternatives to reduce emissions and simultaneously satisfy the increasing electricity demand.

From an optimization perspective, several macroscopic systems involving the integration of processes and the evaluation of different configurations have been proposed. These approaches consist of developing mathematical model formulations to find the optimal design of the system. The optimization model can be formulated considering a single objective (typically economic) or multiple objectives (e.g., economic, environmental and social). Through multi-objective optimization, tradeoffs between the objective functions can be found. Thus, the profitability and the other objectives of the system can be analyzed simultaneously by a set of optimal solutions. Particularly for reducing emissions in power plants, integrated systems involving processes to capture and utilize carbon have been proposed. Furthermore, the combined use of fossil and non-fossil fuels along with novel configurations to satisfy power demands has been widely reported. This type of system is usually analyzed at a macroscopic level since the

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Departamento de Ingeniería Química, Francisco J. Mujica S/N, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, México, 58060.

* Corresponding author: jmponce@umich.mx