



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

ADE

Facultad de Administración
y Dirección de Empresas /UPV

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

Facultad de Administración y Dirección de Empresas

Una hoja de ruta para la prestación de servicios sostenibles
de educación superior a través del Análisis de Ciclo de
Vida

Trabajo Fin de Máster

Máster Universitario en Gestión de Empresas, Productos y
Servicios

AUTOR/A: Torre García, Andre Joel

Tutor/a: Peiró Signes, Ángel

Cotutor/a externo: Vázquez Rowe, Ian

CURSO ACADÉMICO: 2023/2024

RESUMEN

Las universidades son actores clave en la promoción del desarrollo sostenible debido a su capacidad de generar conocimiento y formar a futuros líderes. Sin embargo, su operación diaria genera impactos ambientales significativos derivados de sus operaciones, incluyendo el consumo energético, la generación de residuos y la movilidad de estudiantes y profesores. A pesar de los esfuerzos recientes por adoptar políticas sostenibles y participar en rankings de sostenibilidad, estos enfoques suelen ser limitados al centrarse prioritariamente en indicadores vinculados a la huella de carbono, y no ofrecer una visión holística del amplio espectro de impactos ambientales generados por las universidades. Por tanto, la principal novedad de esta investigación radica en el desarrollo de una metodología holística basada en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), en el ámbito de la educación superior que, a pesar de su naturaleza académica, no cuenta con muchas investigaciones al respecto. Para ello, se adoptó como caso de estudio la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP), con el objetivo de establecer una metodología capaz de forjar una hoja de ruta hacia la sostenibilidad de los campus universitarios. Específicamente, se evaluaron tres estrategias: la instalación de paneles solares fotovoltaicos, la implementación de un digestor anaerobio para la gestión de residuos alimenticios y la operación de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) para la reutilización de agua.

Los resultados del estudio indican que la estrategia más efectiva para reducir los impactos ambientales en la PUCP es la instalación de paneles solares fotovoltaicos, debido a su capacidad para evitar impactos significativos en las áreas de protección vinculadas a la preservación de recursos y ecosistemas. En segundo lugar, la implementación de un digestor anaerobio mostró un desempeño moderado pero consistente en todas las categorías de impacto, destacando por su capacidad de reducir la generación de residuos y contribuir a la generación de energía. Sin embargo, la operación de la EDAR para la reutilización de agua, aunque relevante desde una perspectiva de ahorro hídrico, presentó mayores impactos debido a los altos requerimientos energéticos y el uso de productos químicos durante su operación. En definitiva, el ACV permitió entender los impactos generados y evitados por cada una de las estrategias propuestas, proporcionando una base más sólida para la toma de decisiones informadas en el contexto de la educación superior.

DEDICATORIA

A mis padres William y Shery; hermanos Diego, Pamela y Luciana; y abuelos Emma, Joel, Julia y Tomás; por el apoyo constante y motivación para alcanzar mis objetivos.

A mis tíos Patsy y Johnny; a mis primas Merche y Paula; por su apoyo y hospitalidad durante toda mi estadía en España.

A todos aquellos que participaron directa o indirectamente en la elaboración de esta tesis.

André

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer de manera especial a mis mentores Ángel Peiró e Ian Vázquez por su apoyo directo e indirecto durante todo el desarrollo de esta tesis. Gracias por ser unos profesionales comprometidos con el desarrollo de sus alumnos.

Asimismo, quiero agradecer a Ramzy Kahhat por sus consejos y comentarios, y mostrarse siempre predispuesto a contribuir con este trabajo de investigación.

Por último, a la Universidad Politécnica de Valencia y la Pontificia Universidad Católica del Perú, por haberme formado de manera integral.

¡Gracias a todos ustedes!

Andre

ÍNDICE GENERAL

1. Introducción	1
2. Objetivos	4
2.1. Objetivo general	4
2.2. Objetivos específicos.....	4
3. Estado del arte	5
3.1. Antecedentes del estudio: huella de carbono institucional.....	5
3.1.1. Categoría 1	7
3.1.2. Categoría 2	8
3.1.3. Categoría 3	9
3.1.4. Categoría 4	11
3.1.5. Categoría 5	12
3.1.6. Categoría 6	13
3.2. Estrategias adoptadas por las universidades para incrementar su sostenibilidad..	14
3.3. Nexos comida-agua-energía	16
3.3.1. Energía solar fotovoltaica.....	18
3.3.2. Reúso de agua residual	23
3.3.3. Digestión anaerobia.....	25
4. Métodos y materiales	29
4.1. Sistema solar fotovoltaico	29
4.2. Sistema de digestión anaerobia	31
4.3. Sistema de reúso de agua	35
4.4. Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	38
4.4.1. Definición del objetivo y el alcance	39
4.4.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV).....	39
4.4.3. Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV)	40
4.4.4. Interpretación	43
4.4.5. SimaPro	44
5. Resultados y discusión	45
5.1. Diseño del sistema solar fotovoltaico.....	45
5.2. Diseño del sistema de digestión anaerobia.....	47
5.3. Diseño del sistema de reúso de agua	48
5.4. Análisis de Ciclo de Vida (ACV).....	52
5.5. Discusión de resultados	60
6. Conclusiones	63
7. Referencias	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Descripción de las seis categorías de emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) de acuerdo con los lineamientos del ISO 14064-2018.....	5
Figura 2. Relevancia porcentual de las categorías de emisiones para los años 2019 y 2022, en el que se evidencia que la Categoría 3 (transporte) y la Categoría 6 (alimentación de la comunidad universitaria) son las principales responsables de la huella de carbono total de la PUCP.....	7
Figura 3. Relevancia porcentual de las diversas fuentes de emisión directa de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la Categoría 1, para los años 2019 y 2022.	8
Figura 4. Relevancia porcentual de las diversas fuentes de energía (i.e., Categorías 1 y 2) y de los gases de efecto invernadero (GEIs) para los años 2019 y 2022.....	9
Figura 5. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) derivados de los diferentes mecanismos de traslado para los años 2019 y 2022.	10
Figura 6. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) procedentes del traslado de alumnos, docentes y no docentes para los años 2019 y 2022.	10
Figura 7. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la Categoría 4 para los años 2019 y 2022.....	12
Figura 8. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la alimentación de la comunidad PUCP para los años 2019 y 2022,	13
Figura 9. Esquema típico de un panel fotovoltaico capaz de generar electricidad.....	19
Figura 10. Componentes principales de un sistema solar fotovoltaico.	20
Figura 11. Esquema del proceso de digestión anaerobia, identificando las bacterias involucradas en el proceso de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.	27
Figura 12. Marco metodológico propuesto para la estimación de un indicador económico-ambiental que permita mejorar la toma de decisiones en la selección de estrategias para linearse con los principios de sostenibilidad.....	29
Figura 13. Consumo energético del campus de la PUCP durante el año 2022.	30
Figura 14. Extensión del campus de la PUCP dividido en tres sectores, en los cuales se realizaron las mediciones de caudal y calidad de agua.....	35
Figura 15. Espacio restringido de 500 m ² destinado a la construcción y operación de la EDAR destinada al reúso de aguas residuales para riego.	36

Figura 16. Configuración típica de un biorreactor de membrana (MBR), que integra un reactor biológico y una membrana de filtración capaz de remover eficazmente los patógenos.	37
Figura 17. Etapas de la metodología del análisis de ciclo de vida (ACV).	38
Figura 18. Descripción general de las categorías de impacto que se cubren en el Metodología ReCiPe 2016 y su relación con las áreas de protección.	42
Figura 19. Reporte generado en la plataforma <i>Global Solar Atlas</i> para el diseño del sistema solar fotovoltaico del campus de la PUCP.....	45
Figura 20. Demanda energética y generación de energía solar mensual para el campus de la PUCP.....	46
Figura 21. Esquema de la EDAR del campus de la PUCP, que tiene incorporado un biorreactor de membrana (MBR).....	49
Figura 22. Contribución relativa de los impactos generados o evitados durante fabricación de paneles solares y la generación de energía solar en el sistema solar fotovoltaico para las 18 categorías de impacto.	55
Figura 23. Pesos relativos de los impactos generados por la digestión anaerobia, desagregando las contribuciones de energía generada, fertilizantes evitados y emisiones en cada una de las 18 categorías de impacto.....	56
Figura 24. Pesos relativos de los impactos generados por el sistema de reúso de agua, desagregando los recursos empleados para la construcción y operación de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR), fertilizantes evitados y recuperación de agua para las 18 categorías de impacto.....	57

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Estrategias adoptadas por las universidades para incrementar su sostenibilidad.	16
Tabla 2. Cantidades de nutrientes presentes en los biosólidos generados durante la digestión anaerobia en comparación con un fertilizante comercial (Robles-Aguilar et al., 2019).	33
Tabla 3. Recopilación de los factores utilizados para estimar las emisiones del digestato al aire y al agua.	34
Tabla 4. Calidad del agua del influente de la EDAR del campus de la PUCP.....	36
Tabla 5. Resultados del diseño del digestor anaerobio para los desechos de comida, incluyendo la generación neta de energía, la producción de biosólidos y las emisiones al ambiente.	48
Tabla 6. Calidad de agua esperado en el efluente de la EDAR, distinguiendo la calidad requerida para el riego de jardines y le descarga en el sistema de alcantarillado.	49
Tabla 7. Consumo de recursos por 1 m ³ de agua residual tratada (Torre et al., 2024)...	50
Tabla 8. Recursos y procesos asociados a la construcción de un metro cúbico de infraestructura de hormigón armado dentro de una EDAR (Foley et al., 2010).....	51
Tabla 9. Resultados del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) a nivel <i>midpoint</i> , que permite comparar el desempeño ambiental del sistema solar fotovoltaico, digestión anaerobia y el sistema de reúso de agua, para 18 categorías de impacto.	52
Tabla 10. Impactos generados o evitados a nivel <i>midpoint</i> por millón de euro invertido.	58
Tabla 11. Resultados de los impactos a nivel <i>endpoint</i> correspondientes a las áreas de protección de salud humana, ecosistemas y recursos.	59

1. Introducción

Las universidades desempeñan un papel fundamental en la sociedad a través de la generación de conocimiento, formación de futuros líderes y el desarrollo tecnológico (Tu et al., 2015). En ese contexto, las universidades deben también asumir un rol protagónico en la promoción del desarrollo sostenible global, puesto que representan centros de enseñanza e investigación, capaces de multiplicar y difundir el conocimiento (Jürgens et al., 2023). Por lo tanto, considerando que las universidades son referentes sociales, resulta imperativo que incluyan principios de sostenibilidad dentro de sus operaciones diarias (Filimonau et al., 2021). En dicho sentido, durante las últimas dos décadas un número creciente de universidades se han comprometido a proponer e implementar políticas que les permitan alinearse con el desarrollo sostenible y, más recientemente, con los retos que brindan los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero – GEI (Lozano, 2011; Melville-Rea & Arndt, 2024). Recientemente, en 2021, alrededor de 1,050 universidades provenientes de 68 países, se comprometieron a eliminar sus emisiones de carbono, y alcanzar la carbono-neutralidad en 2050 (Yu & Dong, 2024). Cabe resaltar los esfuerzos de las Universidades de Leuphana de Lüneburg (Alemania), Charles Sturt (Australia) y San Francisco (Estados Unidos), que alcanzaron la neutralidad de carbono en 2014, 2016 y 2019, respectivamente (Wang et al., 2023).

A pesar de los esfuerzos recientes de las universidades por integrar políticas de sostenibilidad, estas aún generan impactos ambientales significativos derivados del consumo de recursos en las actividades académicas y de esparcimiento (Smyth et al., 2010). Para entender la magnitud del problema, solo los servicios de educación superior de Estados Unidos atienden ca. 20 millones de estudiantes (Snyder et al., 2019); y 254 millones de estudiantes están inscritos en universidades alrededor del mundo (UNESCO, 2024). En concreto, Filimonau et al. (2021) y Jürgens et al. (2023) indican que los principales impactos provienen de la movilidad de alumnos y profesores (i.e., uso de combustibles fósiles), consumo energético, demanda de alimentos, consumo de agua y generación de desechos. Para hacer frente a ello, algunas universidades actúan como “miniciudades” y, por tanto, cuentan con su propio sistema energético, de gestión de residuos, de transporte bajo en carbono (e.g., bicicletas) y estación depuradora de aguas residuales – EDAR (Valls-Val & Bovea, 2021).

Actualmente, existen diversos intentos por comparar el nivel de sostenibilidad de las universidades mediante rankings y puntuaciones ambientales (Dawodu et al., 2022). Entre ellos, el GreenMetric desarrollado por la Universidad de Indonesia, es uno de los primeros indicadores en abordar la sostenibilidad desde una perspectiva económica, social y ambiental (Abejón et al., 2020). Además, el *QS World University Ranking* ha desarrollado una metodología que evalúa el impacto ambiental y social de las universidades utilizando ocho indicadores (i.e., *QS Sustainability Ranking*), como la membresía en grupos de acción climática reconocidos oficialmente para alcanzar la neutralidad de carbono; la inclusión de temas de ciencia climática y sostenibilidad en el currículo; e impactos sociales como la transferencia de conocimiento (Lightfinch, 2022). Por su parte, el *Times Higher Education (THE)* proporciona calificaciones de desempeño para las universidades considerando los ODS establecidos por las Naciones Unidas para cumplir con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible (THE, 2024). Este enfoque incluye la evaluación de metas como agua limpia y saneamiento, producción y consumo responsables, acción climática, basándose en publicaciones recientes y actividades de las universidades relacionadas con estos objetivos (Burmam et al., 2021).

Sin embargo, estos métodos de evaluación presentan limitaciones significativas, ya que una comparación ambiental de sistemas complejos como las universidades utilizando indicadores seleccionados no proporciona una visión holística de sus impactos (Jürgens et al., 2023). En este contexto, el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) representa una herramienta más avanzada y completa para cuantificar los impactos ambientales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto, servicio u organización (Silva et al., 2015). Un aspecto relevante es que el ACV permite incluir otros impactos ambientales relevantes, algunos de los cuales están tipificados dentro de los límites planetarios (Richardson et al., 2023), como la eutrofización, acidificación, uso de agua, agotamiento de recursos, entre otros, que son generalmente obviados al medir únicamente la huella de carbono (Rebitzer et al., 2004). Por lo tanto, el ACV permite una evaluación más detallada y rigurosa de los impactos ambientales, proporcionando una base sólida para la toma de decisiones y la implementación de estrategias sostenibles en las universidades (Yu & Dong, 2024). En definitiva, la adopción del ACV permite abordar las limitaciones de los rankings tradicionales y ofrecer un enfoque más integral para la gestión ambiental en el ámbito académico.

En ese contexto, la presente investigación propone una metodología para establecer una hoja de ruta hacia la sostenibilidad en el contexto de la educación superior, utilizando el ACV. El caso de estudio se centra en la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP), ubicada en el distrito de San Miguel, en la ciudad de Lima (Perú). Sin embargo, la metodología propuesta puede ser replicada y adaptada por otras instituciones educativas superiores. Específicamente, el estudio tiene como objetivo evaluar ambiental y económicamente tres medidas clave para mejorar la sostenibilidad en los campus universitarios: la instalación de paneles solares, la implementación de un digestor anaerobio para el tratamiento de residuos alimenticios de los comedores universitarios, y la operación de una EDAR para la reutilización de agua. En otras palabras, el presente estudio aborda el nexo agua-energía-comida (Ali & Acquaye , 2024), que es fundamental para alinearse progresivamente con la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. En ese sentido, la investigación espera desarrollar un indicador económico-ambiental que permita priorizar estrategias sostenibles, facilitando la toma de decisiones informadas por parte de los gestores universitarios.

La novedad de esta investigación radica en la aplicación de una metodología holística como el ACV en el ámbito de la educación superior que, a pesar de su naturaleza académica, no cuenta con muchas investigaciones al respecto (Yu & Dong, 2024). Esto se debe, en gran medida, al creciente interés de los gestores universitarios por mejorar únicamente los criterios propuestos en los rankings que miden la sostenibilidad de las instituciones de educación superior, dado que estos son indicadores socialmente aceptados para medir la reputación nacional e internacional de las universidades. En definitiva, este enfoque actual representa una visión miope de los impactos generados en el campus y las potenciales soluciones. Además, este estudio se centra en una universidad del Sur Global, un área geográfica que ha recibido menos atención en la literatura científica. El público objetivo de este estudio incluye a gestores universitarios, responsables de políticas educativas y académicos interesados en la sostenibilidad en la educación superior. Asimismo, los resultados de la investigación pueden ser de interés para organizaciones gubernamentales y no gubernamentales que buscan promover prácticas sostenibles en las instituciones educativas. Se espera que los resultados del estudio contribuyan con la toma de decisiones en el ámbito de la sostenibilidad de las universidades, reduciendo los impactos ambientales y aprovechando eficientemente los recursos económicos.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

- Desarrollar una metodología basada en el ACV para establecer una hoja de ruta hacia la sostenibilidad en universidades, utilizando como caso de estudio la PUCP, con el fin de evaluar el impacto ambiental y económico de estrategias para la gestión sostenible de recursos.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar los puntos críticos de impacto ambiental derivados de la operación de la universidad.
- Diseñar un sistema fotovoltaico para la recuperación de energía solar.
- Diseñar un digestor anaerobio para el tratamiento de residuos alimenticios.
- Diseñar una estación depuradora de aguas residuales que permita la recuperación de agua para el riego de los jardines universitarios.
- Estimar los impactos ambientales del sistema fotovoltaico, digestión anaerobia y el sistema de recuperación de agua siguiendo la metodología de ACV.
- Desarrollar un indicador económico-ambiental que permita la priorización de las estrategias planteadas.

3. Estado del arte

3.1. Antecedentes del estudio: huella de carbono institucional.

La Red Peruana de Ciclo de Vida y Ecología Industrial (PELCAN) se encargó de medir la huella de carbono (HC) institucional (i.e., también denominada corporativa) de la PUCP para los años 2019 y 2022 (Parodi et al., 2024), utilizando las 6 categorías definidos en el ISO 14064-1 (ISO, 2018). Dado que, en parte del periodo de análisis, la humanidad fue afectada por la pandemia de COVID-19, el alcance del estudio incluyó también la estimación de la HC que pudo haber sido transferida a las viviendas de la comunidad universitaria, puesto que a partir del 2020 gran parte de las actividades se llevaron a cabo de forma telemática. De hecho, las actividades fueron recobrando el nivel de presencialidad, hasta al alcanzar la semipresencialidad en el primer semestre del 2022, y la presencialidad total aún en el segundo semestre del 2022. En la Figura 1, se describen las 6 categorías de emisiones directas e indirectas que delimitan el alcance de la HC institucional.

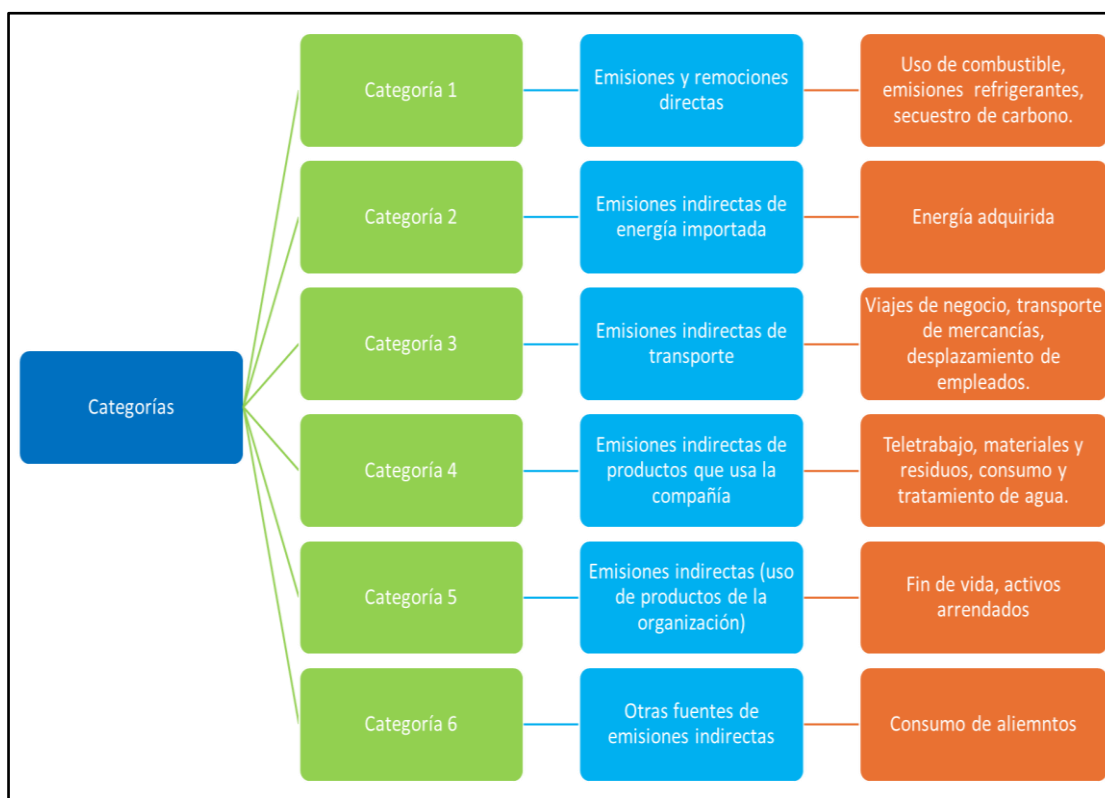


Figura 1. Descripción de las seis categorías de emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) de acuerdo con los lineamientos del ISO 14064-2018.

Fuente: Adaptado de ISO (2018)

El estudio realizado por Parodi et al. (2024) sobre la HC institucional de la PUCP revela una reducción significativa de las emisiones de GEI entre los años 2019 y 2022. Durante este período, las emisiones totales de GEI disminuyeron de 35,655 t CO₂eq en 2019 a 22,817 t CO₂eq en 2022, lo que representa una reducción del 36 %. Esta disminución estuvo marcada principalmente por una significativa reducción en las emisiones de la Categoría 3, que abarca el transporte de la comunidad universitaria. Específicamente, las emisiones en esta categoría disminuyeron en 11,853 t CO₂eq, lo que constituye el 92 % de la reducción total observada en 2022 en comparación con 2019. Esta caída puede atribuirse a la reducción de la presencialidad en la PUCP debido a la pandemia de COVID-19, que provocó una disminución considerable en la necesidad de transporte de estudiantes, profesores y personal administrativo, no solo en cuanto a los desplazamientos internos en la ciudad para acudir o regresar del campus, sino también a menores desplazamientos nacionales e internacionales para acudir a conferencias académicas u otras actividades de representación de la universidad. Además, las emisiones directas relacionadas con el uso de combustibles fósiles y emisiones de refrigerantes (Categoría 1) también mostraron una reducción notable, pasando de 333.5 t CO₂eq en 2019 a 197.8 t CO₂eq en 2022, lo que refleja una disminución del 41 %.

El análisis detallado de las diferentes categorías (ver Figura 2) de emisión muestra que la Categoría 3 (transporte) y la Categoría 6 (alimentación de la comunidad universitaria) son las principales responsables de la HC total de la PUCP, representando conjuntamente el 83 % de las emisiones en 2019 y el 79 % en 2022 (Parodi et al., 2024). La Categoría 6, relacionada con el consumo de alimentos, mantuvo niveles relativamente estables, contribuyendo con 11,359 t CO₂eq en 2022, un ligero aumento en comparación con 2019. En contraste, las categorías 1 y 2, que comprenden las emisiones directas por uso de combustibles fósiles y emisiones indirectas por consumo de energía eléctrica, representan aproximadamente el 10 % del total de la HC. La reducción en estas categorías suele ser más factible mediante mejoras estructurales y tecnológicas, como la implementación de energías renovables y la mejora en la eficiencia energética. En cambio, las categorías 3 y 6, que están más relacionadas con comportamientos sociales, requerirán políticas de responsabilidad social y cambios en los hábitos de consumo para lograr reducciones significativas a largo plazo. Finalmente, Parodi et al. (2024) recomiendan que las políticas ambientales de la PUCP se centren también en las categorías 4 y 5, enfocadas en el teletrabajo, el consumo de materiales y los activos arrendados, para lograr una reducción más integral de las emisiones.

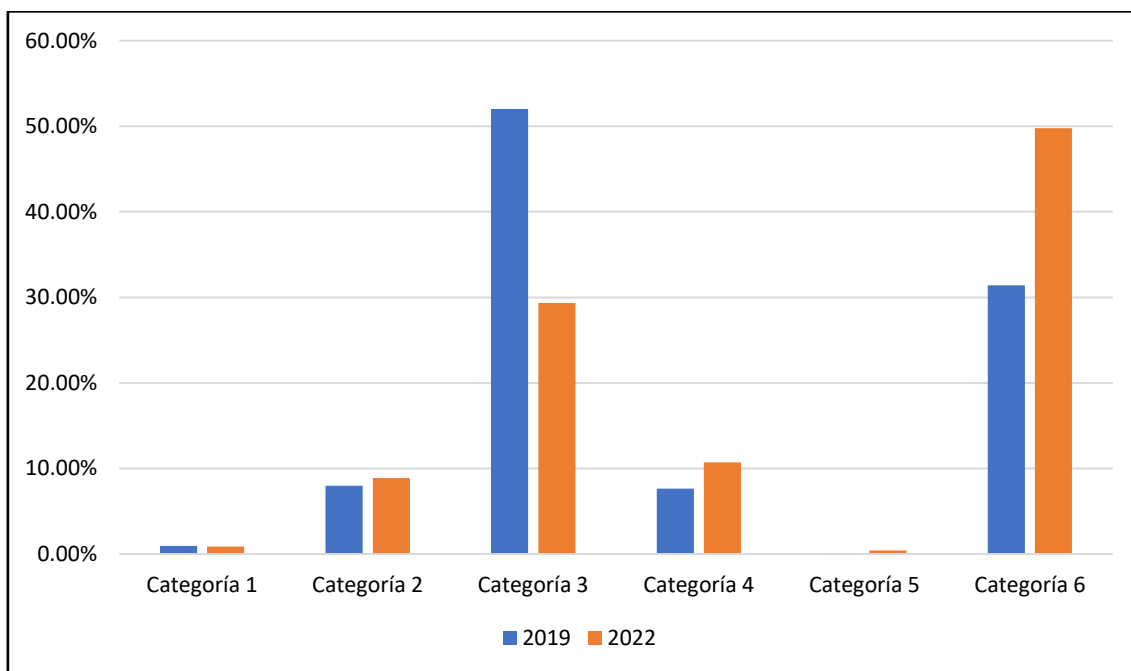


Figura 2. Relevancia porcentual de las categorías de emisiones para los años 2019 y 2022, en el que se evidencia que la Categoría 3 (transporte) y la Categoría 6 (alimentación de la comunidad universitaria) son las principales responsables de la huella de carbono total de la PUCP.

Fuente: Adaptado de Parodi et al. (2024)

3.1.1. Categoría 1

Según Parodi et al. (2024), las emisiones de GEI en la Categoría 1 de la PUCP, están dominadas por el uso de gases refrigerantes, particularmente R-410A y R-22, los cuales representaron las mayores fuentes de emisión en 2019 y 2022. En 2019, R-410A contribuyó con el 36.8 % y R-22 con el 23.2 % de las emisiones totales de esta categoría, mientras que, en 2022, la participación de R-22 se incrementó notablemente hasta el 64.1 %, y R-410A disminuyó a un 29.4 % (ver Figura 3). En contraste, las emisiones relacionadas con el uso de combustibles fósiles como el gas natural y GLP fueron menores, pero aún significativas, y su reducción contribuyó de manera importante a la disminución total de GEI en esta categoría. Específicamente, las emisiones totales de GEI en la Categoría 1 pasaron de 333 t CO₂eq en 2019 a 198 t CO₂eq en 2022, lo que representa una disminución del 40.7 %. La reducción en el uso de GLP fue clave, explicando el 63 % de la disminución, mientras que la reducción en el uso de combustibles fósiles como el gas natural y el diésel explicó el 24 % adicional (Parodi et al., 2024).

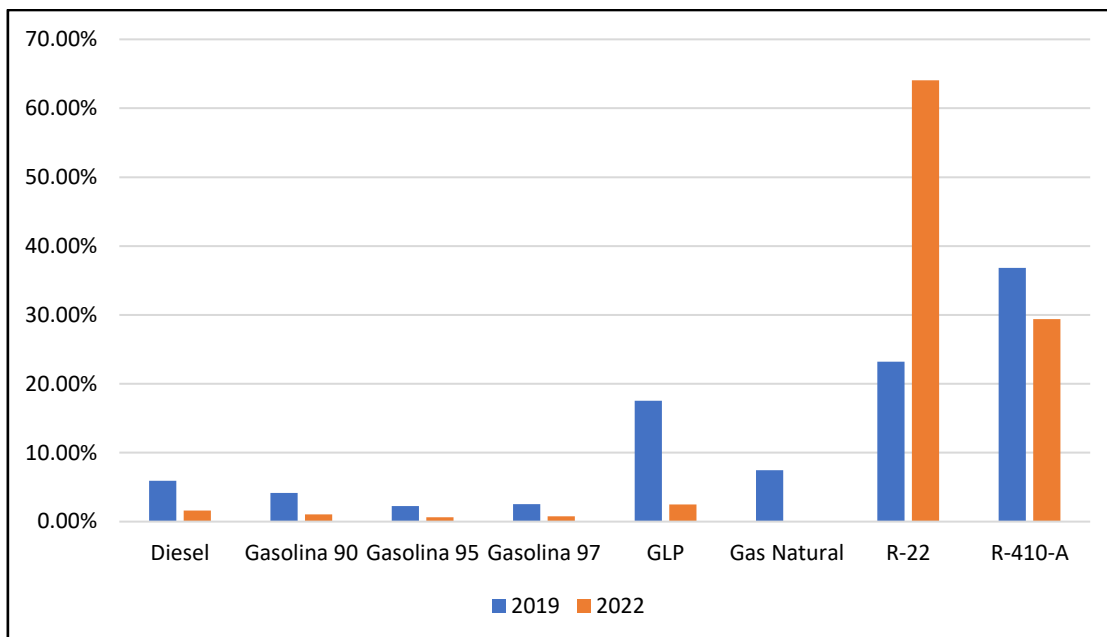


Figura 3. Relevancia porcentual de las diversas fuentes de emisión directa de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la Categoría 1, para los años 2019 y 2022.

Fuente: Adaptado de Parodi et al. (2024)

Para mitigar aún más las emisiones de GEI en la PUCP, Parodi et al. (2024) recomiendan la implementación de varias estrategias enfocadas en la sustitución de los gases refrigerantes con alto potencial de calentamiento global, como R-22 y R-410A, por otros más inocuos como el R32 (i.e., fluoruro de metileno). Este gas tiene un potencial de calentamiento global significativamente menor y no afecta la capa de ozono. Además, se sugiere la reducción de fugas en los sistemas de refrigeración existentes y la optimización de la ventilación natural en los edificios de la universidad para disminuir la dependencia de los sistemas de aire acondicionado.

3.1.2. Categoría 2

Las emisiones de GEI de la Categoría 2 en la PUCP, relacionadas con el consumo eléctrico, mostraron una reducción significativa en 2022 en comparación con 2019 (Parodi et al., 2024). Específicamente, las emisiones se redujeron en 822,14 kg CO₂eq, lo que representa una disminución del 29 % respecto al año 2019. Esta reducción se explica en parte por la menor actividad presencial en la universidad debido a la pandemia, que llevó a una disminución en el consumo de energía de ca. 15,800 MWatt en 2019 a ca. 9,300 MWatt en 2022. Sin embargo, la reducción de emisiones no fue proporcional a la caída en la presencialidad académica, que se redujo en un 64 % en el mismo periodo. Esto sugiere que una parte significativa del consumo eléctrico de la PUCP es fijo, asociado a operaciones esenciales que se mantuvieron activas incluso durante los periodos de

virtualidad, como la iluminación, la seguridad y el mantenimiento de infraestructuras críticas.

En la Figura 4, se evidencia que el consumo eléctrico es la principal fuente de emisiones en la Categoría 2, representando aproximadamente el 91 % de las emisiones totales de GEI en 2022, un ligero aumento respecto al 90 % en 2019. Esto resalta la importancia del consumo eléctrico como el mayor contribuyente a las emisiones de GEI en la universidad, y subraya la necesidad de implementar medidas de eficiencia energética. El análisis mensual mostró que, a pesar de la reducción de actividades, el consumo eléctrico base siguió siendo significativo, con un promedio de 128 t CO₂eq mensual. Para lograr una reducción más efectiva de las emisiones, Parodi et al. (2024) sugieren un monitoreo más detallado del consumo por sectores y la implementación de estrategias de eficiencia energética en áreas de mayor demanda, así como la implementación de energías renovables (e.g., energía solar).

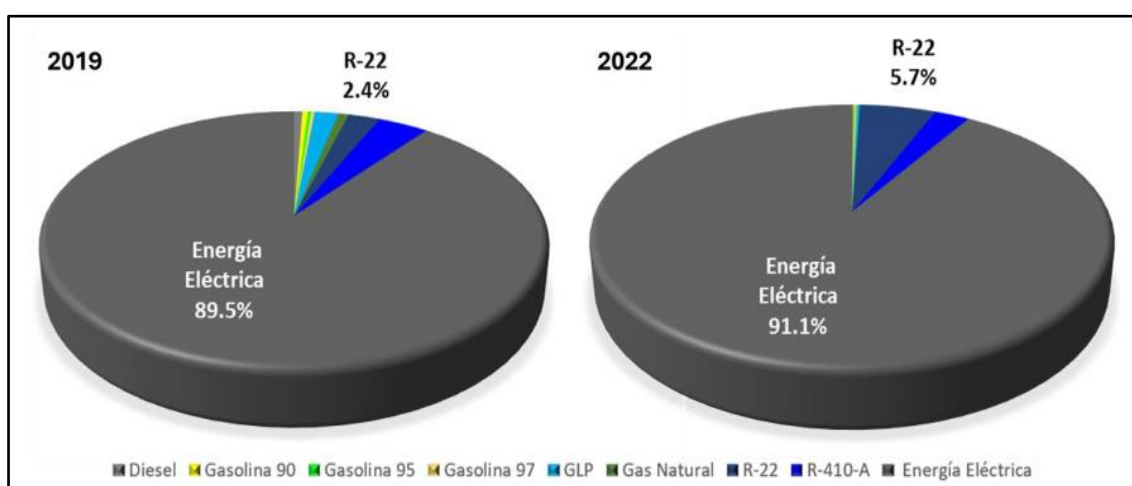


Figura 4. Relevancia porcentual de las diversas fuentes de energía (i.e., Categorías 1 y 2) y de los gases de efecto invernadero (GEIs) para los años 2019 y 2022.

Fuente: Parodi et al. (2024)

3.1.3. Categoría 3

Las emisiones de GEI asociadas con la Categoría 3, que incluyen los traslados terrestres y aéreos de la comunidad PUCP, experimentaron una significativa reducción entre 2019 y 2022. En 2019, las emisiones totales para esta categoría fueron de 18,551 t CO₂eq, mientras que en 2022 se redujeron a 6,698 t CO₂eq, lo que representa una disminución del 64 % (Parodi et al., 2024). Esta reducción es atribuible principalmente a la disminución de la presencialidad debido a la pandemia de COVID-19, que limitó los desplazamientos diarios al campus y los viajes aéreos relacionados con actividades académicas y administrativas.

En cuanto a los traslados terrestres, se observó que estos contribuyeron con la mayor parte de las emisiones en ambos años analizados (ver Figura 5). En 2019, los traslados terrestres generaron 15,950 t CO₂eq, mientras que en 2022 se redujeron a 5,828 t CO₂eq (Parodi et al., 2024). Dentro de este grupo, el transporte de los alumnos fue el mayor contribuyente, representando aproximadamente el 92 % del total en ambos años (ver Figura 6). Esta cifra subraya la importancia de los desplazamientos estudiantiles en la HC de la PUCP y destaca la necesidad de implementar estrategias que promuevan el uso de transporte más sostenible entre los estudiantes.

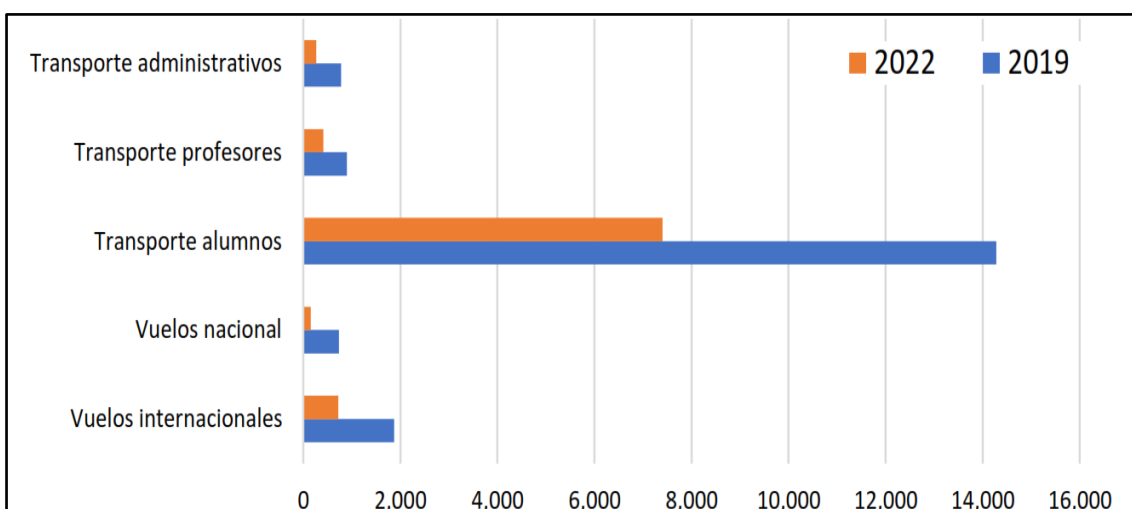


Figura 5. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) derivados de los diferentes mecanismos de traslado para los años 2019 y 2022.

Fuente: Parodi et al. (2024)

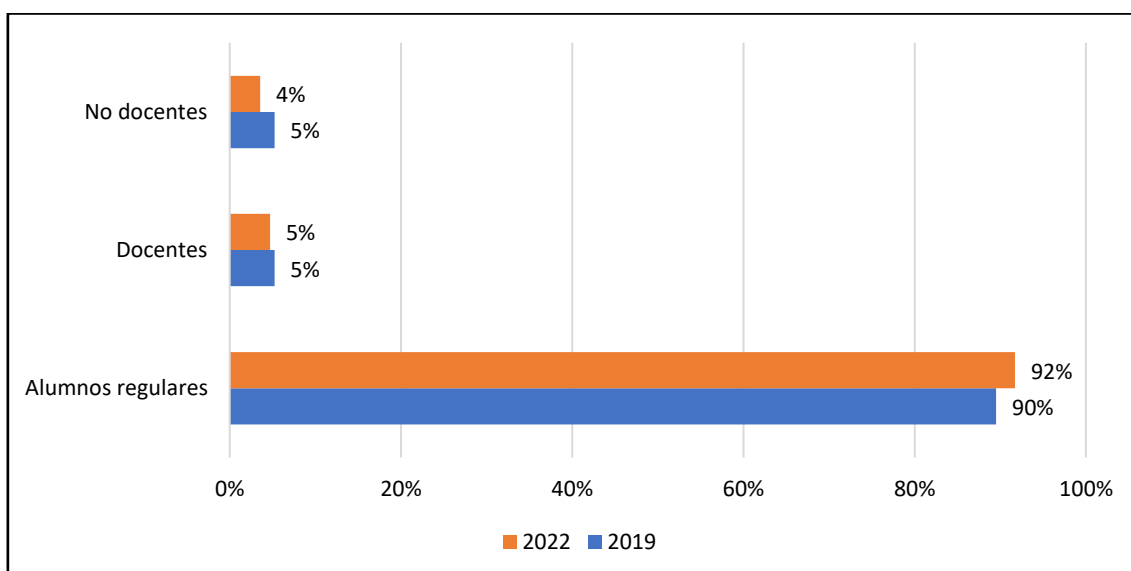


Figura 6. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) procedentes del traslado de alumnos, docentes y no docentes para los años 2019 y 2022.

Fuente: Adaptado de Parodi et al. (2024)

En paralelo, las emisiones de los traslados aéreos también mostraron una reducción notable. En 2019, los vuelos internacionales y nacionales generaron un total de 2,601 t CO₂eq, con una mayor proporción atribuida a los vuelos internacionales (i.e., 1,870 t CO₂eq). Para 2022, estas emisiones disminuyeron a 870 t CO₂eq, con una reducción del 61% en vuelos internacionales y del 79 % en vuelos nacionales respecto al 2019 (Parodi et al., 2024). En términos relativos, los vuelos internacionales representaron ca. el 72% de las emisiones de GEI en 2019; mientras que ca. el 83 % en 2022. Complementariamente, los vuelos nacionales representaron alrededor del 28 % en 2019; mientras que el 18 % en 2022. Esta diferencia puede estar relacionada con la mayor y más rápida reapertura de actividades presenciales en Europa y Norteamérica durante 2022, lo que influyó en los patrones de viaje de la comunidad universitaria.

3.1.4. Categoría 4

Los resultados de la HC de la PUCP en la Categoría 4, que incluye emisiones indirectas vinculadas a la producción de combustibles y gases de refrigeración, transmisión y conversión de energía eléctrica, suministro de agua potable y tratamiento de aguas residuales, entre otros, mostraron una disminución significativa entre 2019 y 2022. En particular, las emisiones totales de GEI en esta categoría pasaron de 2,724 t CO₂eq en 2019 a 2,441 t CO₂eq en 2022, lo que representa una reducción del 10 % (Parodi et al., 2024). Esta disminución se debió principalmente a la menor actividad en el campus durante los años de la pandemia de COVID-19, lo que redujo el consumo de recursos como combustibles y energía eléctrica. Por ejemplo, las emisiones por la producción de combustibles y gases de refrigeración, que en 2019 representaron 51 t CO₂eq, se redujeron drásticamente a solo 3.8 t CO₂eq en 2022, destacándose como una de las subcategorías con mayor reducción.

A pesar de esta disminución general, algunas subcategorías mostraron tendencias opuestas (ver Figura 7). La adquisición de equipos y materiales, por ejemplo, experimentó un incremento considerable en las emisiones, pasando de 875 t CO₂eq en 2019 a 1,581 t CO₂eq en 2022, lo que representa un aumento del 81 % (Parodi et al., 2024). Este aumento puede estar relacionado con la necesidad de renovar y actualizar la infraestructura tecnológica para adaptarse a las nuevas modalidades de enseñanza híbrida y virtual. En contraste, las emisiones relacionadas con los materiales de higiene y limpieza disminuyeron en un 57%, reflejando una menor demanda de estos productos durante la pandemia.

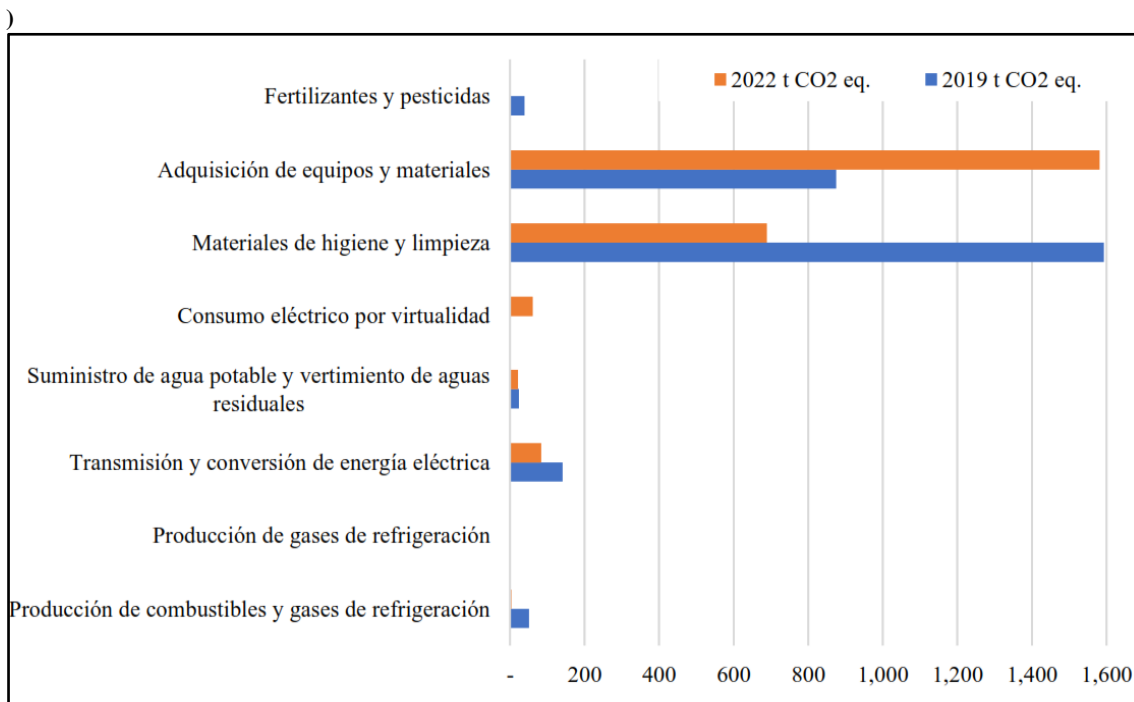


Figura 7. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la Categoría 4 para los años 2019 y 2022.

Fuente: Parodi et al. (2024)

3.1.5. Categoría 5

Los resultados de la Categoría 5, referida a las emisiones de fin de vida, muestran un incremento significativo en las emisiones de GEI en el campus de la PUCP entre 2019 y 2022 (Parodi et al., 2024). En 2019, las emisiones relacionadas con el fin de vida de productos biodegradables ascendieron a ca. 23 t CO₂eq, mientras que en 2022 esta cifra aumentó a 93 t CO₂eq. Este incremento se atribuye principalmente a la degradación de la maleza, que generó 73 t CO₂eq en 2022, en comparación con los 14 t CO₂eq reportados en 2019. Además, las emisiones asociadas a los residuos generales también se incrementaron, pasando de 7.8 t CO₂eq en 2019 a 19.5 t CO₂eq en 2022. Este aumento refleja una mayor cantidad de residuos sólidos generados, probablemente como resultado de la intensificación de las actividades presenciales en el campus tras las restricciones por la pandemia de COVID-19. Contrariamente, las emisiones evitadas por reciclaje experimentaron una notable disminución durante el mismo período, lo que impactó negativamente en la capacidad de la PUCP para compensar su HC (ver Figura 9). En 2019, las prácticas de reciclaje permitieron evitar 19 t CO₂eq, mientras que en 2022 solo se evitaron 349 kg CO₂eq. Esta drástica reducción se debe, en gran parte, a la disminución del reciclaje de papel, que pasó de evitar 16 t CO₂eq en 2019 a apenas 4.4 kg CO₂eq en 2022, un reflejo directo de la virtualización de las actividades durante la pandemia.

3.1.6. Categoría 6

La Categoría 6 del estudio de la HC de la PUCP se enfoca en las emisiones de GEI asociadas al consumo alimenticio de la comunidad universitaria. Este rubro es uno de los más significativos en términos de impacto ambiental, especialmente durante los periodos académicos activos (Parodi et al., 2024). En 2019, las emisiones totales asociadas a la alimentación fueron de 11,191 toneladas de CO₂eq, mientras que en 2022 estas emisiones aumentaron ligeramente a 11,358 toneladas de CO₂eq, lo que muestra una tendencia estable en el impacto alimenticio a pesar de la variabilidad en la presencialidad debido a la pandemia de COVID-19. El análisis de Parodi et al. (2024) destaca que los almuerzos representan la mayor proporción de estas emisiones, con aproximadamente el 40 % del total. Durante el año lectivo comprendido entre enero y diciembre, las emisiones por almuerzos fueron de ca. 4,410 toneladas de CO₂eq en 2019 y de aproximadamente 4,478 toneladas de CO₂eq en 2022; tal y como se muestra en la Figura 8.

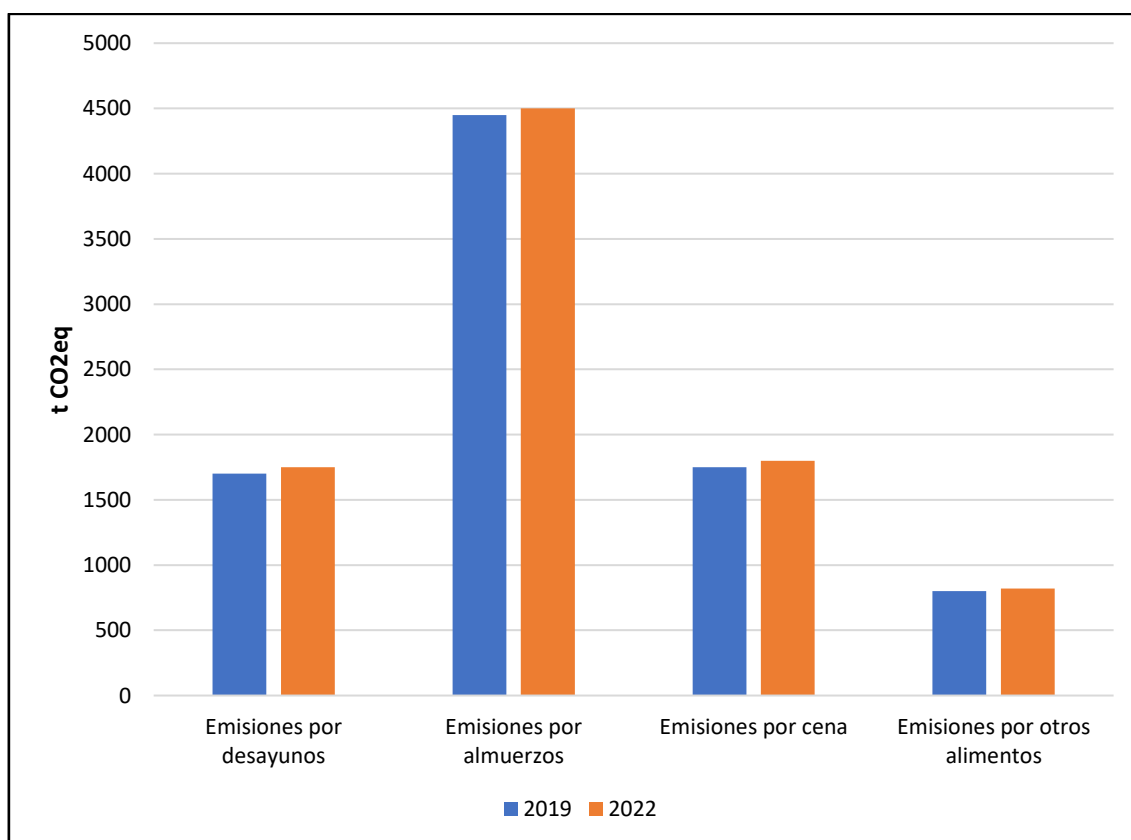


Figura 8. Emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) correspondientes a la alimentación de la comunidad PUCP para los años 2019 y 2022,

Fuente: Adaptado de Parodi et al. (2024)

3.2. Estrategias adoptadas por las universidades para incrementar su sostenibilidad

Habiendo identificado los principales focos de GEIs de la HC en la PUCP, es imperativo examinar cómo las universidades alrededor del mundo están implementando estrategias para reducir estos impactos y avanzar hacia la sostenibilidad (Giusti et al., 2024). Diversas universidades han implementado medidas que buscan reducir su impacto ambiental, posicionándose como líderes en sostenibilidad. Por ejemplo, la Universidad de Michigan en los Estados Unidos, reconocida por su liderazgo en sostenibilidad, desarrolló un sistema de gestión ambiental integral que incluye la priorización de compras sostenibles, la eliminación de materiales peligrosos como el asbesto y la pintura con plomo, y la instalación de un sistema fotovoltaico de 20 kW para reducir el consumo de electricidad (Shriberg, 2003).

En Asia, la Universidad Nacional de Singapur optó por transformar grandes áreas en zonas verdes, plantando árboles que funcionan como acondicionadores de aire naturales para los espacios comunes y edificios. Esta estrategia logró crear ambientes más frescos y agradables en comparación con otras zonas del campus (Wong et al., 2007). De igual manera, en India, el Instituto de Energía y Recursos promovió estrategias como el uso de bicicletas, transporte público y electrodomésticos que consumen menos energía, lo cual ha contribuido significativamente a la reducción de las emisiones de GEIs, sin la necesidad de realizar cambios estructurales relevantes (Jain et al., 2013).

La Universidad de Shenyang (China) desarrolló un proyecto que permitió reducir el consumo de electricidad mediante la sustitución de las calderas de carbón por sistemas de bomba de calor geotérmica, considerados una forma de energía más limpia y eficiente. Además, instalaron termas solares para calentar el agua en los edificios universitarios y se llevó a cabo la sustitución de bombillas convencionales por LED, con el objetivo de mejorar la eficiencia del campus (Geng et al., 2013).

En Tailandia, la Universidad de Ubon Ratchathani, consciente del problema generado por el uso masivo de botellas de plástico, derivado de una fuerte preferencia de la comunidad universitaria por el agua embotellada en lugar del agua del grifo, promovió el uso de botellas de acero inoxidable. Con esta iniciativa, la universidad, que cuenta con una población universitaria de más de 16,000 personas, entre estudiantes, administrativos y personal docente, redujo notablemente el uso de botellas plásticas desechables (Thongplew & Kotlakome, 2019).

En Sudamérica, las universidades también adoptaron estrategias para alinearse progresivamente con los paradigmas del desarrollo sostenible. Por ejemplo, la Universidad de São Paulo (USP) en Brasil desarrolló programas educativos para sensibilizar a empleados y estudiantes sobre temas ambientales (Sudan et al., 2015). Asimismo, la Universidad Federal de Bahía (UFBA) implementó un control diario del consumo de agua, permitiendo la detección rápida de fugas y promoviendo un uso eficiente de los recursos hídricos (Marinho et al., 2014).

En la Tabla 1 se presenta un resumen de las estrategias adoptadas por diversas universidades alrededor del mundo para incrementar su sostenibilidad. En definitiva, estas iniciativas, que van desde la implementación de sistemas de gestión ambiental hasta la promoción del uso de tecnologías más limpias y la sensibilización de las comunidades académicas, reflejan un compromiso creciente hacia la reducción del impacto ambiental en los campus universitarios. Sin embargo, aunque estas medidas son alentadoras y muestran un avance significativo en la gestión ambiental, es importante reconocer ciertas limitaciones. Frecuentemente, los resultados de estas estrategias se miden de forma incompleta, enfocándose principalmente en el ahorro de recursos o en la sustitución de materiales con alto potencial de impacto por otros considerados más sostenibles, como en los derivados del reciclaje (Machado & Davim, 2023). No obstante, es menos común que las universidades realicen estudios que permitan estimar de forma rigurosa los impactos netos evitados a través de la implementación de estas medidas. De hecho, un análisis integral debería incluir también los potenciales impactos generados por las propias acciones, para evaluar si realmente estas estrategias logran un efecto neto positivo en el medio ambiente (Bjørn et al., 2016). Por lo tanto, aunque estas iniciativas son un paso en la dirección correcta, es fundamental que se desarrollen evaluaciones más completas y críticas que permitan comprender mejor la eficacia real de las intervenciones sostenibles en el contexto universitario, utilizando herramientas holísticas de gestión ambiental como el ACV (Moltesen & Bjørn, 2018)

Tabla 1. Estrategias adoptadas por las universidades para incrementar su sostenibilidad.

Universidad	País	Estrategia	Referencia
Universidad de Michigan	Estados Unidos	Sistema de gestión ambiental integral, priorización de compras sostenibles, eliminación de materiales peligrosos, instalación de sistema fotovoltaico.	Shriberg (2003)
Universidad Nacional de Singapur	Singapur	Transformación de áreas en zonas verdes con plantación de árboles como acondicionadores de aire naturales.	Wong et al. (2007)
Universidad de Shenyang	China	Sustitución de calderas de carbón por bombas de calor geotérmica, instalación de termas solares, sustitución de bombillas por LED.	Geng et al. (2013)
Universidad de Ubon Ratchathani	Tailandia	Promoción del uso de botellas de acero inoxidable para reducir el uso de botellas plásticas desechables.	Thongplew & Kotlakome (2019)
Universidad de São Paulo	Brasil	Programas educativos sobre temas ambientales para empleados y estudiantes.	Sudan et al. (2015)
Universidad Federal de Bahía	Brasil	Control diario del consumo de agua, detección rápida de fugas, promoción del uso eficiente de recursos hídricos.	Marinho et al. (2014)

3.3. Nexo comida-agua-energía

La interrelación entre los recursos de comida, agua y energía constituye un desafío central para la sostenibilidad global (Van Vuuren et al., 2019). A medida que la demanda de estos recursos continúa aumentando debido al crecimiento poblacional y los cambios en los patrones de consumo, gestionar estos sistemas de manera integrada se vuelve cada vez más complejo (Tian et al., 2022). El nexos entre comida, agua y energía está intrínsecamente ligado a cuestiones de seguridad energética, crisis hídricas y la mitigación del cambio climático (Meng et al., 2019). Por ejemplo, la producción de alimentos representa aproximadamente el 70% de la extracción global de agua dulce (Siebert et al., 2010) y el 30% del consumo energético mundial (FAO, 2011). Sin

embargo, 25-30% de los alimentos producidos se pierde o desperdicia en las etapas de postcosecha y procesamiento, lo que implica una pérdida significativa de agua y energía (Gustavsson et al., 2011). Asimismo, la producción de energía, aunque menos intensiva en agua que la producción de alimentos, representa aproximadamente el 15% de la extracción global de agua (Scanlon et al., 2017). Por ello, comprender estas interdependencias es fundamental para desarrollar políticas que promuevan el cumplimiento de la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible (Ghodsvali et al., 2019).

Los campus universitarios, debido a su gran población y relevancia social, emergen como entornos ideales para implementar y estudiar estrategias que aborden este nexo de manera integrada (Vaidya et al., 2021; Li et al., 2022). De hecho, los campus universitarios son responsables de consumos significativos de agua, comida y energía, que contribuyen con el agotamiento progresivo de los recursos y la generación de impactos ambientales; tales como el calentamiento global derivado de las emisiones de GEIs (Li et al., 2022). En los países en vías de desarrollo, por ejemplo, donde los problemas ambientales son más urgentes, los campus universitarios pueden desempeñar un papel fundamental en la reducción de su impacto ambiental mediante la promoción de estrategias que permitan mitigar las emisiones de carbono y fomenten el uso eficiente de los recursos (Lukman et al., 2009). En definitiva, estas estrategias adoptadas a una escala de campus pueden servir como un modelo replicable por otros sectores de la sociedad (Xiong & Mok, 2020).

En esta investigación, se optó por estudiar la energía solar fotovoltaica, la digestión anaerobia de residuos alimentarios y el reúso de agua dentro de los campus universitarios debido a su potencial para abordar simultáneamente los desafíos relacionados con el nexo comida-agua-energía. La energía solar fotovoltaica es una solución viable para reducir la dependencia de combustibles fósiles y disminuir las emisiones de GEIs, especialmente en regiones con alta radiación solar (Sampaio & González, 2017). La digestión anaerobia de residuos alimentarios, por su parte, no solo facilita una gestión más sostenible de los desechos orgánicos, sino que también genera biogás, una fuente de energía renovable que puede ser utilizada en el campus (Zhang et al., 2014). Finalmente, el reúso de agua es crucial para aliviar la presión sobre los recursos hídricos, especialmente en áreas donde la disponibilidad de agua es limitada (i.e., Lima, Perú), permitiendo así un ciclo cerrado de recursos que es fundamental para la sostenibilidad a largo plazo (Torre et al., 2021; Torre et al., 2024).

3.3.1. Energía solar fotovoltaica

La creciente demanda energética, impulsada por el crecimiento poblacional, económico y tecnológico, involucra un uso intensivo de combustibles fósiles no renovables (Peng et al., 2013), que está acrecentando los problemas ambientales; tales como el cambio climático, agotamiento de recursos, contaminación del aire, la acidificación de los cuerpos de agua, entre otros (Muteri et al., 2020). En este contexto preocupante, los tomadores de decisiones de carácter político, impulsados por la academia y la industria, están promoviendo el desarrollo e implementación de tecnologías renovables de energía (Sampaio & González, 2017). Entre las opciones disponibles, la energía solar se destaca por ser una fuente inagotable de energía. De hecho, alrededor de cuatro millones de exajulios (i.e., EJ = 10^{18} J) de energía solar llegan a la Tierra anualmente, de los cuales aproximadamente 50,000 EJ son fácilmente aprovechables (Kabir et al., 2018). A pesar el enorme potencial energético, la energía solar representa alrededor del 12% de toda la energía renovable producida en el planeta (Kabir et al., 2018). Sin embargo, existen casos representativos como el estado de California, donde la instalación de ca. 113,000 sistemas domésticos de recuperación de energía solar han permitido evitar ca. 700,000 toneladas métricas de emisiones de CO₂ al año (Arif, 2013).

La energía solar se puede aprovechar principalmente a través de tecnologías térmicas y fotovoltaicas. Por un lado, la tecnología solar térmica convierte la energía solar en calor, y permite utilizarla para aplicaciones domésticas y comerciales, como secado, calefacción, refrigeración y cocción (Islam et al., 2023). A nivel industrial, las tecnologías solares térmicas concentradas se utilizan para satisfacer necesidades de calefacción, mientras que las tecnologías de energía solar concentrada se emplean para generar electricidad (Kabir et al., 2018). Estos últimos utilizan espejos de alta magnificación para concentrar la energía solar, convirtiéndola en energía térmica que luego alimenta una turbina de vapor capaz de generar electricidad (Steinmann, 2015). De acuerdo con Romero & González-Aguilar (2014), para la generación de electricidad a partir de la energía térmica existen cuatro tecnologías principales: i) los colectores de canal parabólico, que concentran la luz solar en un tubo receptor con un fluido de trabajo; ii) los espejos de Fresnel, que utilizan múltiples espejos planos para concentrar la luz solar en un tubo receptor; iii) las torres de energía, que emplean un campo de miles de espejos reflectantes que siguen al sol para concentrar la radiación solar en un único punto; y iv)

colectores solares en forma de plato, que son capaces de concentrar la energía térmica en un punto focal situado sobre un plato reflector.

Por otro lado, la tecnología fotovoltaica, se permite la conversión de la luz solar directamente en energía eléctrica mediante el uso de semiconductores y el efecto fotovoltaico (Hernández-Callejo et al., 2019). Con relación a este proceso (ver Figura 9), se conoce que cuando la luz incide en una célula fotovoltaica, la energía de los fotones se transfiere a los portadores de carga dentro del material semiconductor, creando pares de electrones y agujeros. Estos portadores de carga se separan debido al campo eléctrico presente en la unión de la célula, generando así un flujo de corriente cuando se conecta una carga al circuito (Sampaio & González, 2017). Dentro de las tecnologías solares, los paneles fotovoltaicos son los que mayor terreno viene ganando en el campo de las energías renovable debido su agigantado desarrollo tecnológico, que permite cada vez mayores eficiencias y menores costos (Allouhi et al., 2022). Por ejemplo, como parte del desarrollo tecnológico, se han reportado eficiencias del 18% correspondiente a paneles de perovskita; mientras que los primeros paneles solares presentaban eficiencias cercanas al 4% (Kabir et al., 2018; Kumar & Naidu, 2021).

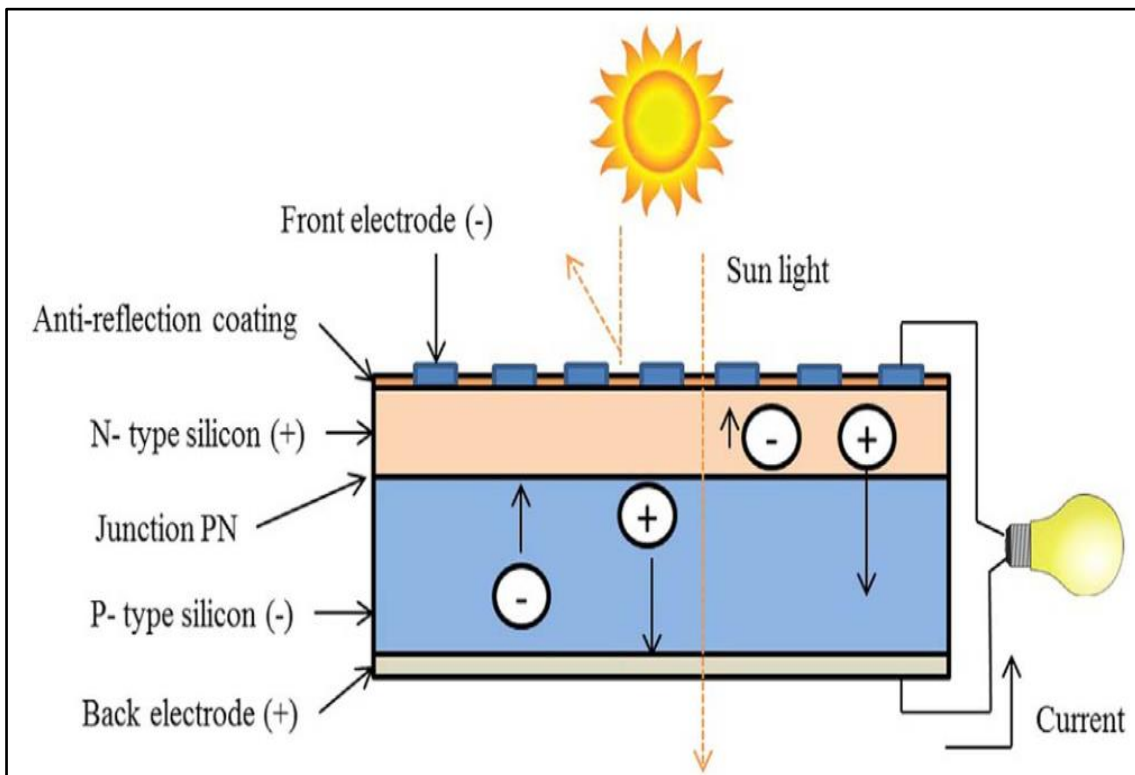


Figura 9. Esquema típico de un panel fotovoltaico capaz de generar electricidad.

Fuente: Sampaio & González (2017)

Sampaio & González (2017) indican que un sistema de energía fotovoltaico se compone de cuatro elementos clave que permiten convertir la energía solar en electricidad (ver Figura 10). En primer lugar, el panel fotovoltaico es el componente principal y está formado por células fotovoltaicas que transforman la energía solar directamente en electricidad sin necesidad de partes móviles, lo que minimiza el riesgo de fallos mecánicos y no produce ruido ni vibraciones. En segundo lugar, el controlador de carga es fundamental para asegurar la integridad de las baterías, evitando su sobrecarga o descarga profunda, lo que ayuda a extender su vida útil. En tercer lugar, el inversor permite convertir la corriente continua generada por los paneles solares en corriente alterna, que es el tipo de electricidad utilizado en prácticamente todos los hogares e industrias. Por último, las baterías, aunque no siempre son necesarias, se utilizan para almacenar el exceso de energía producida durante el día para su uso durante la noche o en días nublados, asegurando un suministro continuo de energía.

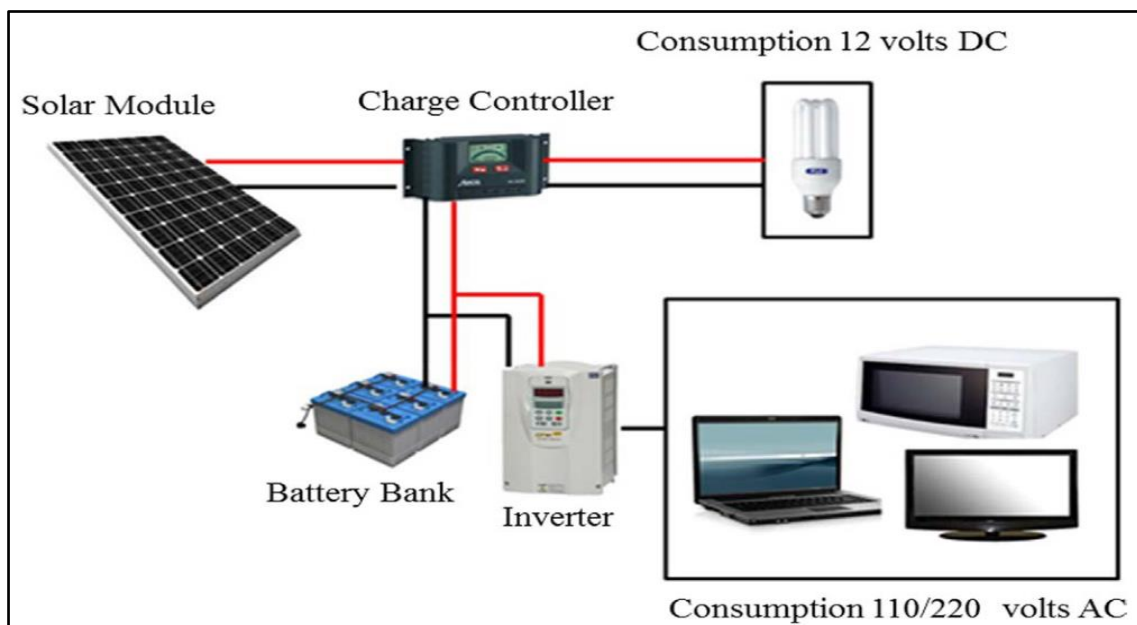


Figura 10. Componentes principales de un sistema solar fotovoltaico.

Fuente: Sampaio & González (2017)

El periodo de vida útil de los sistemas fotovoltaicos puede alcanzar ca. 30 años, aunque las garantías de material suelen ser de solo 5 años debido a posibles daños causados por factores como una instalación o mantenimiento incorrectos, y factores climáticos (Sampaio & González, 2017). Específicamente, la radiación solar, la humedad, la temperatura y el polvo contribuyen significativamente a la degradación de las células fotovoltaicas y consecuentemente, reduce su eficiencia en la conversión de la luz solar en electricidad a lo largo del tiempo (Chandel et al., 2015; Saidan et al., 2016). Por tanto, es

imperativo llevar a cabo un mantenimiento preventivo y correctivo, para mitigar los efectos de la degradación; y al mismo tiempo el desarrollo tecnológico debe apuntar a asegurar la confiabilidad del sistema ante condiciones climáticas adversas, que permitan su implementación en más geografías del planeta (Kruitwagen et al., 2021).

Sin embargo, el tiempo de retorno energético (TRE) de un sistema fotovoltaico, que mide el tiempo necesario para que el sistema genere la cantidad de energía que se utilizó para su fabricación e instalación (Sampaio & González, 2017), se alcanza generalmente en los primeros años de operación, mucho antes de cumplir con el periodo de vida útil. Por ejemplo, en el sur de Europa, los sistemas fotovoltaicos tienen, generalmente, un TRE menor a 1.5 años; mientras que en el norte de Europa el TRE se aproxima a 2.5 años (Sampaio & González, 2017). En definitiva, el TRE varía según la tecnología y la ubicación, pero los TREs bajos obtenidos actualmente, resaltan la eficiencia y la viabilidad a largo plazo de la energía fotovoltaica como una solución sostenible para la generación de electricidad.

Los sistemas solares fotovoltaicos ofrecen numerosas ventajas ambientales y económicas, que hacen que sea la tecnología con mayor crecimiento en términos de capacidad instalada del mundo (Louwen & Van Sark, 2020). Respecto a las ventajas ambientales, la energía solar es una fuente de energía renovable y con el potencial de satisfacer la demanda global de electricidad sin riesgo de agotamiento (Pourasl et al., 2023). Este potencial ilimitado contrasta con los combustibles fósiles, que tienen reservas finitas y producen altas emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs). De acuerdo con Kabir et al. (2018) las emisiones de CO₂ de la energía solar son mínimas, con un rango comprendido entre 0.03-0.09 kg/kWh, comparado con 0.64-1.63 kg/kWh para el carbón y 0.27-0.91 kg/kWh para el gas natural. Además, la energía solar no libera contaminantes nocivos in situ, como óxidos de nitrógeno y azufre, compuestos orgánicos volátiles y partículas, que son comunes en las plantas de combustibles fósiles y están vinculados a problemas graves de salud pública y al medio ambiente (Gasparotto & Martinello, 2021). A diferencia de otras fuentes de energía (e.g., hidroeléctrica o nuclear), estos sistemas no requieren agua para operar, lo que es ventajoso en áreas con escasez de agua, y no generan residuos radiactivos (Kabir et al., 2018)

Desde una perspectiva económica, la energía solar ha experimentado una reducción significativa en costos y un aumento en eficiencia, con los precios de los paneles fotovoltaicos disminuyendo drásticamente de 80 €/W en 1975 a 0.33 €/W en 2018 (Louwen & Van Sark, 2020). Aunque el precio del sistema fotovoltaico para aplicaciones

de pequeña puede variar entre 0.8 – 2.2 €/W, en función de la capacidad instalada y el material de los paneles solares (Louwen & Van Sark, 2020). Además, la industria solar es también una fuente importante de empleo, generando más oportunidades laborales por unidad de energía producida en comparación con las tecnologías de combustibles fósiles. Por ejemplo, en 2017, la industria solar en Estados Unidos empleaba alrededor de 210,000 trabajadores, con un crecimiento anual del 20% (Kabir et al., 2018). Otro aspecto relevante es que los sistemas solares son modulares, están distribuidos y requieren mínimas labores de mantenimiento, lo que los hace menos susceptibles a fallos a gran escala y permite una instalación flexible en tejados y paredes de edificios (Barua et al., 2017). Consecuentemente, aunque los costos de inversión suelen ser importantes, estos se pueden realizar de forma progresiva y los riesgos asociados son menores. Además, los costos operativos y de mantenimiento son menores (Ramasamy et al., 2021).

Sin embargo, los sistemas fotovoltaicos presentan una serie de limitaciones, que afectan su eficiencia y crecimiento en determinadas geografías. La limitación más relevante es que la tecnología solar depende de condiciones climáticas favorables, siendo menos eficiente en días nublados o lluviosos y completamente ineficiente durante la noche (Charfi et al., 2018). De hecho, en condiciones favorables, las eficiencias de los paneles solares domésticos generalmente varían entre el 10% y el 20%, con opciones más eficientes disponibles a costos mucho más altos (Venkateswari & Sreejith, 2019). A pesar del notable desarrollo tecnológico, las eficiencias reportadas aún presentan un amplio rango de mejora para acentuar esta tecnología sobre el resto de las tecnologías energéticas. Otro de los desafíos más destacados es el alto costo de inversión. Por ejemplo, en Estados Unidos, el precio promedio en 2016 fue de 3.70 \$/W, por lo que un sistema solar típico de 5 kW por hogar cueste alrededor de \$13,000 luego de descontar los incentivos fiscales (Kabir et al., 2018). En las instalaciones de gran escala, los sistemas fotovoltaicos pueden demandar grandes áreas de terreno, incrementando los costos de inversión. Además, la durabilidad y el rendimiento de otros componentes del sistema, como las baterías e inversores, podrían representar otras limitaciones del sistema. Las baterías, por ejemplo, tienen una vida útil limitada, son grandes y pesadas, y requieren un manejo seguro para su eliminación (Kabir et al., 2018). Finalmente, la gestión de residuos de los paneles solares obsoletos o deficientes, requiere de instalaciones especiales para su disposición final o reciclaje, puesto que contienen materiales tóxicos como el tetracloruro de silicio, que es costoso de procesar y a menudo se desecha inapropiadamente, aumentando los riesgos ambientales (Fu et al., 2015).

3.3.2. Reúso de agua residual

La escasez de agua es un problema global cada vez más notorio, debido a factores como el crecimiento poblacional, el desarrollo económico y el cambio en los patrones de consumo alimentario hacia productos de origen animal (Liu et al., 2017). Estos factores han elevado la demanda de agua a niveles insostenibles en muchas regiones del planeta, superando la capacidad de las fuentes de agua para satisfacer las necesidades básicas y de los sectores productivos (Du Plessis & Du Plessis, 2019). En términos de demanda, la agricultura representa el 92% del consumo total de agua a nivel mundial (Clemmens et al., 2008), y es uno de los principales contribuyentes a esta crisis hídrica, con el 70% del agua utilizada específicamente para el riego de cultivos (Hoekstra & Mekonnen, 2012). La situación se complica aún más debido a la mala gestión de los recursos hídricos, la contaminación de las fuentes de agua y el impacto del cambio climático (Rich et al., 2023), que ha exacerbado las condiciones de sequía y estrés hídrico. En la actualidad, se estima que el 40% de la población mundial vive en cuencas con altos niveles de estrés hídrico (Shen et al., 2014), y más de dos mil millones de personas enfrentan escasez de agua de manera continua (UNESCO, 2021). Esta situación no solo amenaza la seguridad hídrica y alimentaria, sino que también impide el desarrollo sostenible y pone en riesgo la salud y el bienestar de millones de personas.

La escasez de agua tiene repercusiones ambientales, económicas y sociales que afectan tanto a países desarrollados como en vías de desarrollo (Rich et al., 2023). De hecho, la falta de acceso a agua potable tratada adecuadamente compromete la salud pública y los caudales ecológicos, limita el crecimiento económico y pone en riesgo la producción de bienes y la continuidad de las cadenas de suministro globales (Akpan et al., 2020). Por ejemplo, Akpan et al. (2020) indica que solo la producción de bienes representa ca. el 22% del consumo de agua potable global. En respuesta a estos crecientes desafíos, el reúso de las aguas residuales tratadas se presenta como una alternativa viable para reducir la dependencia de las fuentes de agua dulce, particularmente en la agricultura, que consume una proporción considerable de agua potable para el riego (Contreras et al., 2017). El uso de aguas residuales tratadas no solo puede aliviar la presión sobre los recursos hídricos, sino que también ofrece una solución sostenible para gestionar la creciente demanda de agua (Torre et al., 2021). Sin embargo, la implementación de sistemas de reúso enfrenta desafíos técnicos, como la necesidad de garantizar la calidad del agua tratada, y sociales, incluyendo la aceptación pública de su uso (Torre et al.,

2024). Superar estos obstáculos es imperativo para maximizar los beneficios del reúso de aguas residuales y avanzar hacia una gestión más eficiente y sostenible de los recursos hídricos a nivel global.

Históricamente, el reúso de agua ha sido una práctica común en diversas partes del mundo, particularmente en Europa y Asia, donde se ha utilizado principalmente para la irrigación de tierras agrícolas (Rich et al., 2023). El agua residual tratada se aplica generalmente en usos no potables como la agricultura, el riego de parques y jardines, lavado de vehículos, entre otros (Kesari et al., 2021). De acuerdo con Aziz & Farissi (2014), en regiones como Europa, Estados Unidos, China y Australia, el volumen de aguas residuales tratadas reutilizadas ha crecido rápidamente, con incrementos anuales de entre el 10% y el 41%. Además, las aguas residuales tratadas son ricas en nutrientes esenciales como nitrógeno y fósforo, que pueden ser fácilmente absorbidos por las plantas, reduciendo así la necesidad de fertilizantes químicos y mejorando la fertilidad del suelo (Jeong et al., 2016). Sin embargo, la reutilización de agua potable está escalando en términos de calidad, puesto que la potabilización de las aguas residuales es cada vez más atractiva para los tomadores de decisión, como una alternativa que permita hacer frente a la creciente escasez hídrica (Jeffrey et al., 2022). En concreto, la potabilización planificada de aguas residuales puede realizarse de forma directa o indirecta. En la potabilización directa el agua residual es sometida a un tren de tratamiento avanzando y es suministrado directamente a la red; mientras que en la potabilización indirecta el agua es almacenado en un reservorio natural (e.g., acuífero) antes de ser insertada al ciclo urbano del agua, para mejorar, entre otras cosas, la percepción social (Gerrity et al., 2013; Torre et al., 2024).

A pesar de sus numerosos beneficios, el reúso de aguas residuales tratadas presenta desafíos significativos relacionados con la salud pública (Fernandes et al., 2023). Por ejemplo, en muchas regiones, especialmente en países de ingresos bajos en África, Asia y América Latina, se utiliza agua residual no tratada para la irrigación, lo que aumenta el riesgo de contaminación con metales pesados y patógenos (Chen et al., 2013). Los metales pesados (e.g., cobre, hierro, plomo), pueden acumularse en el suelo y ser absorbidos por las plantas, entrando así en la cadena alimentaria humana y animal (Gatta et al., 2021). Estos contaminantes son especialmente peligrosos debido a su naturaleza no biodegradable, lo que puede causar problemas de salud a largo plazo; tales como bioacumulación y/o biomagnificación (WHO, 2006). Para mitigar estos riesgos, es crucial implementar métodos avanzados de tratamiento de aguas residuales antes de su uso en la

agricultura (Kesari et al., 2021). En países como Estados Unidos, el reúso de aguas residuales tratadas ha demostrado ser una solución eficaz, proporcionando nutrientes esenciales, reduciendo la contaminación del agua y mejorando la producción agrícola, lo que subraya su importancia para el desarrollo sostenible (Schwabe et al., 2020).

3.3.3. Digestión anaerobia

La producción de desechos alimenticios ha alcanzado niveles preocupantes debido al crecimiento económico y poblacional. Se estima que aproximadamente un tercio de los alimentos producidos mundialmente (i.e., 1.3 mil millones de toneladas) se desperdician anualmente (Xu et al., 2018), ocasionando problemas sociales, ambientales y económico. Estos residuos provienen de diversas fuentes, como hogares, comercios e industrias dedicadas al procesamiento de alimentos (Giroto et al., 2015). En el mundo, existe un claro contraste en la producción de desechos alimenticios. Los países desarrollados producen alrededor de 100-170 kg de desechos, que representa ca. el doble de los desechos generados en los países en vías de desarrollo (Dung et al., 2014). Este contraste también se evidencia en las etapas de la cadena de suministro, que presentan la mayor producción de desechos. Por un lado, en los países desarrollados, más del 40% de los desechos alimenticios se produce en las etapas de venta y consumo (FAO, 2011). Por otro lado, en los países en vías de desarrollo, entre el 80% y el 90% de los residuos se generan en las primeras etapas de la cadena de suministro, como la cosecha y el procesamiento (FAO, 2011). En términos de reciclaje y reutilización, en los países desarrollados, ca. el 95% de los desechos de procesamiento de alimentos se reciclan, a diferencia de las bajas tasas reportadas en los países en vías de desarrollo. Cabe mencionar, que la tasa de reciclaje en los países desarrollados en la etapa de consumo final, como en restaurantes y hogares, es considerablemente menor, alcanzando solo entre el 15% y el 17%, debido a problemas logísticos, de seguridad alimentaria y falta de infraestructura adecuada para el manejo de estos residuos (Xu et al., 2018).

Para hacer frente a esta problemática global, los tomadores de decisión (e.g., políticos), suelen inclinarse por prácticas tradicionales de gestión de desechos, como la incineración, el vertido en rellenos sanitarios y el compostaje. Sin embargo, estas estrategias son, a menudo, ineficientes debido a que los desechos alimenticios se caracterizan por presentar un alto contenido de humedad y bajo valor calorífico (Giroto et al., 2015). Además, estas prácticas, en especial los rellenos sanitarios, pueden resultar en la liberación de GEIs y otros contaminantes tóxicos a través de lixiviados (Li et al.,

2018). En este contexto, la digestión anaerobia (DA) representa una solución efectiva y sostenible para la gestión de desechos alimenticios, puesto que no solo reduce el volumen de residuos, sino que también genera fuentes de energía renovable (i.e., biogás), y subproductos como fertilizantes (Zhang et al., 2014). En definitiva, la recuperación de recursos, como nutrientes y energía, permite la transición hacia una economía circular, abandonando el paradigma de la economía lineal. Esto supone una serie de ventajas ambientales, vinculados principalmente al calentamiento global y agotamiento de recursos. Asimismo, la recuperación de recursos puede representar una reducción sustancial de los costos operativos (i.e., OPEX, por sus siglas en inglés) de la gestión de desechos (Bong et al., 2017).

La DA es un proceso biológico complejo que involucra una serie de microorganismos que descomponen la materia orgánica en condiciones anaeróbicas (Metcalf & Eddy, 2014). Este proceso se lleva a cabo en cuatro etapas principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Li et al., 2018); tal y como se muestra en la Figura 11. Durante la hidrólisis, las macromoléculas orgánicas, como carbohidratos, proteínas y grasas, se descomponen en monómeros solubles como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga. La hidrólisis es un proceso lento, en cual se pueden producir subproductos tóxicos o ácidos grasos volátiles (AGV) no deseables (Yuan & Zhu, 2016). En la etapa de acidogénesis, estos monómeros se transforman en ácidos grasos de cadena corta, ácido láctico, ácido pirúvico y otros ácidos. Posteriormente, durante la acetogénesis, estos ácidos se convierten en ácido acético e hidrógeno (Ren et al., 2018). Finalmente, en la metanogénesis, las arqueas metanogénicas transforman el ácido acético y el hidrógeno en metano (Ren et al., 2018). Al final del proceso, el biogás resultante de la DA contiene principalmente metano (i.e., 60-70%) y dióxido de carbono (i.e., 30-40%), con trazas de otros gases como hidrógeno y sulfuro de hidrógeno (Xu et al., 2018).

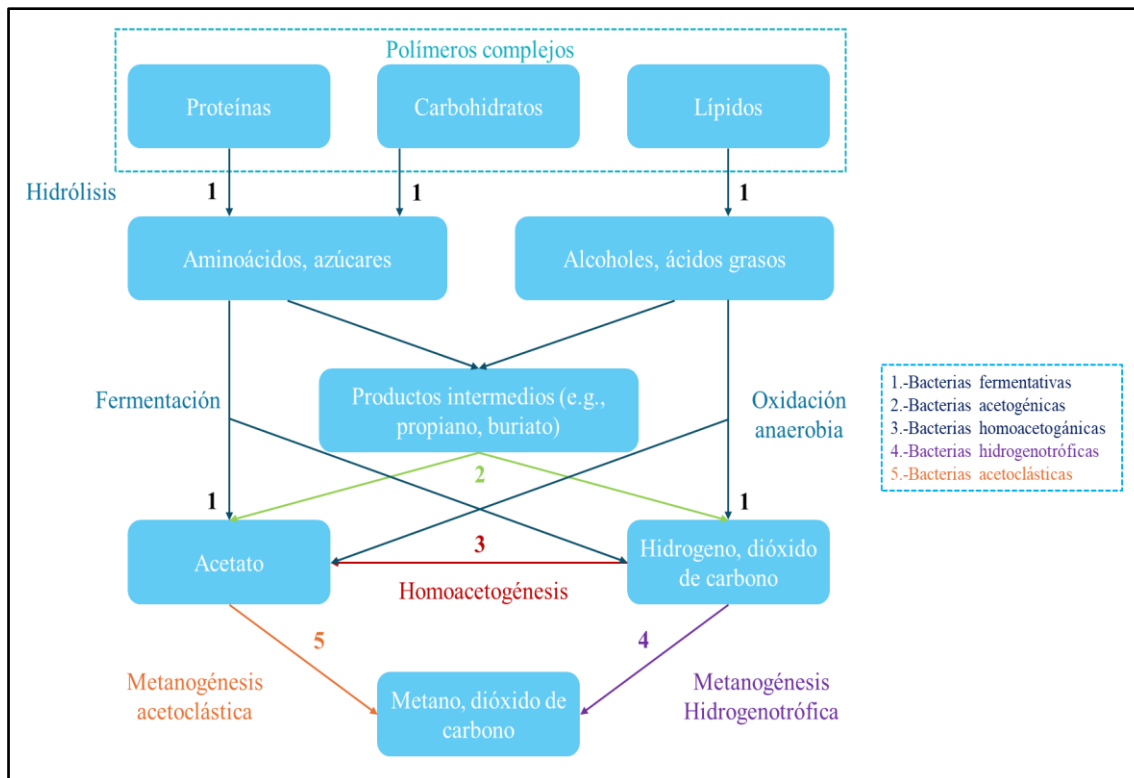


Figura 11. Esquema del proceso de digestión anaerobia, identificando las bacterias involucradas en el proceso de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (2014)

La producción de metano en la DA varía significativamente según el tipo de desecho alimenticio utilizado. Por ejemplo, los desechos ricos en grasas, aceites y grasas suelen presentar altas tasas de rendimiento de metano de hasta $1.1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$ por kilogramo de sólidos volátiles (VS) añadidos, lo cual es superior al de otros sustratos como la biomasa lignocelulósica, el estiércol animal y los lodos de depuradora (Mao et al., 2015). Los residuos ricos en lípidos, como aceites usados y productos lácteos, tienen un alto potencial de metano debido a que los lípidos generan más de $1 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$, en comparación con los carbohidratos que producen aproximadamente $0.37 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ (Xu et al., 2018). Los desechos, en cambio, con una alta fracción lignocelulósica, como los residuos de frutas y verduras, presentan rendimientos de metano más bajos, alrededor de $0.16\text{--}0.35 \text{ m}^3/\text{kg VS}$ (Xu et al., 2018). A pesar del alto potencial teórico de recuperación de energía de ciertos desechos alimenticios, la tasa suele oscilar con mayor frecuencia entre 0.4 y $0.5 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg VS}$ (Li et al., 2018). Aunque, los digestores anaerobios de gran escala suelen operar con bajas tasas de carga orgánica (i.e., 1 a 4 g VS/L), y tiempos de retención hidráulica prolongados de hasta 80 días, lo que limita la producción de biogás y reduce la eficiencia económica del proceso (Tampio et al., 2014). De hecho, aumentar la carga orgánica puede mejorar la producción de biogás, pero

también puede provocar inestabilidad en el proceso, lo que representa un desafío operativo importante (Chiu & Lo, 2016).

La DA enfrenta varios desafíos significativos cuando se utiliza para la gestión de desechos alimenticios, a pesar de ser una tecnología madura en el tratamiento de aguas residuales y estiércol animal (Xu et al., 2018). Uno de los principales problemas es la inestabilidad del proceso, especialmente al tratar desechos con alto contenido de aceite, sal y proteínas. Estos componentes pueden provocar la acumulación de AGVs y amoníaco, lo que dificulta el equilibrio del sistema y puede llevar a la acidificación del digestor (Li et al., 2014). Además, la composición de los desechos alimenticios, con su bajo ratio carbono/nitrógeno (C/N) y deficiencia de oligoelementos, puede causar inhibiciones por amoníaco, sal y ácidos grasos de cadena larga, así como deficiencia de nutrientes que afectan la eficiencia del proceso (Gao et al., 2015).

Desde una perspectiva económica, el alto costo de transporte y operación es otro obstáculo, lo que limita su implementación a gran escala. En los Estados Unidos, solo el 2% de los desechos alimenticios se tratan mediante DA, en comparación con tasas mucho más altas de compostaje o disposición en vertederos (Xu et al., 2018). Además, la recuperación de la estabilidad del proceso después de un fallo es un proceso largo y costoso, lo que puede impactar negativamente la viabilidad económica de las plantas de biogás, especialmente aquellas que operan con márgenes de beneficio estrechos (Lienen et al., 2013). Por ello, es imperativo mejorar el control y monitoreo del proceso para optimizar la estabilidad y eficiencia de la digestión anaerobia en la gestión de desechos alimenticios.

4. Métodos y materiales

El marco metodológico propuesto para la evaluación de estrategias sostenibles en el campus universitario se estructura en cuatro etapas fundamentales (ver Figura 12). En primer lugar, se realiza la recopilación de los parámetros de diseño, los cuales incluyen la demanda energética, la demanda de agua para riego de jardines, la calidad del agua residual y el flujo de desechos de comida. A partir de esta información, en la segunda etapa se procede con el diseño de las estrategias propuestas: un sistema solar fotovoltaico, un sistema de digestión anaerobia para el tratamiento de los desechos de comida y una estación depuradora de aguas residuales. La tercera etapa abarca la evaluación del impacto ambiental y económico de estas estrategias, utilizando la metodología de ACV y la estimación de costos asociados a cada una de las alternativas. Finalmente, en la cuarta etapa, se calcula un indicador económico-ambiental que agrupa los impactos en un único indicador, permitiendo un análisis integrado para la toma de decisiones informadas y alineadas con los principios de sostenibilidad.

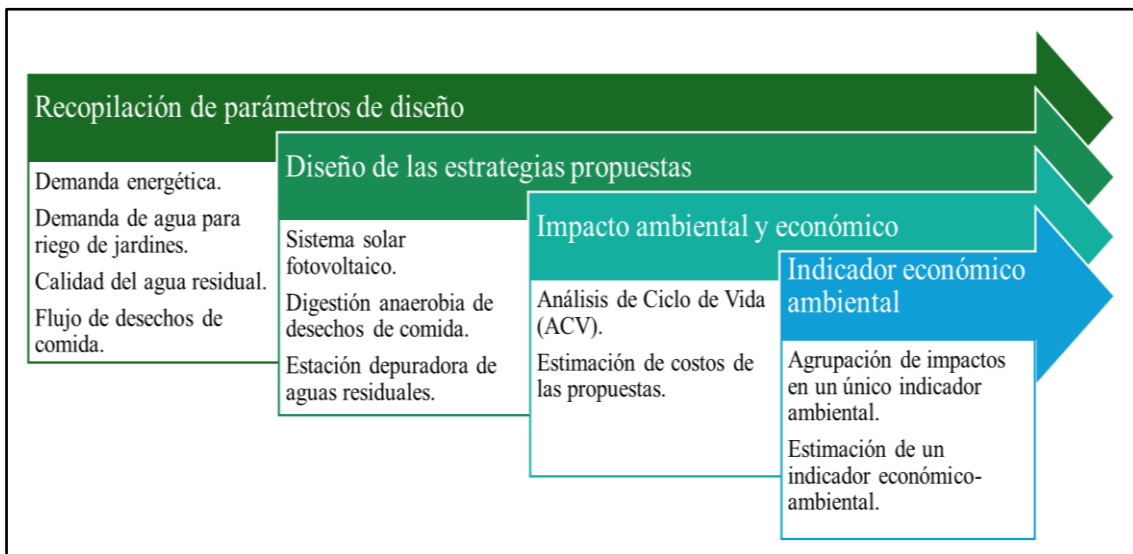


Figura 12. Marco metodológico propuesto para la estimación de un indicador económico-ambiental que permita mejorar la toma de decisiones en la selección de estrategias para alinearse con los principios de sostenibilidad.

4.1. Sistema solar fotovoltaico

El primer paso para dimensionar un sistema solar fotovoltaico es la determinación de la demanda energética. En este caso, se ha tomado como referencia la demanda energética mensual reportada por Parodi et al. (2024), la cual asciende a un total de 9,336,789 kWh anuales. La Figura 13 presenta la demanda energética mensual, destacando que los meses de mayor consumo corresponden a noviembre y octubre, con 977,321 kWh y 961,758 kWh, respectivamente. En contraste, los meses de menor

demanda son enero y febrero, con valores de 556,439 kWh y 537,087 kWh, respectivamente. Estas últimas demandas son esperables dado que en los meses de enero y febrero las clases son limitadas, y corresponden al periodo de verano.

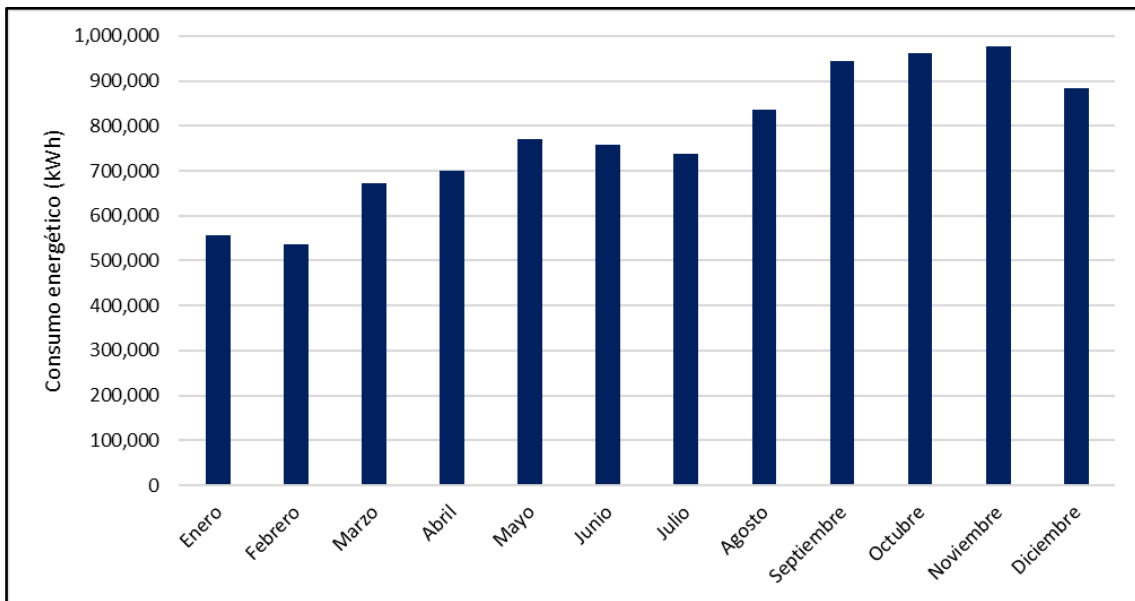


Figura 13. Consumo energético del campus de la PUCP durante el año 2022.

Fuente: Parodi (2024)

Para la estimación de la capacidad solar disponible en la zona de estudio y el posterior dimensionamiento del sistema fotovoltaico, se utilizó el *Global Solar Atlas*, una herramienta en línea desarrollada por el Grupo del Banco Mundial. De acuerdo con los desarrolladores del Grupo del Banco Mundial (2024), este aplicativo web ofrece una visualización detallada del recurso solar a nivel global, permitiendo calcular el potencial fotovoltaico en función de la ubicación geográfica. Entre las ventajas de este software destaca su acceso gratuito y la disponibilidad de datos precisos y actualizados sobre radiación solar, lo que facilita la planificación de proyectos solares en cualquier parte del mundo. Sin embargo, entre las limitaciones se encuentra su dependencia de datos satelitales, los cuales pueden presentar discrepancias en áreas con microclimas específicos o condiciones meteorológicas variables. A pesar de estas limitaciones, el *Global Solar Atlas* es una herramienta útil para proporcionar una estimación inicial del potencial fotovoltaico y constituye un recurso valioso para los diseñadores de sistemas solares.

Para estimar el costo del sistema fotovoltaico, se recurrió a la empresa española Ennova Renovables, la cual tiene presencia en Perú y una sólida trayectoria en la implementación de proyectos solares. Sin embargo, para garantizar la fiabilidad de los datos, se recurrió también a valores reportados en la literatura científica. Al respecto, de

Louwen & Van Sark (2020) sostiene que el precio de los sistemas solares fotovoltaicos de mediana escala ronda los ca. 0.3 €/W, aunque indican que los precios podrían ser sustancialmente mayores para proyectos de menor escala, oscilando entre 0.8 y 2.2 €/W.

4.2. Sistema de digestión anaerobia

Para dimensionar el digestor anaerobio se requiere, en primer lugar, estimar la cantidad de desechos de comida generados dentro del campus universitario. El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente reporta una generación promedio de 132 kg de desechos de comida por persona al año (PNUMA, 2024). No obstante, este valor presenta limitaciones, ya que incluye los residuos generados en otros entornos de la vida cotidiana, como los hogares y actividades fuera de la universidad, lo que podría llevar a un sobredimensionamiento del digestor anaerobio. Sin embargo, dicho sobredimensionamiento podría actuar como un factor de seguridad intrínseco, permitiendo atender futuras demandas. Aunque, gran parte de la población universitaria, incluyendo estudiantes, profesores y personal administrativo, pasa la mayor parte de su tiempo activo en el campus, lo que hace que este valor sea representativo de una fracción considerable de los desechos generados. Por tanto, ante a la ausencia de reportes oficiales de la universidad sobre la cantidad de residuos generados específicamente en el campus, se ha optado por utilizar este valor como una aproximación preliminar. Sin embargo, para ajustar mejor esta estimación a las condiciones reales del campus, se aplicó un factor de corrección del 0.75, asumiendo que la población universitaria asiste principalmente de lunes a viernes, obteniendo una tasa de generación de desechos de 100 kg al año.

En paralelo, para dimensionar el digestor anaerobio, se debe estimar la población universitaria de la PUCP, que se compone aproximadamente de 31,000 estudiantes, 3,700 docentes y 2,700 trabajadores administrativos, sumando un total de 37,400 personas (PUCP, 2024). Con base en la tasa ajustada de generación de desechos de comida de 100 kg por persona al año, se puede calcular la cantidad total de residuos alimentarios producidos anualmente en el campus. Esta cifra asciende a 3,740 t/año. Asumiendo una densidad de los desechos alimentarios de 0.7 t/m³ (MITECO, 2024), el volumen de residuos generados anualmente equivale a 2,618 m³/año (i.e., 7.2 m³/día). Sin embargo, la generación de subproductos es menor, la USEPA (2008) reporta que la generación de biosólidos generados oscila entre el 26 y 36% de la masa de sólidos que entran al digestor anaerobio.

Para dimensionar el digestor anaerobio, es necesario establecer un valor adecuado para el tiempo de retención hidráulico (TRH), que habitualmente se encuentra en un rango de 10 a 15 días cuando se trata de desechos alimenticios (USEPA, 2008). Además, para estimar la recuperación de biogás, se debe conocer la concentración de la demanda química de oxígeno (DQO) presente en los residuos alimentarios. Generalmente, la DQO para este tipo de residuos se sitúa entre 30,000 y 50,000 mg/L (Pullen, 2015; Banu et al., 2020). De acuerdo con Pelegrín (2022), se puede asumir un valor conservador de un 50% de remoción de la DQO, lo que permite calcular la cantidad de metano recuperado. Específicamente, de acuerdo con Metcalf & Eddy (2014), la tasa de producción de metano es de 0.35 L CH₄/g DQO removido. Adicionalmente, para estimar la generación de electricidad, se considera que el motor de cogeneración tiene una eficiencia de conversión eléctrica del 35%, mientras que cada metro cúbico de metano es equivalente a 38,846 kJ. Sin embargo, para estimar la energía neta debe descontarse la energía requerida para elevar la temperatura, con la intención que el digestor anaerobio alcance condiciones mesófilicas (i.e., 35 °C). Para estimar esta demanda energética, se empleó la expresión propuesta por Qasim & Zhu (2017):

$$H_{r,f} = C * W_f * (T_d - T_f) \quad \dots (1)$$

Donde: $H_{r,f}$ corresponde a la energía necesaria para calentar los residuos alimenticios (J/d), C representa el calor específico del material a digerir (J/kg/°C), T_d y T_f (°C) corresponden a las temperaturas de digestión y alimentación, respectivamente.

Los biosólidos generados a partir del proceso de digestión anaerobia podrían representar una valiosa fuente de nutrientes destinados a mejorar los jardines de la PUCP. Estos biosólidos contienen macronutrientes esenciales como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), que pueden ser utilizados para mejorar la calidad del suelo y promover el crecimiento vegetal (Robles-Aguilar et al., 2019). La Tabla 2 muestra las cantidades de estos nutrientes en los biosólidos aplicados en distintas tasas (i.e., baja, media y alta), en comparación con un fertilizante comercial NPK. Para el cálculo de los nutrientes presentes en el digestato aplicado en un campo agrícola, se consideró un contenido total de 0.53% de N, 0.19% de P₂O₅ (0.082% de P), y 0.71% de K₂O (0.58% de K), con una tasa de aplicación de 40 toneladas de digestato por hectárea. Por otro lado, para el fertilizante NPK, se asumieron concentraciones de 16% de nitrógeno, 8% de P₂O₅ (3.44%

de fósforo) y 22% de K₂O (18.26% de potasio), aplicando 200 kg de nitrógeno por hectárea en un campo agrícola (Robles-Aguilar et al., 2019). Respecto al uso de este valor bibliométrico es imperativo reconocer sus limitaciones intrínsecas, puesto que probablemente no reflejan con exactitud el contenido de nutrientes de los desechos de comida generados en la PUCP, pero constituyen una referencia relevante para entender el orden de magnitud de este tipo de compuestos.

Tabla 2. Cantidades de nutrientes presentes en los biosólidos generados durante la digestión anaerobia en comparación con un fertilizante comercial (Robles-Aguilar et al., 2019).

Aplicación	Nutrientes	Digestato (kg/ha)	Fertilizante NPK (kg/ha)
Baja	N	106	100
	P	16.4	21.5
	K	116	114
Media	N	212	200
	P	32.8	43
	K	232	228
Alta	N	424	400
	P	65.6	86
	K	464	456.5

N: Nitrógeno; P: fósforo; y K: potasio

La Tabla 3 presenta un resumen de las acciones tomadas para calcular las emisiones al aire y al agua generadas por el uso del digestato los jardines del campus de la PUCP. En particular, las emisiones de amoníaco (NH₃) fueron calculadas usando el modelo desarrollado por Nemecek y Kägi (2007) con un factor de emisión del 2% del nitrógeno total para los fertilizantes orgánicos. Las emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxido nitroso (N₂O) se modelaron utilizando factores de emisión establecidos por el IPCC (2006) y la EEA (2013). En cuanto a las emisiones al agua, el modelo incluye el cálculo de nitratos (NO₃⁻) y fosfatos (PO₄³⁻), con base en la fracción lixiviada y otros factores de emisión reportados por estudios previos (Vázquez-Rowe et al., 2016).

Tabla 3. Recopilación de los factores utilizados para estimar las emisiones del digestato al aire y al agua.

Sustancia	Acción tomada
Emisiones al aire	
Amoníaco (NH ₃)	Se calculó usando el modelo de Nemecek y Kägi (2007) para estiércol sólido. Para fertilizantes orgánicos, el factor de emisión fue de 2% del total N.
Óxido nitroso (N ₂ O)	Las emisiones se modelaron usando tres enfoques, incluidos los estándares del IPCC (2006) y un factor de emisión de 2.6% NO _x -N/kg de N aplicado (EEA, 2013).
Óxidos de nitrógeno (NO _x)	Se asumió un factor de emisión de 2.6% NO _x -N/kg de N aplicado (EEA, 2013).
Emisiones al agua	
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Las emisiones de NO ₃ ⁻ -N (kg/ha) se calcularon asumiendo una fracción lixiviada de 0.1 (Barry, 2011) y un factor de emisión de 0.3 (Vázquez-Rowe et al., 2016).
Fosfato (PO ₄ ³⁻) al agua superficial	Se modelaron según Nemecek y Kägi (2007).

Para la estimación de los costos, se tomó como referencia el estudio de Whyte & Perry (2001), que analizó los costos de varios sistemas de digestión anaerobia. Dicho estudio estimó costos anuales netos de aproximadamente 120 €, 70 € y 57 € para plantas con capacidades de 10,000, 50,000 y 100,000 t/año, respectivamente. Aunque este estudio es relativamente antiguo, los costos reportados se alinean con los descritos por Vasco-Correa et al. (2018), quienes señalan que el costo de capital es el principal contribuyente al costo total de producción en los sistemas de digestión anaerobia. Específicamente, los costos dependen en gran medida del tamaño de la planta y oscilan entre 16 y 90 € por tonelada de material alimentado a la planta, siendo los costos más cercanos a 100 €/ton para plantas de menor escala. Por otra parte, un estudio sobre 38 sistemas de digestión anaerobia en los Estados Unidos indicó que el equipamiento para la generación de electricidad representa aproximadamente el 36% del costo total de capital del proyecto (Beddoes et al., 2007).

4.3. Sistema de reúso de agua

Para el diseño de la EDAR que permite el reúso de agua en el campus de la universidad, se llevó a cabo una medición detallada de los caudales y la calidad del agua en tres colectores principales: sur, centro y norte (ver Figura 14). Estos colectores reciben las aguas residuales provenientes de las diversas edificaciones universitarias. En términos de áreas, el campus cuenta con un área total de 413,902 m², de los cuales aproximadamente 168,000 m² están destinados a áreas verdes. Esta cifra representa cerca del 40% de la superficie total del campus. Con el objetivo de cubrir la demanda total de riego de estas áreas verdes, se ha estimado que se requiere una EDAR con una capacidad aproximada de 500 m³/día. No obstante, es imperativo complementar este enfoque con técnicas de riego eficientes, como el riego por goteo, y con la selección de plantas que tengan una menor demanda de agua. Estas acciones permitirían reducir la presión sobre el sistema de tratamiento y aumentar la eficiencia en el uso del agua reciclada, optimizando así la sostenibilidad hídrica del campus.

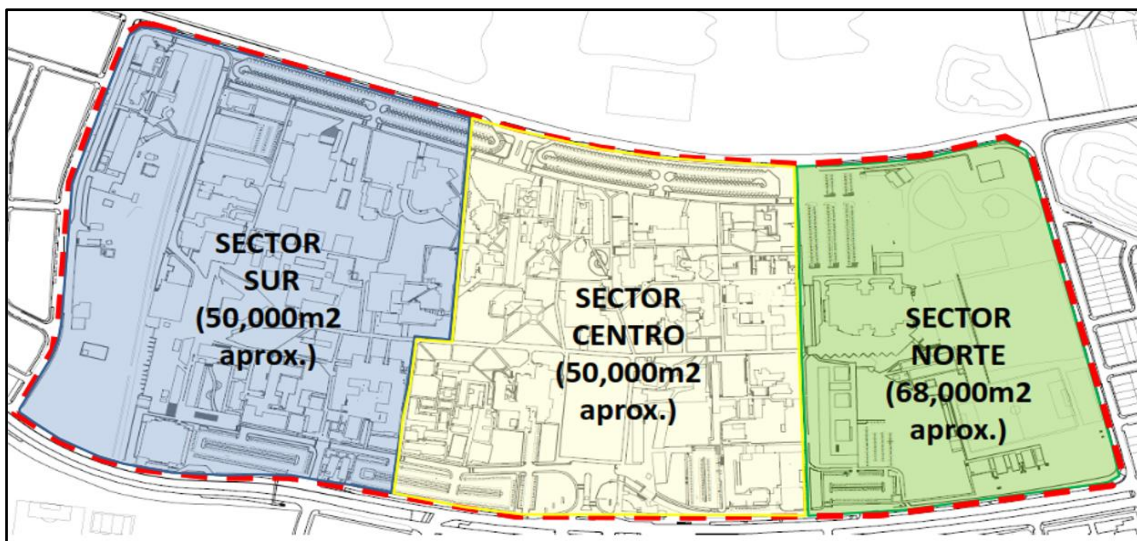


Figura 14. Extensión del campus de la PUCP dividido en tres sectores, en los cuales se realizaron las mediciones de caudal y calidad de agua.

En base a las mediciones de campo realizadas en los tres colectores de la universidad, se determinó la calidad del agua residual, cuyos principales parámetros se resumen en la Tabla 4. Una ventaja que tiene un sistema cerrado como el campus de la PUCP, es que no está sujeto a externalidades que pueden afectar negativamente la calidad del agua (e.g., descargas industriales); y por tanto el desempeño de la EDAR.

Tabla 4. Calidad del agua del influente de la EDAR del campus de la PUCP.

Parámetro	Concentración	Unidad
SST	335	mg/L
DBO ₅	430	mg/L
DQO	774	mg/L
NT	45	mg/L
PT	13	mg/L
Aceites y Grasas	23	mg/L

SST: sólidos suspendidos totales; DBO₅: demanda biológica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno; NT: nitrógeno total; PT: fósforo total.

Una vez definidos el caudal de diseño y la calidad del agua a tratar, el siguiente paso en la selección del tren de tratamiento más adecuado. En este estudio, se optó por la implementación de un biorreactor de membrana (i.e., MBR, por sus siglas en inglés) debido a las limitaciones de espacio dentro del campus universitario, ya que el área disponible para la planta de tratamiento es de tan solo 500 m², como se puede observar en la Figura 15.

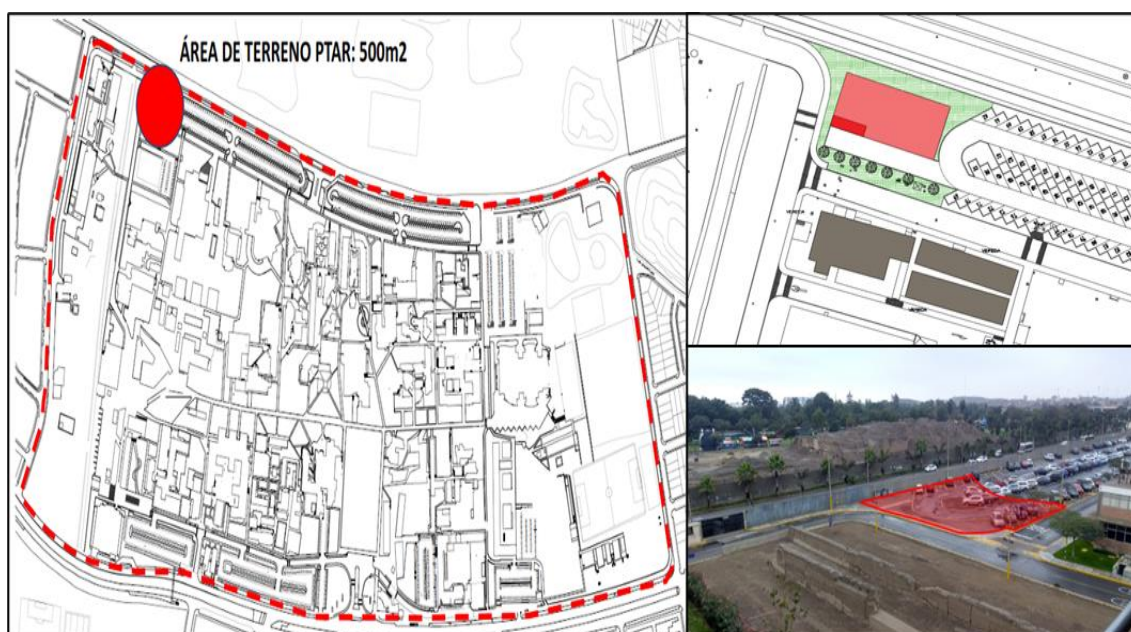


Figura 15. Espacio restringido de 500 m² destinado a la construcción y operación de la EDAR destinada al reúso de aguas residuales para riego.

De hecho, los MBRs son sistemas de tratamiento avanzado que combinan procesos biológicos con filtración por membranas, permitiendo una alta calidad del efluente tratado en un espacio reducido (Judd, 2017); tal y como se muestra en la Figura 16. Por un lado, las ventajas de un sistema MBR es que es un sistema compacto, que ocupa hasta cuatro

veces menos espacio que los procesos convencionales (Torre et al., 2024). Además, al estar equipado con una membrana de filtración, la calidad del agua es también superior, ofreciendo una remoción significativa de patógenos (Judd, 2017). Por otro lado, la principal desventaja del MBR es la colmatación de las membranas, que podría reducir drásticamente la calidad del efluente ante altos niveles de ensuciamiento. Para hacer frente a este problema, se suelen implementar sistemas de retrolavado, que involucran altas demandas energéticas comprendidas 0.20 - 0.55 kWh/m³ (Barillon et al., 2013). En el peor de los escenarios, la demanda energética puede representar ca. el doble de la energía destinada a la aireación para oxidar la materia orgánica y nutrientes. Otra limitación del MBR, está vinculada a los altos costos de inversión dado que las membranas son prohibitivas en muchos contextos (i.e., 50 €/m²), y las altas demandas de energía y químicos elevan el costo de operación (Verrecht et al., 2010).

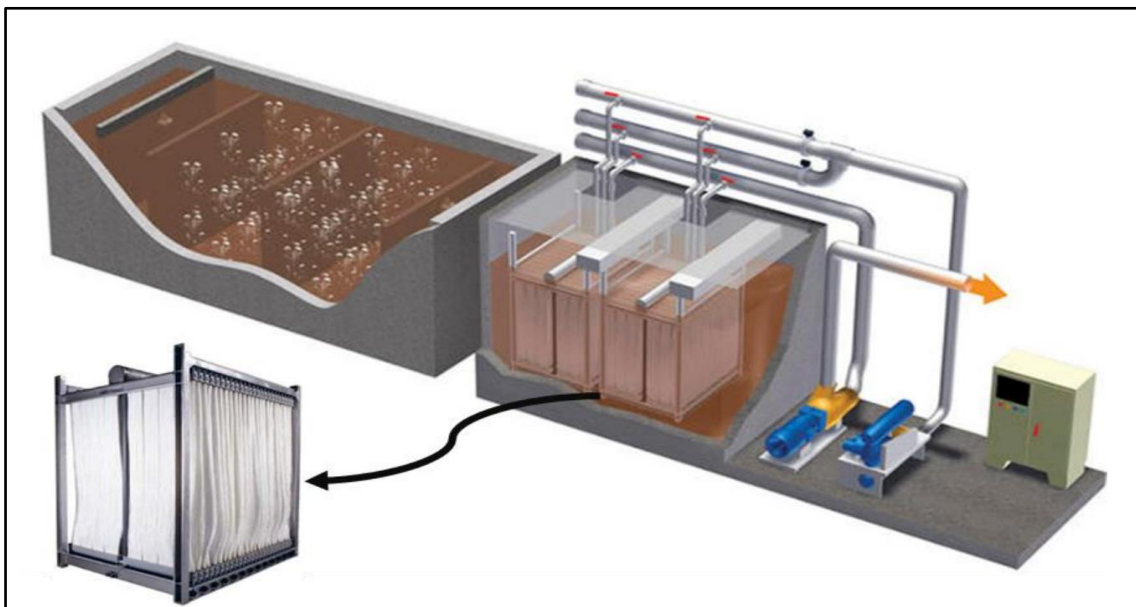


Figura 16. Configuración típica de un biorreactor de membrana (MBR), que integra un reactor biológico y una membrana de filtración capaz de remover eficazmente los patógenos.

Fuente: Adaptado de Judd (2010)

Para la estimación de recursos como el consumo de energía, productos químicos y los materiales de construcción del sistema MBR, se ha tomado como referencia el estudio de Torre et al. (2024). Este estudio utilizó modelos matemáticos integrados en un software de simulación para comparar el desempeño económico y ambiental de diversas tecnologías de tratamiento de aguas residuales en el contexto urbano de Lima, siendo los MBRs una de las opciones evaluadas.

En cuanto a la estimación de costos, se emplearon las propuestas recibidas para la construcción de la EDAR en el campus de la PUCP, en un concurso de licitación que

ocurrió en el año 2019. Además, se verificó que los valores ofrecidos por las empresas estén alineados con los rangos reportados por Torre et al. (2024). De esta manera, se pretende alinear los precios ofertados durante la licitación, con las referencias científicas disponibles.

4.4. Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

El ACV es una metodología ampliamente utilizada para evaluar y cuantificar los impactos ambientales asociados con todas las etapas del ciclo de vida de un producto, proceso o servicio (Rebitzer et al., 2004). Según las normativas internacionales ISO 14040 y 14044, el ACV abarca desde la extracción de materias primas, pasando por la producción, distribución, uso, hasta la disposición final (ISO, 2006a; 2006b). Este enfoque holístico permite identificar los impactos potenciales en diversas categorías ambientales; tales como el cambio climático, la eutrofización, ecotoxicidad, el agotamiento de recursos, entre otros (Corominas et al., 2020). Además, de acuerdo con las directrices descritas, el marco metodológico del ACV se estructura en cuatro fases principales: la definición de objetivos y alcance, el análisis de inventario, la evaluación de impactos y la interpretación de resultados (ISO, 2006a). En la Figura 17, se puede ver como estas etapas se interrelacionan de manera cíclica, facilitando una retroalimentación continua que optimiza la toma de decisiones.

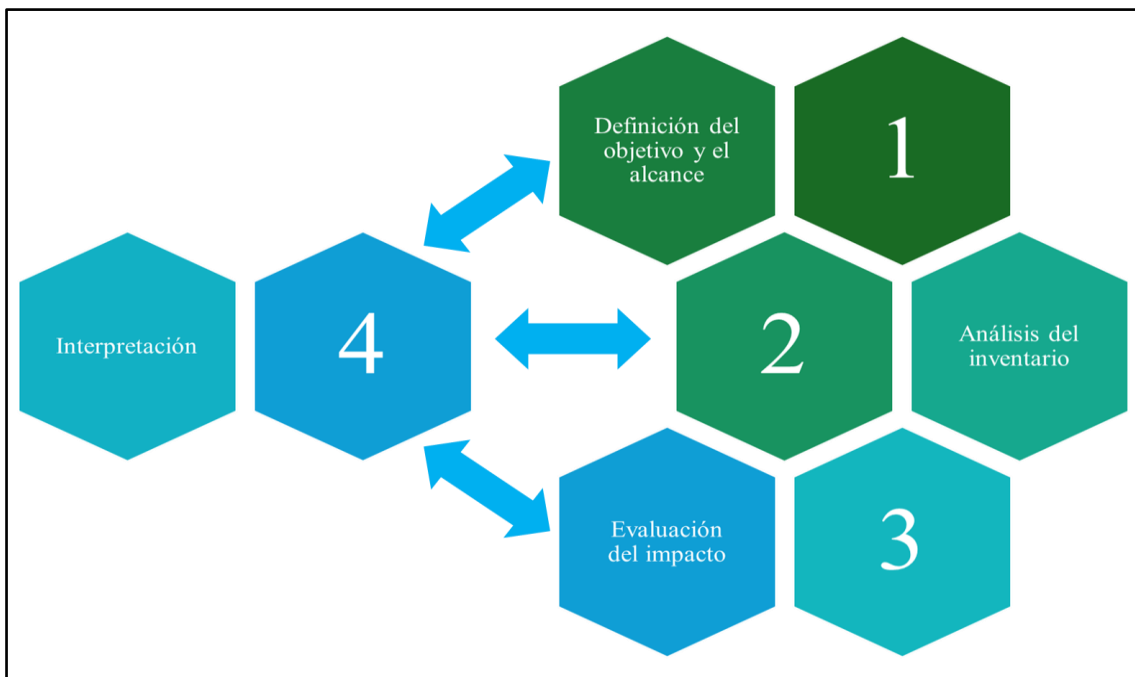


Figura 17. Etapas de la metodología del análisis de ciclo de vida (ACV).

Fuente: Adaptado de ISO (2006a, 2006b)

4.4.1. Definición del objetivo y el alcance

La etapa de definición del objetivo y el alcance en un ACV es fundamental, ya que establece el marco sobre el cual se desarrollará todo el estudio. Inicialmente, es esencial determinar el propósito del ACV, es decir, por qué y para quién se realiza el estudio, lo que permite definir de manera clara los resultados esperados y su utilidad (Michael et al., 2018). Según Hauschild et al. (2018), esta fase no solo delimita los sistemas que serán evaluados, sino que también establece las fronteras del análisis mediante la definición de la unidad funcional y los límites del sistema. Por un lado, la unidad funcional puede describirse como un parámetro cuantitativo y cualitativo del sistema, que permite comparar dos sistemas de manera consistente (Hauschild et al., 2018). Por ejemplo, en un análisis de sistemas de iluminación, la unidad funcional podría definirse como “iluminar una habitación de 15 metros cuadrados con 1,000 lúmenes durante una hora” (Curran, 2012). Por otro lado, los límites del sistema definen qué procesos y flujos de materiales se incluirán o excluirán del estudio, permitiendo así una evaluación más precisa y evitando la omisión de impactos relevantes (Curran, 2012).

En el contexto de este estudio, el objetivo del ACV es comparar el perfil ambiental de tres estrategias propuestas para el campus de la PUCP: un sistema solar fotovoltaico, la digestión anaerobia de residuos alimentarios y un sistema de reúso de agua. La evaluación se realizará considerando 18 categorías de impacto definidas por ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2016), las cuales serán detalladas en el capítulo 4.4.3 correspondiente a la evaluación del impacto. Una vez estimados los impactos, se agregarán para estimar un único indicador que permita comparar el perfil ambiental de las estrategias propuestas. El alcance del estudio incluye tanto la construcción o instalación, como la operación de cada una de las estrategias propuestas.

4.4.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

El ICV es una de las fases más detalladas y laboriosas dentro del ACV, ya que involucra recopilar y compilar todos los flujos de entrada y salida relacionados con los procesos que componen el sistema analizado (Rebitzer et al., 2014). Esta fase es crucial para asegurar que los datos obtenidos reflejen con precisión el uso de recursos y la generación de emisiones en cada etapa del ciclo de vida. De acuerdo con Hauschild et al. (2018), el ICV debe estar alineado con la definición del objetivo y alcance del estudio, garantizando la coherencia del análisis y permitiendo ajustes iterativos en la recolección de datos cuando se identifican limitaciones o nuevas necesidades. Es especialmente

relevante en estudios complejos, como los aplicados en campus universitarios, donde los flujos y procesos son diversos.

En esta investigación, el ICV requiere una recopilación exhaustiva de los recursos utilizados en la construcción o instalación, y la operación de las tres estrategias propuestas. Adicionalmente, la fase de operación debe considerar elementos como la demanda y recuperación energética, la adición de químicos, las emisiones directas de GEIs, la calidad del efluente y los subproductos generados. En definitiva, a medida que la recopilación del ICV sea más detallada, la estimación de los impactos generados o evitados será más precisa, proporcionando una base más robusta para la posterior evaluación y comparación de sus perfiles ambientales (Curran, 2012).

4.4.3. Evaluación de Impacto de Ciclo de Vida (EICV)

La EICV es una fase determinante dentro del ACV, puesto que permite convertir los flujos del inventario en impactos ambientales a través de factores de caracterización, que son factores de equivalencia que se establecen entre sustancias que generan la misma tipología de impacto ambiental (Pennington et al., 2004). Posteriormente, dichos factores de caracterización se agrupan en categorías de impacto, siendo estas últimas cada una de las dimensiones ambientales para las cuales se desea calcular el impacto o daño ambiental correspondiente (Huijbregts et al., 2016). En esta etapa, es fundamental definir tanto las categorías de impacto a evaluar como los métodos de caracterización a emplear, lo cual determina la precisión y relevancia de los resultados obtenidos. Los métodos de caracterización se dividen en dos niveles: midpoint y endpoint (Hauschild et al., 2018). Los indicadores midpoint se centran en problemas ambientales específicos a lo largo del ciclo de vida, y suelen representarse en forma de emisiones directas a diferentes compartimentos ambientales, o como agotamiento de recursos de la naturaleza. En cambio, los indicadores o categorías de impacto endpoint agregan estos impactos para ofrecer una visión más comprensible para los gestores públicos, al mostrar los valores en forma de daño ambiental en calidad de los efectos directos sobre la salud humana, la calidad de los ecosistemas y la escasez de recursos (Michael et al., 2018). Sin embargo, la agregación en el nivel endpoint puede ocultar las relaciones de causa-efecto entre los distintos impactos, por lo que es común que se presenten ambos enfoques en estudios de EICV (Risch et al., 2014).

Por un lado, la caracterización a nivel midpoint es esencial para desglosar los impactos ambientales en componentes más específicos, lo cual permite una mayor

precisión en la evaluación de los efectos ambientales individuales (Hauschild et al., 2018). Este enfoque se centra en puntos intermedios de la cadena de impacto, como la contribución de las emisiones de gases de efecto invernadero al cambio climático, sin llegar a medir el impacto final en la salud humana o los ecosistemas (Pennington et al., 2004). Su principal ventaja radica en la menor incertidumbre asociada al modelado de los impactos, lo que lo convierte en una herramienta poderosa para los técnicos y científicos que requieren un análisis detallado de los procesos subyacentes (Huijbregts et al., 2016). Sin embargo, su interpretación puede ser menos accesible para los tomadores de decisiones a nivel estratégico, quienes podrían necesitar una visión más integrada que contemple el impacto acumulado de varios factores ambientales (Risch et al., 2014).

Por otro lado, la caracterización a nivel endpoint proporciona una visión más global e integrada de los impactos ambientales, al conectar directamente estos efectos con áreas de protección clave, como la salud humana, la calidad de los ecosistemas y la disponibilidad de recursos naturales (ver Figura 18). Este enfoque facilita la comprensión y comunicación de los resultados a un público más amplio, especialmente en el ámbito de la gestión y la toma de decisiones políticas, dado que presenta los impactos de una manera más intuitiva y directa (Risch et al., 2014). No obstante, la mayor incertidumbre en el modelado y la simplificación de los impactos múltiples pueden limitar la precisión de los resultados, por lo que es crucial interpretar estos resultados con cautela (Huijbregts et al., 2016). En este estudio, se optó por la metodología ReCiPe 2016, que combina ambos enfoques y permite realizar evaluación más completa y robusta, para entender plenamente las implicaciones ambientales de las estrategias propuestas.

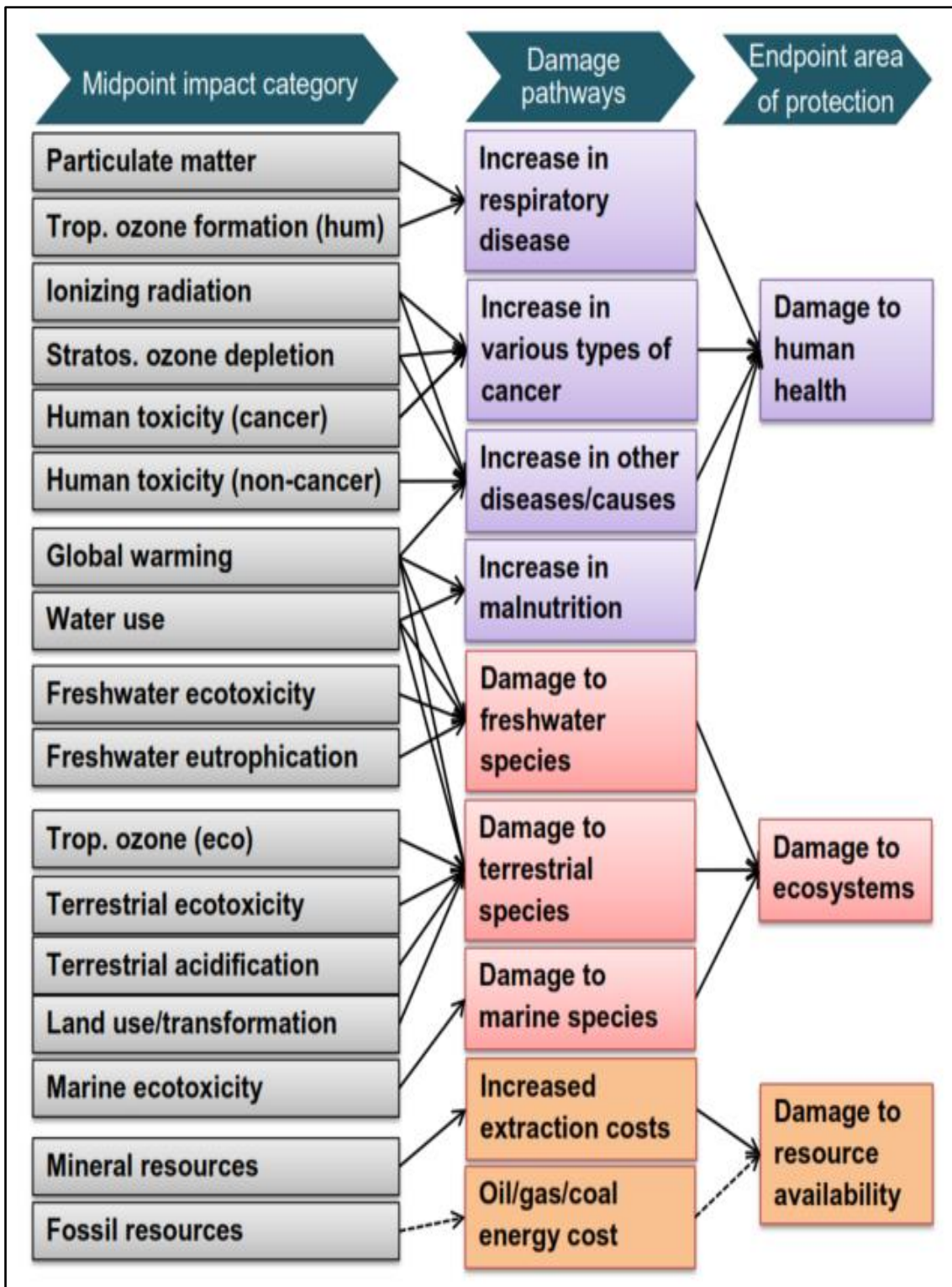


Figura 18. Descripción general de las categorías de impacto que se cubren en el Metodología ReCiPe 2016 y su relación con las áreas de protección.

Fuente: Huijbregts et al. (2016)

Algunos métodos de análisis EICV, como ReCiPe, permiten agregar los daños ambientales *endpoint* en un indicador único, comúnmente llamado *single score* (Dong & Ng, 2014). Sin embargo, este valor único agregado se calcula de manera adimensional ante la incapacidad de estipular una unidad de medida única que represente los diversos daños ambientales de una manera integrada (Kalbar et al., 2017). Por ello, se acude a la Teoría Cultural con el fin de establecer cómo sería la toma de decisiones para diferentes individuos según su percepción de cómo se deberían articular los comportamientos individuales y sociales: individualismo, igualitarismo y una perspectiva jerárquica (Thompson et al., 1990). De acuerdo con Laso et al. (2018), el individuo que aboga por el igualitarismo defiende una sociedad que se preocupe de la naturaleza y busque vivir en armonía con ella, mientras que los individualistas consideran que los saltos tecnológicos serán suficientes para permitir que los humanos puedan seguir satisfaciendo sus necesidades de la naturaleza como se viene haciendo desde la Revolución Industrial. Por último, los jerárquicos defienden una visión intermedia, donde la preservación de los ecosistemas es compatible con saltos tecnológicos que permitan seguir manteniendo una cierta dependencia de recursos que son, en su mayor parte, finitos (Laso et al., 2018). El *single score* en ACV pretende cuantificar los impactos ambientales finales en perspectiva *endpoint* considerando estas tres filosofías diferenciadas y dejar en manos del tomador de decisiones cuál de estas seguir para afrontar los problemas de índole ambiental (Kalbar et al., 2017).

4.4.4. Interpretación

La fase de interpretación es el último paso del ACV, donde se integran y analizan los resultados obtenidos en las fases anteriores, como el ICV y la EICV (Michael et al., 2018). Según la norma ISO 14040 (2006a), esta fase incluye tres elementos esenciales. En primer lugar, la identificación de los problemas más significativos relacionados con los resultados del ICV y EICV, en línea con los objetivos y el alcance del estudio. En segundo lugar, la evaluación de la fiabilidad, sensibilidad y consistencia de los datos y métodos aplicados. En este sentido, Hauschild et al. (2018) resalta la importancia de llevar a cabo un análisis de sensibilidad y de incertidumbre, para asegurar que las conclusiones extraídas sean robustas y capaces de soportar variaciones en los datos y suposiciones del estudio. Finalmente, la formulación de conclusiones, limitaciones y recomendaciones que sean relevantes para los tomadores de decisiones y otras partes interesadas. En el contexto de este estudio, la interpretación permite comparar los perfiles ambientales de las

estrategias propuestas, identificando aquellos aspectos que contribuyen en mayor medida a la generación y/o reducción de impactos. En base a este análisis, es posible reconocer oportunidades para la mejora continua de las prácticas propuestas, y paralelamente proporcionar una base sólida para plantear las recomendaciones.

4.4.5. SimaPro

Entre los softwares más utilizados para llevar a cabo el ACV se encuentran GaBi, OpenLCA, Umberto NXT y SimaPro, siendo este último el seleccionado para el presente estudio debido a su reconocimiento por la comunidad científica y la industria (Silva et al., 2019). Específicamente, se empleó SimaPro 9.3.0.3, cuya licencia *Analysst* fue proporcionada por PELCAN-PUCP. De acuerdo con Herrmann & Moltesen (2015), este software destaca por su capacidad para modelar sistemas complejos de ciclo de vida, ofreciendo una interfaz intuitiva y accesible. Además, SimaPro cuenta con la base de datos ecoinvent 3.8, que permite un análisis detallado y exhaustivo de los impactos ambientales asociados a cada estrategia evaluada. Este software facilita la generación de tablas y gráficos que permiten una comparación directa entre las alternativas propuestas, lo cual es fundamental para identificar los procesos que generan un mayor impacto en las diferentes categorías ambientales. Asimismo, los resultados obtenidos pueden ser fácilmente exportados a MS Excel, lo que permite su integración en matrices de decisión y facilita un análisis comparativo riguroso. Este enfoque es esencial para una evaluación integral de las tres estrategias propuestas en este estudio, que permita mejorar la toma de decisiones en la gestión sostenible del campus.

5. Resultados y discusión

5.1. Diseño del sistema solar fotovoltaico

Para generar un reporte del diseño del sistema solar fotovoltaico para la PUCP en la herramienta Global Solar Atlas, se debe especificar, en primer lugar, la ubicación geográfica (i.e., Lima, Perú). En base a esto, la herramienta proporciona una visión detallada del potencial de irradiación solar anual, incluyendo parámetros como la irradiación directa normal (1,071 kWh/m²), la irradiación global horizontal (1,704 kWh/m²) y la irradiación difusa horizontal (904 kWh/m²); tal y como se muestra en la Figura 19. La herramienta también ofrece datos sobre la inclinación óptima de los módulos fotovoltaicos, con un ángulo de 9°, optimizando así la captación de energía solar. En definitiva, estos datos permiten realizar el diseño sistema solar fotovoltaico, garantizando que la generación de energía se ajuste a las condiciones locales de Lima.

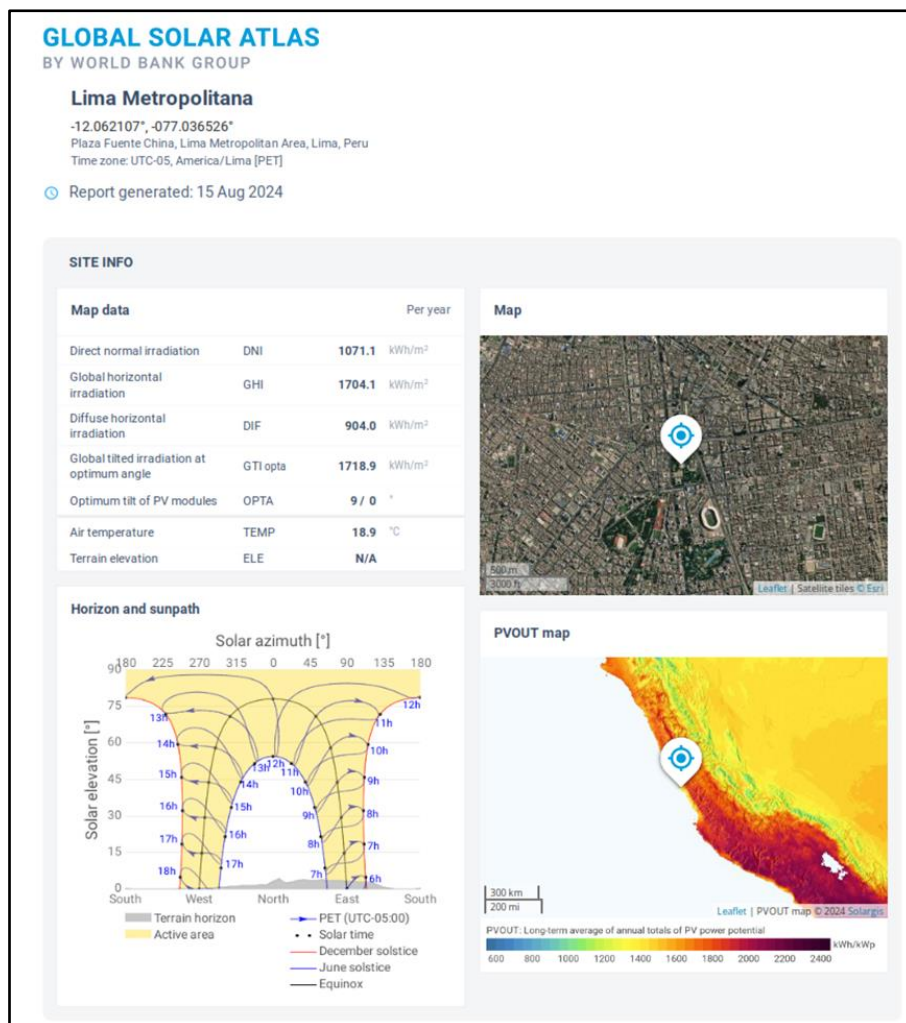


Figura 19. Reporte generado en la plataforma *Global Solar Atlas* para el diseño del sistema solar fotovoltaico del campus de la PUCP.

En base a las condiciones de diseño, se iteró la potencia del sistema solar fotovoltaico, hasta alcanzar una potencia óptima de 3,900 kWp, que permite ajustarse a la demanda energética mensual de la PUCP, evitando excesos de producción energética que eleve los costos del sistema. La Figura 20 muestra la relación entre la demanda energética mensual y la energía solar generada. Se observa que los meses de verano, especialmente en enero y febrero, son los meses con mayor irradiación solar, alcanzando una generación mensual promedio de más de 540 MWh. Sin embargo, la demanda energética es significativamente menor en estos meses debido a la limitada presencia de alumnado. Por el contrario, en los meses de septiembre – diciembre se generan los picos de demanda; mientras que la generación de energía solar se ve limitada por una menor irradiancia. En términos anuales, el sistema solar fotovoltaico permite generar el 57 % de la demanda energética de la universidad, con una producción total de ca. 5,300 MWh en comparación con una demanda anual de 9,300 MWh.

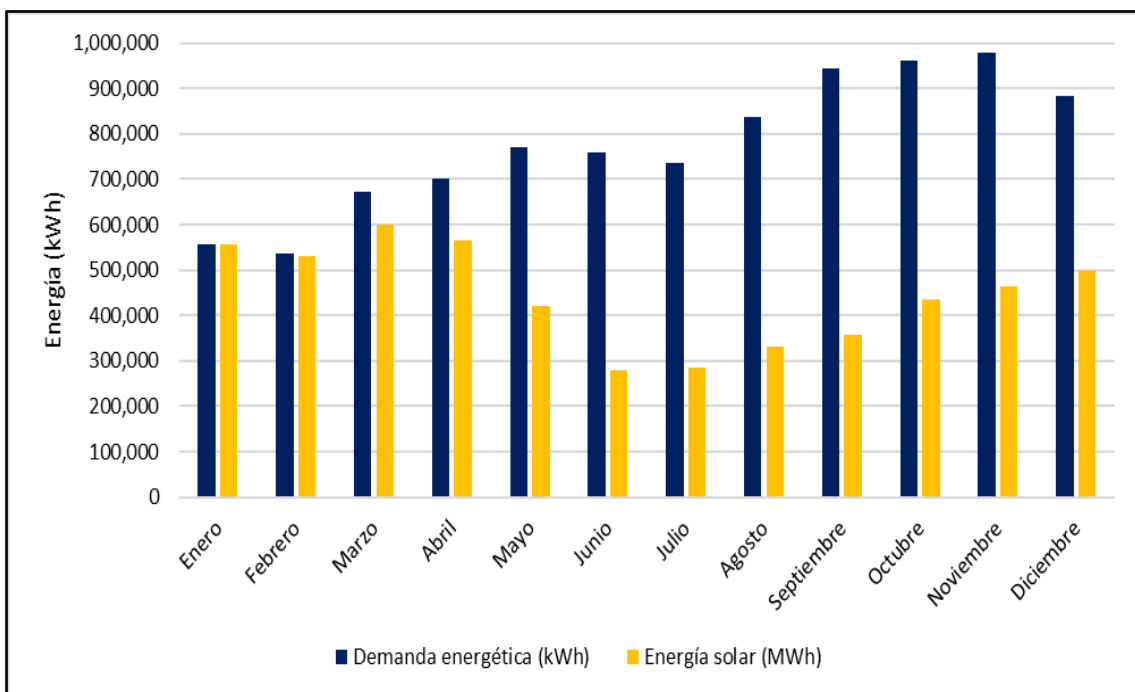


Figura 20. Demanda energética y generación de energía solar mensual para el campus de la PUCP.

El precio ofertado por la empresa Ennova Renovables para la instalación del sistema solar fotovoltaico de 3,900 kWp asciende a 1,365,000 €, lo que corresponde a un precio de 0.35 €/W, que se encuentra alineado con el rango de precios reportado por la literatura científica para proyectos de similar magnitud. De hecho, de acuerdo con Louwen & Van Sark (2020), el precio promedio de un sistema fotovoltaico oscila en torno a los 0.3 €/W para instalaciones de esta capacidad. Cabe resalta que, la cotización no solo cubre la instalación de los paneles solares (i.e., ca 7,200 paneles), sino también todos los

componentes necesarios, como las estructuras de montaje, los conductores eléctricos, los inversores, los dispositivos de monitorización y los sistemas de protección. Además, incluye la puesta en marcha y una garantía extendida de 12 años para los paneles y 5 años para el inversor.

5.2. Diseño del sistema de digestión anaerobia

La Tabla 5 presenta los resultados obtenidos en el proceso de digestión anaerobia de los residuos alimenticios generados en el campus universitario. En términos energéticos, se observa una recuperación de 69,476 kWh/año, mientras que la energía demandada por el sistema se estima en 46,450 kWh/año, lo que resulta en una energía neta de 23,026 kWh/año disponible para su uso. En cuanto a la producción de biosólidos, se reporta un caudal anual de 785 m³, con una masa total de 864 kg. Estos biosólidos permiten la aportación de nutrientes a los jardines del campus, con tasas de N de 9.2 kg/año, de P correspondiente a 1.4 kg/año y de K que asciende a 10.0 kg/año. Preliminarmente, podría alegarse que el fertilizante orgánico (i.e., digestato) no alcanza una producción relevante de nutrientes, en contraposición a los fertilizantes comerciales (i.e., inorgánicos). Respecto a las emisiones al aire, se estimaron valores de 0.18 kg/año de amoníaco (NH₃), 0.24 kg/año de óxido nitroso (N₂O) y 0.24 kg/año de óxidos de nitrógeno (NO_x). Asimismo, las emisiones al agua incluyen 0.28 kg/año de nitrato (NO₃⁻) y 0.21 kg/año de fosfato (PO₄³⁻). Por último, en cuanto a la construcción del digestor anaerobio, se calcula un volumen total de 110 m³ para un TRH de 15 días, con un diámetro de 3 metros y un calado de 11 metros, utilizando 75 m³ de hormigón armado.

Tabla 5. Resultados del diseño del digestor anaerobio para los desechos de comida, incluyendo la generación neta de energía, la producción de biosólidos y las emisiones al ambiente.

Parámetro	Valor	Unidad
Energía		
Energía recuperada	69,476	kWh/año
Energía demandada	46,450	kWh/año
Energía neta	23,026	kWh/año
Biosólidos		
Caudal	785.4	m ³ /año
Masa	863.9	kg/año
Nitrógeno (N)	9.2	kg/año
Fósforo (P)	1.4	kg/año
Potasio (K)	10.0	kg/año
Emisiones al aire		
Amoníaco (NH ₃)	0.18	kg/año
Óxido nitroso (N ₂ O)	0.24	kg/año
Óxidos de nitrógeno (NO _x)	0.24	kg/año
Emisiones al agua		
Nitrato (NO ₃ ⁻)	0.28	kg/año
Fosfato (PO ₄ ³⁻)	0.21	kg/año
Construcción		
Volumen digestor	110	m ³
Diámetro	3.5	m
Calado	11	m
Hormigón armado	75	m ³

Considerando una capacidad de 3,740 t/año y basándonos en el costo de 120 € por tonelada para sistemas de digestión de pequeña escala (Whyte & Perry, 2001), el costo de inversión del proyecto asciende a 448,800 €.

5.3. Diseño del sistema de reúso de agua

La Figura 21 muestra el esquema del sistema de tratamiento propuesto para el campus de la PUCP, basado en el sistema MBR. Este diseño se ajusta a las restricciones de espacio disponibles en el campus universitario, que es de aproximadamente 500 m², lo que hace viable su implementación dentro de las áreas definidas para la instalación de la EDAR. La configuración incluye un tanque anóxico, un tanque aerobio, y un tanque de

filtración por membranas, lo que garantiza un tratamiento eficiente del agua residual. En definitiva, el sistema está diseñado para que la calidad del agua tratada sea apta para el riego de las áreas verdes del campus, cumpliendo con los estándares establecidos para el reúso de agua.

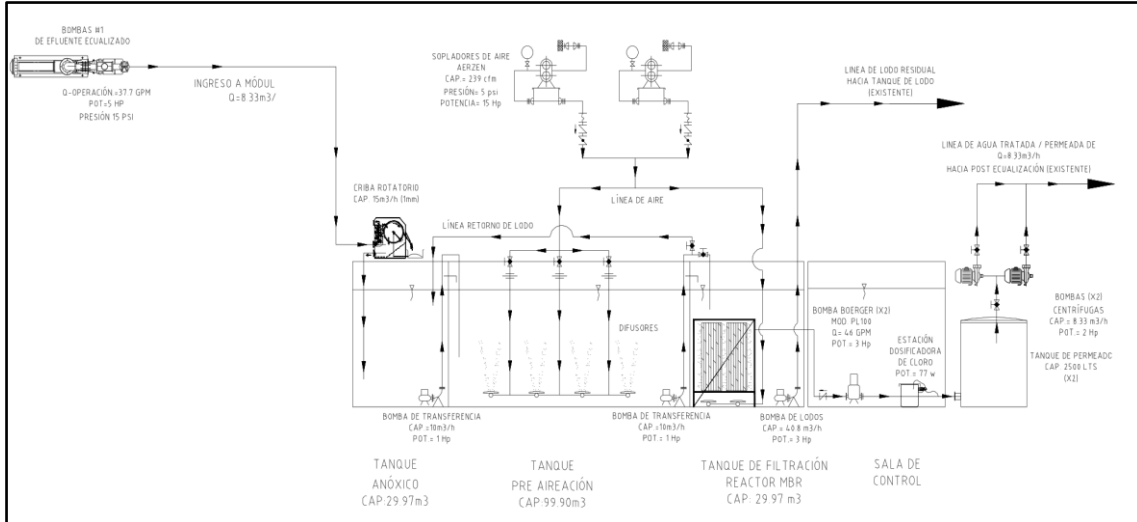


Figura 21. Esquema de la EDAR del campus de la PUCP, que tiene incorporado un biorreactor de membrana (MBR).

Cabe resaltar que, aunque el reúso de agua para riego de jardines no exige la remoción de nutrientes (i.e., nitrógeno y fósforo), que pueden ser utilizados por las plantas. Sin embargo, la EDAR cuenta con zonas anóxicas – aerobias para la eliminación biológica nitrógeno y cuenta con un tanque de dosificación de cloruro férrico ($FeCl_3$) para la eliminación química de fósforo, en caso de que el agua no pueda ser reutilizado y deba ser vertido a la red de alcantarillado. En la Tabla 6 se muestra los indicadores de calidad de agua esperado en el efluente del MBR, en el que se hace la distinción entre el agua destinada a reúso de jardines y a la descarga al sistema de alcantarillado.

Tabla 6. Calidad de agua esperado en el efluente de la EDAR, distinguiendo la calidad requerida para el riego de jardines y le descarga en el sistema de alcantarillado.

Parámetro	Efluente riego	Efluente drenaje	Unidad
SST	30	30	mg/L
DBO ₅	25	25	mg/L
DQO	125	125	mg/L
NT	45	10	mg/L
PT	13	1	mg/L

SST: sólidos suspendidos totales; DBO₅: demanda biológica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno; NT: nitrógeno total; PT: fósforo total.

El consumo de recursos asociado al tratamiento de aguas residuales mediante un MBR incluye distintos elementos, tales como energía, productos químicos y materiales de construcción (ver Tabla 7). De acuerdo con Torre et al. (2024), la demanda energética asciende a 0.45 kWh por metro cúbico de agua tratada. En cuanto a los reactivos químicos, el ácido cítrico y el hipoclorito de sodio (NaOCl) se utiliza para la limpieza de las membranas; el cloruro férrico (FeCl₃) para la eliminación de fósforo; y el polielectrolito se dosifican para facilitar la gestión del fango. Finalmente, en términos de materiales de construcción, se emplea hormigón armado a una tasa de 1.06E-05 m³/m³ de agua tratada (i.e., para un periodo de evaluación de 30 años).

Tabla 7. Consumo de recursos por 1 m³ de agua residual tratada (Torre et al., 2024)

Parámetro	Valor	Unidad
Energía		
Demanda energética	0.45	kWh/m ³
Químicos		
Ácido cítrico	4.83	g/m ³
NaOCl	1.25	g/m ³
FeCl ₃	0.073	kg/m ³
Polielectrolito	1.528	g/m ³
Fangos		
Transporte	0.011	tkm/m ³
Construcción		
Hormigón armado	1.06E-05	m ³ /m ³

La Tabla 8 presenta los recursos y procesos asociados a la construcción de un metro cúbico de infraestructura de hormigón armado dentro de una EDAR (Foley et al., 2010). Dentro de los recursos más relevantes se incluyen el acero de refuerzo, la electricidad de alto voltaje y los diferentes tipos de polietileno, además del transporte de los materiales tanto en camiones como en trenes.

Tabla 8. Recursos y procesos asociados a la construcción de un metro cúbico de infraestructura de hormigón armado dentro de una EDAR (Foley et al., 2010)

Recurso y proceso	Unidad	Cantidad
Hormigón, 35 MPa	m ³	1.00
Transporte de carga en tren	tkm	58.30
Excavación, excavadora hidráulica	m ³	3.48
Polietileno de alta densidad	kg	2.44
Transporte de carga en camiones	tkm	49.29
Cobre	kg	0.92
Llaves de agua	kg	121.98
Tereftalato de polietileno	kg	2.46
Aluminio	kg	0.87
Electricidad, alto voltaje	kWh	0.04
Tuberías metálicas cromadas	kg	2.03
Cuarzo	kg	2.10
Acero de refuerzo	kg	77.58
Polietileno de baja densidad	kg	0.02
Piedra	kg	21.45
Lana mineral de roca	kg	0.78
Compuesto adhesivo bituminoso	kg	1.60
Caucho sintético	kg	0.08
Fibra de vidrio	kg	1.96

Finalmente, el costo de inversión para la construcción y puesta en marcha de la EDAR destinada al reúso de aguas para el riego de jardines en el campus de la PUCP fue estimado en 1,050,000€, según la propuesta más competitiva presentada durante el proceso de licitación en 2019. Esta inversión incluye la construcción de la planta y la instalación de los equipos necesarios para asegurar que el agua tratada cumpla con los requisitos de calidad exigidos para su reutilización en las áreas verdes del campus.

5.4. Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

La Tabla 9 presenta los resultados *midpoint* del ACV para las tres estrategias evaluadas: sistema solar fotovoltaico, digestión anaerobia y el sistema de reúso de agua. Los valores positivos en la tabla corresponden a los impactos generados, mientras que los valores negativos reflejan los impactos evitados.

Tabla 9. Resultados del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) a nivel *midpoint*, que permite comparar el desempeño ambiental del sistema solar fotovoltaico, digestión anaerobia y el sistema de reúso de agua, para 18 categorías de impacto.

Categoría	Unidad	Sistema solar fotovoltaico	Digestión anaerobia	Sistema de reúso de agua
Calentamiento global	kg CO ₂ eq	-544,304	-6,894	51,777
Agotamiento de la capa de ozono estratosférico	kg CFC-11 eq	-0.094	-0.003	-0.360
Radiación ionizante	kBq Co-60 eq	88,511	-19	1,931
Formación de ozono, salud humana	kg NO _x eq	407	-10	150
Formación de material particulado fino	kg PM _{2.5} eq	1,534	-3	72
Formación de ozono, ecosistema terrestre	kg NO _x eq	420	-10	156
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq	1,960	-9	108
Eutrofización de agua dulce	kg P eq	444	-0.19	252
Eutrofización marina	kg N eq	43	-0.04	2
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DCB	1,342,668	-2,264	471,101
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DCB	74,345	-40	8,715
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DCB	96,942	-53	11,238
Toxicidad cancerígena humana	kg 1,4-DCB	361,084	-114	32,491
Toxicidad no cancerígena humana	kg 1,4-DCB	1,524,370	-841	109,628
Uso del suelo	m ² a cultivo eq	138,434	-190	-27,013
Escasez de recursos minerales	kg Cu eq	8,724	-3	1,070
Escasez de recursos fósiles	kg petróleo eq	-324,119	-2,664	13,353
Consumo de agua	m ³	-385,372	-1,725	6,507

El sistema solar fotovoltaico destaca por evitar impactos en 4 categorías, siendo las más resaltantes el calentamiento global (i.e., -544,304 kg CO₂ eq), la escasez de recursos fósiles (i.e., -324,119 kg petróleo eq) y el consumo de agua (i.e., -385,372 m³). Esto se debe a que la autoproducción de energía permite evitar el uso de combustibles fósiles y, por tanto, mitigar el consumo de emisiones de CO₂. Al mismo tiempo, permite evitar el consumo de agua para la generación de energía eléctrica. Cabe resaltar que la matriz energética peruana está compuesta fundamentalmente por energía hidroeléctrica (Torre et al., 2024), por lo cual el impacto evitado podría ser aún más relevante en otros contextos de evaluación (e.g., Europa), cuya matriz energética sea más dependiente de combustibles fósiles. Sin embargo, el sistema genera los mayores impactos en las 14 categorías restantes, en especial en las categorías de ecotoxicidad terrestre (i.e., 1,342,668 kg 1,4-DCB) y la toxicidad no cancerígena humana (i.e., 1,524,370 kg 1,4-DCB). Estos impactos elevados están directamente relacionados con la extracción de materiales y la fabricación de los paneles solares, que requieren metales pesados y otros componentes que generan emisiones tóxicas a lo largo de su ciclo de vida (Chowdhury et al., 2020). Elementos como el cadmio, el plomo y el silicio cristalino, comúnmente utilizados en la fabricación de paneles solares, contribuyen a la liberación de sustancias tóxicas que afectan la salud humana y los ecosistemas (Bazán et al., 2018). Además, el proceso de minería, refinación y manufactura de estos materiales incrementa considerablemente las emisiones de compuestos orgánicos persistentes y metales pesados que impactan en la ecotoxicidad y toxicidad no cancerígena (Dubey et al., 2013)

Por su parte, la digestión anaerobia permite evitar impactos en las 18 categorías evaluadas, destacando particularmente en las categorías de calentamiento global (i.e., -6,894 kg CO₂ eq), ecotoxicidad terrestre (i.e., -2,264 kg 1,4-DCB eq) y escasez de recursos fósiles (i.e., -2,664 kg petróleo eq). Estos impactos evitados se atribuyen principalmente a la capacidad del sistema de digestión anaerobia para generar energía renovable mediante la captura de biogás, lo cual disminuye la dependencia de combustibles fósiles. Además, la producción de biosólidos, que contiene nutrientes (i.e., N, P, K), reduce la necesidad de fertilizantes inorgánicos, disminuyendo así las emisiones asociadas a su fabricación y uso. A diferencia de los paneles solares, la construcción del sistema de digestión anaerobia no es tan intensiva en recursos, lo cual permite la obtención de impactos evitados en todas las categorías. No obstante, los impactos evitados por el sistema solar fotovoltaico, particularmente en las categorías de calentamiento global, escasez de recursos fósiles y consumo de agua, son

considerablemente superiores. En estas categorías, los beneficios del sistema solar son 79, 121 y 223 veces mayores, respectivamente, en comparación con los de la digestión anaerobia.

El sistema de reúso de agua, a diferencia de la digestión anaerobia, solo permite evitar impactos en dos categorías: el agotamiento de la capa de ozono estratosférico y el uso del suelo, siendo esta última la más relevante. Esto se debe principalmente a los nutrientes presentes en el agua residual tratada, que son utilizados en la fertirrigación de los jardines de la PUCP, reduciendo así la necesidad de fertilizantes inorgánicos. La reducción en el uso de estos fertilizantes inorgánicos disminuye la demanda de actividades industriales intensivas, como la extracción de minerales necesarios para su fabricación, lo cual disminuye la presión sobre los recursos terrestres (Mattila et al., 2011). Sin embargo, este sistema genera impactos negativos en las otras 16 categorías evaluadas, atribuibles en gran medida al uso de energía y productos químicos durante la operación de la EDAR. Interesantemente, de manera contraintuitiva, la EDAR genera un impacto neto en la categoría de consumo de agua, a pesar del volumen de agua recuperada destinado a la fertirrigación, que en teoría debería contribuir a un ahorro en el uso de agua potable. Este resultado se explica porque el volumen de agua consumido en la producción de energía y químicos supera al volumen de agua recuperada, resultando en un impacto neto positivo (i.e., en términos numéricos). Además, el mayor impacto se observa en la categoría de ecotoxicidad terrestre, lo cual se vincula al uso de productos químicos como el cloruro férrico, ácido cítrico e hipoclorito de sodio, utilizados durante la operación de la EDAR para procesos de limpieza y eliminación de nutrientes, que contribuyen significativamente a las cargas tóxicas sobre los ecosistemas terrestres.

En la Figura 22 se muestran los pesos relativos de los impactos generados por la construcción del sistema solar fotovoltaico y los impactos evitados por la generación de energía solar en cada una de las 18 categorías de impacto. Los datos indican que la generación de energía permite evitar impactos netos en 4 categorías: calentamiento global (C1), agotamiento de la capa de ozono estratosférico (C2), escasez de recursos fósiles (C17) y consumo de agua (C18). Sin embargo, para la mayoría de las categorías restantes, salvo para la formación de ozono vinculado a la salud humana y el ecosistema (i.e., C4 y C6), el impacto generado por la fabricación de los paneles solares es entre 2 y 25 veces mayor que el impacto evitado por la energía solar generada. Estos resultados sugieren que los beneficios ambientales derivados de la producción de energía solar no son suficientes para compensar los impactos negativos significativos asociados a la fabricación,

especialmente en las categorías relacionadas con el agotamiento de recursos y los efectos tóxicos en la salud humana y los ecosistemas.

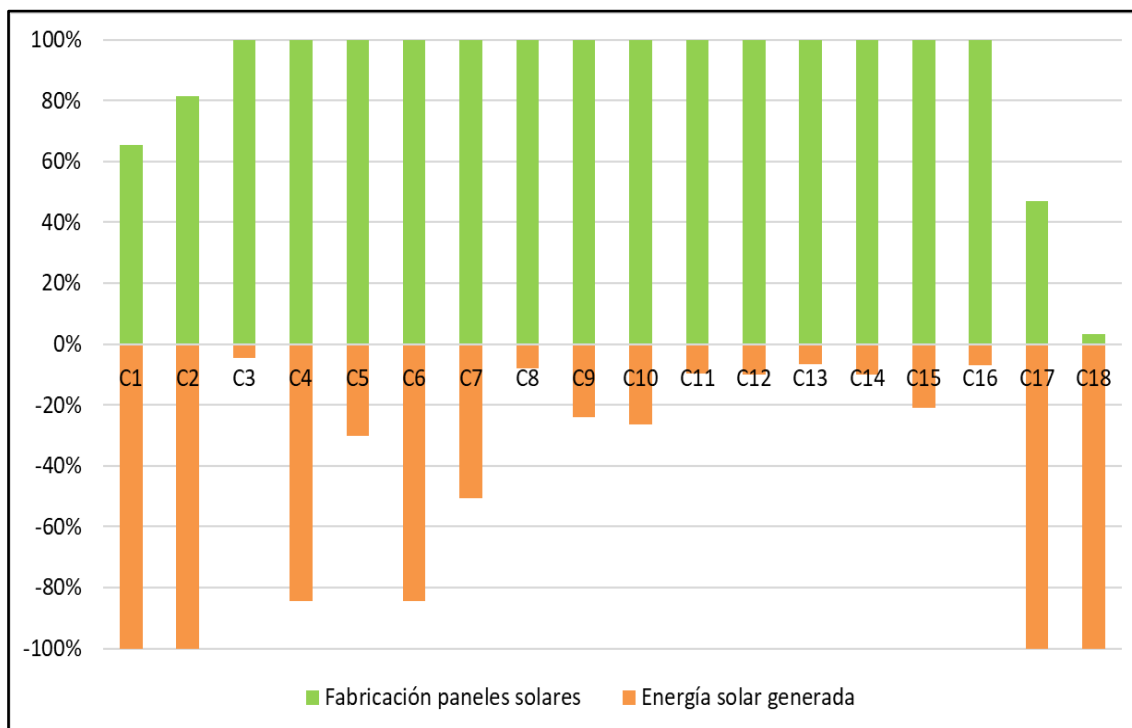


Figura 22. Contribución relativa de los impactos generados o evitados durante fabricación de paneles solares y la generación de energía solar en el sistema solar fotovoltaico para las 18 categorías de impacto. C1: Calentamiento global; C2: Agotamiento de la capa de ozono estratosférico; C3: Radiación ionizante; C4: Formación de ozono, salud humana; C5: Formación de material particulado fino; C6: Formación de ozono, ecosistema terrestre; C7: Acidificación terrestre; C8: Eutrofización de agua dulce; C9: Eutrofización marina; C10: Ecotoxicidad terrestre; C11: Ecotoxicidad de agua dulce; C12: Ecotoxicidad marina; C13: Toxicidad cancerígena humana; C14: Toxicidad no cancerígena humana; C15: Uso del suelo; C16: Escasez de recursos minerales; C17: Escasez de recursos fósiles; C18: Consumo de agua.

En la Figura 23 se muestran los pesos relativos de los impactos generados y evitados por la digestión anaerobia en las 18 categorías de impacto. Los datos indican que el sistema de digestión anaerobia permite evitar impactos netos en todas las categorías evaluadas. Estos impactos evitados se deben sustancialmente a la energía generada por la digestión anaerobia, que representa entre 5 y 100 veces más, que los impactos evitados derivados de la producción de biosólidos que reducen el consumo de fertilizantes inorgánicos. De igual forma, los impactos evitados por la generación de energía constituyen entre 3 y 100 veces más, que los impactos generados por las emisiones al aire y al agua. De hecho, el mayor impacto de las emisiones corresponde la categoría eutrofización marina (C9), debido a la transferencia de compuestos de nitrógeno y fosforo al agua.

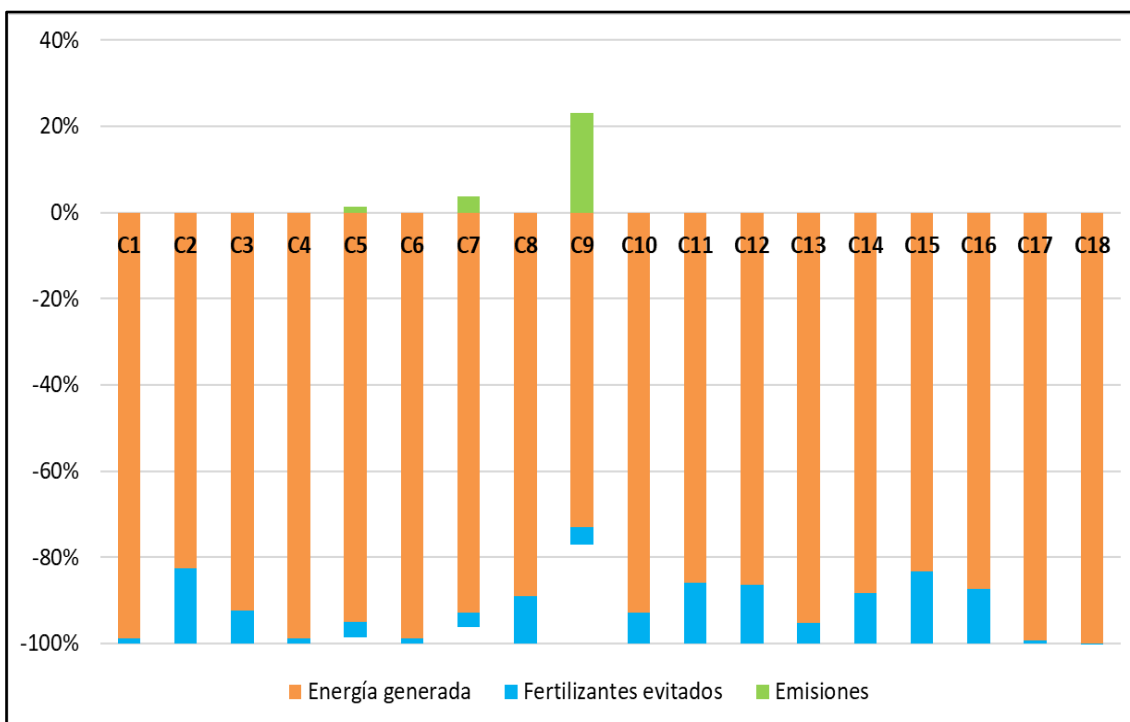


Figura 23. Pesos relativos de los impactos generados por la digestión anaerobia, desagregando las contribuciones de energía generada, fertilizantes evitados y emisiones en cada una de las 18 categorías de impacto. C1: Calentamiento global; C2: Agotamiento de la capa de ozono estratosférico; C3: Radiación ionizante; C4: Formación de ozono, salud humana; C5: Formación de material particulado fino; C6: Formación de ozono, ecosistema terrestre; C7: Acidificación terrestre; C8: Eutrofización de agua dulce; C9: Eutrofización marina; C10: Ecotoxicidad terrestre; C11: Ecotoxicidad de agua dulce; C12: Ecotoxicidad marina; C13: Toxicidad cancerígena humana; C14: Toxicidad no cancerígena humana; C15: Uso del suelo; C16: Escasez de recursos minerales; C17: Escasez de recursos fósiles; C18: Consumo de agua.

En la Figura 24 se muestran los pesos relativos de los impactos generados y evitados por el sistema de reúso de agua en las 18 categorías de impacto, desagregando el aporte de la construcción y operación de la EDAR, los fertilizantes evitados y la recuperación de agua. Los resultados muestran que los impactos generados por la construcción y, en especial, por la operación de la EDAR representan entre 2 y 25 veces los impactos evitados por la reducción en el uso de fertilizantes por la fertiirrigación, salvo para las categorías de agotamiento de la capa de ozono estratosférico (C2) y uso de suelo (C15), siendo más relevante este último dado que el impacto neto evitado en la C2 es -0.36 kg CFC-11 eq. Interesantemente, los impactos evitados por recuperación de agua oscilan solo entre el 1 y 2 % de los impactos generados por la construcción y operación de la EDAR. Cabe resaltar, que se estimó el impacto evitado de la producción de agua en el Perú, un país privilegiado por su oferta hídrica. Sin embargo, la recuperación de agua podría ser más relevante en otros contextos con mayor estrés hídrico, o inclusive si se regionaliza el impacto evitado para Lima (i.e., una ciudad con alto estrés hídrico). Esto en definitiva constituye una limitación de esta investigación, resaltando la necesidad de

desarrollar más estudios regionalizados que permitan estimar con mayor precisión la generación de impactos (Sanchez-Matos et al., 2023).

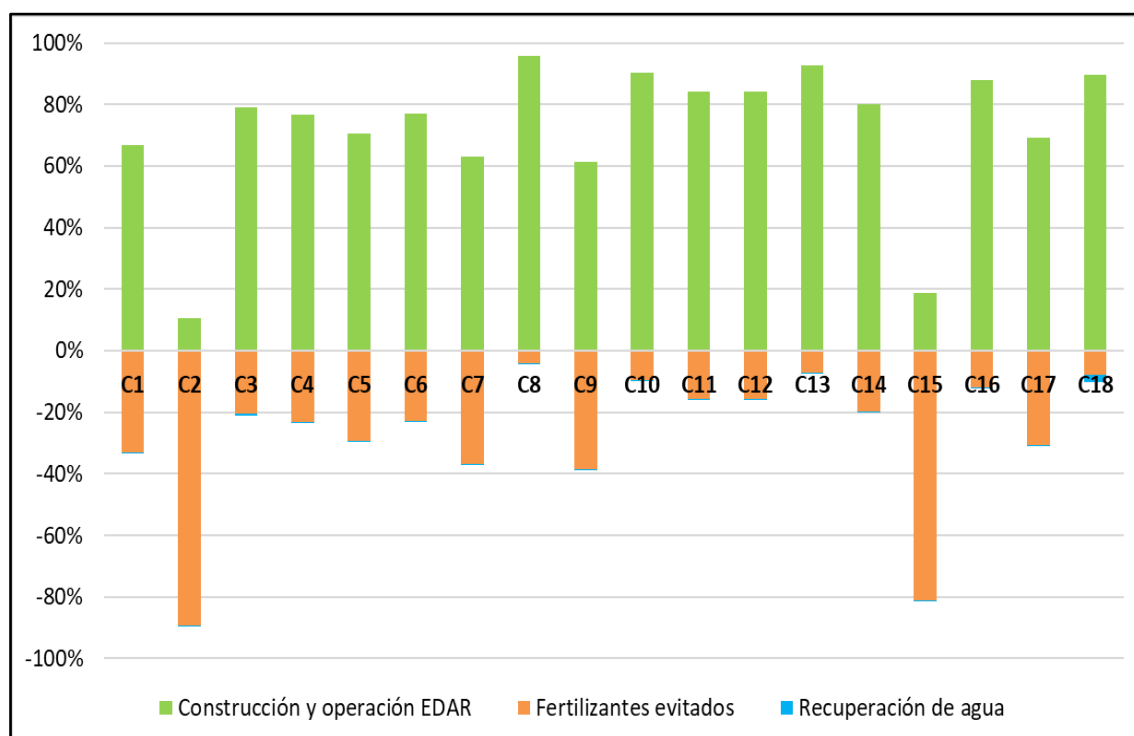


Figura 24. Pesos relativos de los impactos generados por el sistema de reúso de agua, desagregando los recursos empleados para la construcción y operación de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR), fertilizantes evitados y recuperación de agua para las 18 categorías de impacto. C1: Calentamiento global; C2: Agotamiento de la capa de ozono estratosférico; C3: Radiación ionizante; C4: Formación de ozono, salud humana; C5: Formación de material particulado fino; C6: Formación de ozono, ecosistema terrestre; C7: Acidificación terrestre; C8: Eutrofización de agua dulce; C9: Eutrofización marina; C10: Ecotoxicidad terrestre; C11: Ecotoxicidad de agua dulce; C12: Ecotoxicidad marina; C13: Toxicidad cancerígena humana; C14: Toxicidad no cancerígena humana; C15: Uso del suelo; C16: Escasez de recursos minerales; C17: Escasez de recursos fósiles; C18: Consumo de agua.

En la Tabla 10 se muestran los impactos generados o evitados en cada una de las 18 categorías de impacto por millón de euro (M€) invertido. Los resultados indican que el sistema solar fotovoltaico permite evitar los mayores impactos por M€ invertido, para las categorías de calentamiento global, la escasez de recursos fósiles y el consumo de agua. No obstante, también genera los mayores impactos por M€ invertido para el resto de las categorías de impacto. De hecho, la Tabla 10 muestra un patrón similar a tan solo comparar las estrategias en términos de impacto (ver Tabla 9), puesto que el costo de inversión del sistema solar fotovoltaico y el sistema de reúso de agua son parecidos. En cambio, el costo de inversión del digestor anaerobio es prácticamente un tercio de las inversiones requeridas en las otras dos opciones. Sin embargo, los impactos evitados son sustancialmente menores, por lo cual este cociente ambiental- económico no implica un cambio en el patrón. En otras palabras, los impactos ambientales evitados por M€ invertido, siguen siendo sustancialmente a los cocientes obtenidos en las otras dos estrategias.

Tabla 10. Impactos generados o evitados a nivel midpoint por millón de euro invertido.

Categoría	Unidad	Sistema solar fotovoltaico	Digestión anaerobia	Sistema para el reúso de agua
Calentamiento global	kg CO ₂ eq/M€	-398,758	-3,094	49,257
Agotamiento de la capa de ozono estratosférico	kg CFC-11 eq/M€	-0.069	-0.001	-0.343
Radiación ionizante	kBq Co-60 eq/M€	64,843	-9	1,821
Formación de ozono, salud humana	kg NO _x eq/M€	298	-4	142
Formación de material particulado fino	kg PM _{2.5} eq/M€	1,123	-1	69
Formación de ozono, ecosistema terrestre	kg NO _x eq/M€	308	-5	149
Acidificación terrestre	kg SO ₂ eq/M€	1,436	-4	102
Eutrofización de agua dulce	kg P eq/M€	326	-0.09	240
Eutrofización marina	kg N eq/M€	32	-0.02	2
Ecotoxicidad terrestre	kg 1,4-DCB/M€	983,639	-1,016	448,658
Ecotoxicidad de agua dulce	kg 1,4-DCB/M€	54,465	-18	8,299
Ecotoxicidad marina	kg 1,4-DCB/M€	71,020	-24	10,701
Toxicidad cancerígena humana	kg 1,4-DCB/M€	264,530	-51	30,955
Toxicidad no cancerígena humana	kg 1,4-DCB/M€	1,116,754	-377	104,333
Uso del suelo	m ² a cultivo eq/M€	101,417	-85	-25,730
Escasez de recursos minerales	kg Cu eq/M€	6,391	-1	1,019
Escasez de recursos fósiles	kg petróleo eq/M€	-237,450	-1,195	12,706
Consumo de agua	m ³ /M€	-282,324	-774	6,212

La Tabla 11 muestra los impactos a nivel endpoint para las tres estrategias evaluadas, diferenciadas en tres áreas de protección: salud humana, ecosistemas y recursos. En términos de salud humana, el sistema solar fotovoltaico tiene el mayor impacto con 2.01 DALY (i.e., *Disability-Adjusted Life Years*), lo que representa un impacto 201 veces mayor que el impacto generado por el sistema de reúso de agua (0.23 DALY). Sin embargo, los valores en sí mismos son relativamente bajos. El DALY representa la cantidad de años perdidos debido a la enfermedad, la discapacidad o la muerte prematura. En este contexto, un valor de 2.01 DALY implica que, a lo largo del ciclo de vida del sistema solar fotovoltaico, se perderán aproximadamente 2 años de vida saludable en total debido a los impactos negativos en la salud humana. La digestión anaerobia, por su parte, evita impactos en esta categoría, con un valor de -0.01 DALY, indicando que esta estrategia contribuye positivamente a la protección de la salud humana. En la protección de los ecosistemas, los resultados indican que tanto el sistema solar fotovoltaico como la digestión anaerobia permiten evitar impactos en esta categoría, siendo los del sistema solar aproximadamente 10 veces mayores que los de la digestión anaerobia. En cambio, el sistema de reúso de agua muestra un impacto de 1.4E-04 especies.año. En la categoría de recursos, el sistema solar fotovoltaico evita un impacto sustancial de -154,106 USD₂₀₁₃, que representa 162 veces el ahorro logrado por la digestión anaerobia. El sistema de reúso de agua, por el contrario, genera un impacto, consumiendo 4,843 USD₂₀₁₃ en recursos.

Tabla 11. Resultados de los impactos a nivel *endpoint* correspondientes a las áreas de protección de salud humana, ecosistemas y recursos.

Área de protección	Sistema solar fotovoltaico	Digestión anaerobia	Sistema para el reúso de agua
Salud humana (DALY)	2.01	-0.01	0.23
Ecosistemas (especies.año)	-2.7E-04	-2.8E-05	1.4E-04
Recursos (USD ₂₀₁₃)	-154,106	-950	4,843

Cabe resaltar que, se intentó calcular un *single score* que integrara las tres áreas de protección para proporcionar una métrica única y facilitar la comparación entre las estrategias evaluada. Sin embargo, los resultados indicaron valores prácticamente nulos para las estrategias de digestión anaerobia y reúso de agua, debido a los bajos impactos obtenidos en cada área de protección. Esta limitación sugiere que el *single score* no es un

método apropiado para comparar las estrategias en este caso específico, ya que no captura adecuadamente las diferencias relativas entre las tecnologías evaluadas. Por lo tanto, la comparación del desempeño de las estrategias se debe realizar separadamente en las tres áreas de protección donde se pueden observar diferencias más significativas y se puede realizar un análisis más detallado de los impactos evitados y generados por cada estrategia.

5.5. Discusión de resultados

En función de los resultados obtenidos, la estrategia que debería priorizarse dentro de la hoja de ruta hacia la prestación de un servicio sostenible en la PUCP es el sistema solar fotovoltaico. De hecho, esta opción permite evitar los mayores impactos en las áreas de protección de ecosistemas y recursos, demostrando un mejor desempeño dentro del marco del ACV. Si bien el sistema solar fotovoltaico presenta el mayor impacto en términos de salud humana (i.e., 2.01 DALY), la diferencia en términos de DALY respecto a las otras tecnologías es relativamente baja. La digestión anaerobia, por su parte, es la segunda mejor opción, debido a su capacidad para evitar impactos en las tres áreas de protección evaluadas. Su desempeño es moderado en comparación con el sistema solar fotovoltaico, pero consistente en todas las categorías, lo que justifica su implementación dentro de un enfoque integral de sostenibilidad. Finalmente, a diferencia de la digestión anaerobia, el sistema de reúso de agua genera impactos en las tres áreas de protección. Los beneficios del reúso de agua no logran compensar los impactos asociados al uso de energía y productos químicos utilizados en la operación de la EDAR.

Aunque se ha evaluado qué estrategias de sostenibilidad deberían priorizarse en el ámbito universitario (i.e., PUCP), surge una cuestión, quizá, más fundamental: ¿por qué las universidades deberían adoptar y promover estas estrategias? Desde una perspectiva social, las universidades, como instituciones que generan conocimiento y forman a los futuros líderes, tienen un papel fundamental en la creación de conciencia y la promoción de prácticas sostenibles en la sociedad. Su capacidad para influir en la mentalidad de generaciones futuras, a través de la educación y el ejemplo, les otorga la responsabilidad de liderar el cambio hacia la sostenibilidad. Además, al adoptar y promover estrategias sostenibles, las universidades fortalecen su reputación institucional y, al mismo tiempo, cumplen con su deber de contribuir positivamente a la comunidad y formar ciudadanos responsables y conscientes de los desafíos ambientales.

Desde una perspectiva ambiental, es imperativo que las universidades trabajen activamente en la reducción de los impactos ambientales derivados de sus operaciones. Sin embargo, muchas veces se adopta un enfoque miope que se concentra principalmente en la reducción de la huella de carbono, ignorando que el calentamiento global es solo una de las muchas categorías de impacto ambiental. Para alcanzar una verdadera sostenibilidad ambiental, es necesario que las universidades implementen un análisis más amplio y holístico, como el planteado en este estudio, que abarque otras categorías de impacto. De esta forma, se puede capturar una visión más integral de los efectos ambientales generados por las distintas estrategias, reconociendo las compensaciones entre las diferentes categorías de impacto. Puesto que la adopción de una estrategia podría implicar de forma simultánea la reducción de una categoría de impacto y el aumento de otra.

En términos económicos, adoptar estrategias sostenibles puede traer beneficios tangibles a las universidades, más allá de la posible reducción de los costos operativos. En definitiva, un enfoque sostenible fomenta la innovación tecnológica, promoviendo la articulación con empresas y sectores industriales que buscan soluciones sostenibles y eficientes. Esta colaboración no solo fortalece el vínculo entre la academia y el sector privado, sino que también posiciona a las universidades como líderes en la generación de conocimiento. Además, la implementación de estrategias sostenibles aumenta la competitividad de las instituciones, atrayendo fondos y subvenciones de organismos internacionales que valoran los compromisos con el desarrollo sostenible. Finalmente, adoptar un enfoque sostenible puede formar parte de la estrategia de las universidades para captar más alumnos, dentro de una sociedad con cada vez más conciencia ambiental.

Las estrategias propuestas en este estudio están directamente alineadas con el cumplimiento de los ODS de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. La energía solar fotovoltaica contribuye al ODS 7, que promueve el acceso a una energía asequible y no contaminante, al impulsar el uso de energías renovables, reduciendo la dependencia de combustibles fósiles. Al mismo tiempo, contribuye con el ODS 13 relacionado con la acción por el clima, puesto que genera menos emisiones de GEIs. Por su parte, la digestión anaerobia, al transformar los residuos alimentarios en biogás y biosólidos, se vincula al ODS 12, que fomenta la producción y el consumo responsables, minimizando el desperdicio y optimizando los recursos disponibles. Además, al generar fertilizantes orgánicos, la digestión anaerobia contribuye indirectamente al ODS 2, que busca acabar con el hambre mediante prácticas agrícolas más sostenibles. El reúso de agua a través del

tratamiento de aguas residuales se alinea con el ODS 6, que busca garantizar la disponibilidad de agua limpia y saneamiento para todos, promoviendo una gestión más eficiente del recurso hídrico en entornos urbanos.

Respecto a la metodología, el ACV es reconocida dentro del mundo científico como la herramienta más robusta para la evaluación de los impactos ambientales, puesto que proporciona una visión completa y los métodos son constantemente actualizados y refinados (Corominas et al., 2020). De hecho, al abarcar múltiples categorías de impacto, el ACV permite una evaluación más informada y detallada. Cabe mencionar que, dada la flexibilidad metodológica, el alcance del estudio podría extenderse a la evaluación a otras estrategias, como la implementación de sistemas de transporte compartido o tecnologías innovadoras de reducción de residuos. Al mismo tiempo, la metodología propuesta en este estudio podría ser replicada en otros contextos académicos o inclusive en otros sectores productivos. No obstante, la metodología presenta limitaciones intrínsecas. Específicamente, la caracterización a nivel midpoint desglosa los impactos en componentes específicos, aumentando la precisión en la evaluación, mientras que la caracterización a nivel endpoint integra estos resultados en áreas de protección clave, como la salud humana, ecosistemas y recursos naturales, facilitando la interpretación para la gestión y políticas públicas (Hauschild et al., 2018). Sin embargo, la simplificación del modelo a nivel endpoint introduce una mayor incertidumbre en los resultados, lo que exige una interpretación cuidadosa (Michael et al., 2018). Además, la falta de regionalización de los datos utilizados para completar el inventario puede limitar la precisión de los impactos calculados. Finalmente, con la intención de refinar la metodología y estimar un indicador ambiental-económico más preciso, podría llevarse a cabo un análisis de ciclo de vida económico, ya que la evaluación basada únicamente en los costos de inversión constituye una visión limitada.

6. Conclusiones

En un contexto donde la evaluación ambiental de las universidades se centra comúnmente en métricas vinculadas a la huella de carbono, se desarrolló una metodología basada en el ACV que permitió una evaluación holística de los múltiples impactos ambientales asociados a las actividades universitarias. Esta metodología fue aplicada en la PUCP, con el propósito de establecer una hoja de ruta hacia la sostenibilidad en el campus. Para ello, se propusieron y evaluaron tres estrategias: la instalación de paneles solares fotovoltaicos, la implementación de un digestor anaerobio para el tratamiento de residuos alimenticios y la operación de una EDAR para la reutilización de agua. En definitiva, la metodología propuesta permitió identificar y cuantificar los impactos ambientales generados y evitados por cada una de las estrategias propuestas, fortaleciendo la toma de decisiones dentro del sector de educación superior.

En la evaluación del desempeño ambiental de las tres estrategias implementadas (i.e., *midpoint*), los paneles solares fotovoltaicos evidenciaron la capacidad de evitar impactos significativos en 4 categorías, siendo las más relevantes el calentamiento global (i.e., -544 t CO₂ eq), la escasez de recursos fósiles (i.e., -324 t petróleo eq) y el consumo de agua (i.e., -385,372 m³). Estos impactos evitados se relacionaron con la autoproducción de energía, que redujo el uso de combustibles fósiles y, consecuentemente, las emisiones de CO₂, así como el consumo de agua asociado a la generación eléctrica convencional. No obstante, el sistema solar fotovoltaico generó impactos negativos considerables en las 14 categorías restantes, particularmente en ecotoxicidad terrestre (i.e., 1,343 t 1,4-DCB) y toxicidad no cancerígena humana (i.e., 1,524 t 1,4-DCB). Estos impactos elevados se vincularon con la extracción de materiales y la fabricación de los paneles solares, procesos que requieren metales pesados y otros componentes tóxicos, responsables de efectos adversos para la salud humana y los ecosistemas. Aunque la generación de energía solar permitió evitar impactos netos en varias categorías, los impactos generados por la manufactura de los paneles fueron entre 2 y 25 veces mayores en la mayoría de las categorías evaluadas.

La digestión anaerobia, por su parte, permitió evitar impactos en las 18 categorías evaluadas, destacando en las categorías de calentamiento global (i.e., -6.8 t CO₂ eq), ecotoxicidad terrestre (i.e., -2.2 t kg 1,4-DCB eq) y escasez de recursos fósiles (i.e., -2.6 t petróleo eq). Estos impactos evitados se atribuyeron principalmente a la capacidad del

sistema de generar energía renovable mediante la captura de biogás, lo cual redujo la dependencia de combustibles fósiles. Además, la producción de biosólidos con nutrientes esenciales (i.e., N, P, K) disminuyó la necesidad de fertilizantes inorgánicos, lo que contribuyó a la reducción de las emisiones vinculadas a su fabricación y uso. A diferencia del sistema solar fotovoltaico, la construcción del sistema de digestión anaerobia no fue tan intensiva en recursos, lo que permitió la obtención de impactos evitados en todas las categorías evaluadas. Sin embargo, en las categorías de calentamiento global, escasez de recursos fósiles y consumo de agua, los impactos evitados por el sistema solar fueron entre 79 y 223 veces superiores. Respecto a los beneficios evitados por la digestión anaerobia, los beneficios derivados de la generación de energía superaron entre 5 y 100 veces a los obtenidos por la reducción en el uso de fertilizantes inorgánicos por la producción de biosólidos.

El sistema de reúso de agua presentó el peor desempeño ambiental, con impactos evitados en solo dos categorías: el agotamiento de la capa de ozono estratosférico y el uso de suelo, siendo esta última la más destacada debido a la reducción del uso de fertilizantes inorgánicos a través de la fertiirrigación con agua residual tratada. Esta reducción disminuyó la demanda de actividades industriales intensivas, aliviando la presión sobre los recursos terrestres. Sin embargo, el sistema generó impactos en las 16 categorías restantes, principalmente debido al uso intensivo de energía y productos químicos durante la operación de la EDAR. De manera contraintuitiva, el sistema también generó un impacto neto en la categoría de consumo de agua, ya que el volumen de agua necesario para la producción de energía y químicos superó al volumen de agua recuperada. Además, los mayores impactos se observaron en la categoría de ecotoxicidad terrestre, atribuibles al uso de productos como cloruro férrico, ácido cítrico e hipoclorito de sodio, que contribuyeron a la toxicidad en los ecosistemas terrestres. Los resultados indicaron que los impactos generados por la operación y construcción de la EDAR fueron entre 2 y 25 veces mayores que los impactos evitados por la fertiirrigación, aunque se requieren estudios regionalizados para evaluar con mayor precisión los beneficios potenciales del reúso de agua en contextos de mayor estrés hídrico (i.e., Lima).

En base a los resultados obtenidos, la estrategia que debe priorizarse dentro de la hoja de ruta hacia la sostenibilidad en la PUCP es el sistema solar fotovoltaico, debido a su capacidad para evitar los mayores impactos en las áreas de protección de ecosistemas y recursos (i.e., *endpoint*). Aunque presenta un impacto moderado en términos de salud humana, este es similar en términos de DALY a los obtenidos en las otras categorías.

Diferentemente, la digestión anaerobia permite evitar impactos en las tres áreas de protección, y aunque su desempeño es moderado en comparación con el sistema solar, es consistente, lo que justifica su implementación en un segundo orden de prioridad. El sistema de reúso de agua, por su parte, ocupa la última posición en la priorización, ya que genera impactos en las tres áreas de protección, con beneficios que no compensan los impactos negativos asociados al uso de energía y productos químicos en la EDAR.

En base a lo descrito, la presente investigación constituye un aporte significativo en la toma de decisiones en busca de la sostenibilidad en la educación superior, proporcionando herramientas que permiten a los gestores universitarios y responsables de políticas educativas tomar decisiones informadas que minimicen los impactos ambientales y optimicen el uso de los recursos económicos. Al mismo tiempo, los resultados son relevantes para organizaciones gubernamentales y no gubernamentales interesadas en promover prácticas sostenibles en las instituciones educativas. En definitiva, los aspectos discutidos a lo largo de esta investigación invitan a la reflexión sobre el papel que las universidades pueden y deben desempeñar en la transición hacia una sociedad más sostenible. De cara al futuro, es crucial expandir el alcance hacia otras estrategias vinculadas a la movilidad sostenible, como la implementación de sistemas eficientes de movilidad compartida, dado que esta área también representa importantes fuentes de impacto. Además, será necesario desarrollar inventarios de ciclo de vida más robustos y factores de caracterización regionalizados que permitan una estimación más precisa de los impactos generados y evitados. La adopción de estas líneas de investigación permitirá avanzar hacia una comprensión más completa de las dinámicas ambientales en el contexto universitario, ofreciendo soluciones sostenibles que pueden ser replicables a nivel global (i.e., previo estudio in-situ).

7. Referencias

Abejón, R., Laso, J., Rodrigo, M., Ruiz-Salmón, I., Mañana, M., Margallo, M., Aldaco, R., 2020. Toward energy savings in campus buildings under a life cycle thinking approach. *Applied Sciences*, 10(20), 7123.

Akpan, V. E., Omole, D. O., Basse, D. E., 2020. Assessing the public perceptions of treated wastewater reuse: opportunities and implications for urban communities in developing countries. *Heliyon*, 6(10).

Ali, S. M., Acquaye, A., 2024. An examination of Water-Energy-Food nexus: From theory to application. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 202, 114669.

Allouhi, A., Rehman, S., Buker, M. S., Said, Z., 2022. Up-to-date literature review on Solar PV systems: Technology progress, market status and R&D. *Journal of Cleaner Production*, 362, 132339.

Arif, M. S., 2013. Residential solar panels and their impact on the reduction of carbon emissions. University of California, Berkeley. Recuperado de: https://nature.berkeley.edu/classes/es196/projects/2013final/ArifM_2013.pdf.

Aziz, F., Farissi, M., 2014. Reuse of treated wastewater in agriculture: solving water deficit problems in arid areas. *Annals of West University of Timisoara: Series of Biology*, 17(2).

Barua, S., Prasath, R. A., Boruah, D., 2017. Rooftop solar photovoltaic system design and assessment for the academic campus using PVsyst software. *International Journal of Electronics and Electrical Engineering*, 5(1), 76-83.

Barillon, B., Ruel, S. M., Langlais, C., Lazarova, V., 2013. Energy efficiency in membrane bioreactors. *Water science and technology*, 67(12), 2685-2691.

Barry, M. T., 2011. Life cycle assessment and the New Zealand wine industry: a tool to support continuous environmental improvement: a thesis presented in partial fulfilment of the requirements for the degree of Master of Environmental Management in Life Cycle Management at Massey University, Wellington, New Zealand (Doctoral dissertation, Massey University).

Bazán, J., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Vázquez-Rowe, I., 2018. Low-carbon electricity production through the implementation of photovoltaic panels in rooftops in urban environments: A case study for three cities in Peru. *Science of the Total Environment*, 622, 1448-1462.

Beddoes, J. C., Bracmort, K. S., Burns, R. T., Lazarus, W. F., 2007. An analysis of energy production costs from anaerobic digestion systems on US livestock production facilities.

Bjørn, A., Margni, M., Roy, P. O., Bulle, C., Hauschild, M. Z., 2016. A proposal to measure absolute environmental sustainability in life cycle assessment. *Ecological Indicators*, 63, 1-13.

Bong, C. P. C., Lim, L. Y., Lee, C. T., Klemeš, J. J., Ho, C. S., Ho, W. S., 2018. The characterisation and treatment of food waste for improvement of biogas production during anaerobic digestion—A review. *Journal of cleaner production*, 172, 1545-1558.

Burmann, C., García, F., Guijarro, F., Oliver, J., 2021. Ranking the Performance of Universities: The Role of Sustainability. *Sustainability*, 13(23), 13286.

Chandel, S. S., Naik, M. N., Sharma, V., Chandel, R., 2015. Degradation analysis of 28 year field exposed mono-c-Si photovoltaic modules of a direct coupled solar water pumping system in western Himalayan region of India. *Renewable Energy*, 78, 193-202.

Charfi, W., Chaabane, M., Mhiri, H., Bournot, P., 2018. Performance evaluation of a solar photovoltaic system. *Energy Reports*, 4, 400-406.

Chen, W., Lu, S., Pan, N., Jiao, W., 2013. Impacts of long-term reclaimed water irrigation on soil salinity accumulation in urban green land in Beijing. *Water Resources Research*, 49(11), 7401-7410.

Chiu, S. L., Lo, I. M., 2016. Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 24435-24450.

Chowdhury, M. S., Rahman, K. S., Chowdhury, T., Nuthammachot, N., Techato, K., Akhtaruzzaman, M., Tiong, S. K., Sopian, K., Amin, N., 2020. An overview of solar photovoltaic panels' end-of-life material recycling. *Energy Strategy Reviews*, 27, 100431.

Clemmens, A. J., Allen, R. G., Burt, C. M., 2008. Technical concepts related to conservation of irrigation and rainwater in agricultural systems. *Water Resources Research*, 44(7).

Contreras, J. D., Meza, R., Siebe, C., Rodríguez-Dozal, S., López-Vidal, Y. A., Castillo-Rojas, G., Amieva, R. I., Solano-Gálvez, S. G., Mazari-Hiriart, M., Silva-Magaña, M. A., Vázquez-Salvador, N., Pérez, I. R., Romero, L. M., Cortez, E. S., Riojas-Rodríguez, H., Eisenberg, J. N., 2017. Health risks from exposure to untreated wastewater

used for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico: A 25-year update. *Water Research*, 123, 834-850.

Corominas, L., Byrne, D. M., Guest, J. S., Hospido, A., Roux, P., Shaw, A., Short, M. D., 2020. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research*, 184, 116058.

Curran, M. A. (Ed.), 2012. *Life cycle assessment handbook: a guide for environmentally sustainable products*. John Wiley & Sons.

Dawodu, A., Dai, H., Zou, T., Zhou, H., Lian, W., Oladejo, J., Osebor, F., 2022. Campus sustainability research: Indicators and dimensions to consider for the design and assessment of a sustainable campus. *Heliyon*, 8(12).

Dong, Y. H., Ng, S. T., 2014. Comparing the midpoint and endpoint approaches based on ReCiPe—a study of commercial buildings in Hong Kong. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 1409-1423.

Dubey, S., Jadhav, N. Y., Zakirova, B., 2013. Socio-economic and environmental impacts of silicon based photovoltaic (PV) technologies. *Energy Procedia*, 33, 322-334.

Du Plessis, A., du Plessis, A., 2019. Current and future water scarcity and stress. *Water as an inescapable risk: current global water availability, quality and risks with a specific focus on South Africa*, 13-25.

Dung, T. N. B., Sen, B., Chen, C. C., Kumar, G., Lin, C. Y., 2014. Food waste to bioenergy via anaerobic processes. *Energy Procedia*, 61, 307-312.

FAO, 2011. *Global food losses and food waste*. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e00.pdf>.

Fernandes, L. S., Galvão, A., Santos, R., Monteiro, S., 2023. Impact of water reuse on agricultural practices and human health. *Environmental Research*, 216, 114762.

Filimonau, V., Archer, D., Bellamy, L., Smith, N., Wintrip, R., 2021. The carbon footprint of a UK University during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 756, 143964.

Fu, R., James, T. L., Woodhouse, M., 2015. Economic measurements of polysilicon for the photovoltaic industry: market competition and manufacturing competitiveness. *IEEE Journal of Photovoltaics*, 5(2), 515-524.

Gao, S., Zhao, M., Chen, Y., Yu, M., Ruan, W., 2015. Tolerance response to in situ ammonia stress in a pilot-scale anaerobic digestion reactor for alleviating ammonia inhibition. *Bioresource technology*, 198, 372-379.

Gasparotto, J., Martinello, K. D. B., 2021. Coal as an energy source and its impacts on human health. *Energy Geoscience*, 2(2), 113-120.

Gatta, G., Libutti, A., Gagliardi, A., Disciglio, G., Tarantino, E., Beneduce, L., Giuliani, M. M., 2021. Wastewater reuse in agriculture: Effects on soil-plant system properties. *Interaction and Fate of Pharmaceuticals in Soil-Crop Systems: The Impact of Reclaimed Wastewater*, 79-102.

Geng, Y., Liu, K., Xue, B., Fujita, T., 2013. Creating a “green university” in China: a case of Shenyang University. *Journal of Cleaner Production*, 61, 13-19.

Gerrity, D., Pecson, B., Trussell, R. S., Trussell, R. R., 2013. Potable reuse treatment trains throughout the world. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 62(6), 321-338.

Ghodsvali, M., Krishnamurthy, S., de Vries, B., 2019. Review of transdisciplinary approaches to food-water-energy nexus: A guide towards sustainable development. *Environmental Science & Policy*, 101, 266-278.

Giroto, F., Alibardi, L., Cossu, R., 2015. Food waste generation and industrial uses: A review. *Waste management*, 45, 32-41.

Giusti, G., Farrapo Junior, A. C., Silva, D. V., Silva, D. A., 2024. Linking the UN sustainable development goals to life cycle impact applied to a university campus. *International Journal of Sustainability in Higher Education*.

Grupo del Banco Mundial, 2024. Global Solar Atlas. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <https://globalsolaratlas.info/map?c=11.523088,8.173828,3>

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., & Meybeck, A., 2011. Global food losses and food waste.

Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., Olsen, S. I., 2018. *Life cycle assessment* (Vol. 2018). Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3>.

Herrmann, I. T., Moltesen, A., 2015. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose?—a comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, 86, 163-169.

Hernández-Callejo, L., Gallardo-Saavedra, S., Alonso-Gómez, V., 2019. A review of photovoltaic systems: Design, operation and maintenance. *Solar Energy*, 188, 426-440.

Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., 2012. The water footprint of humanity. *Proceedings of the national academy of sciences*, 109(9), 3232-3237.

Huijbregts et al., 2016. ReCiPe 2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level report I: characterization.

IPCC, 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for global environmental strategies, Hayama, Kanagawa, Japan.

ISO., 2006a. International Standard ISO 14040 - Environmental management - life cycle assessment - Principles and Framework.

ISO., 2006b. International Standard ISO 14044 - Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines.

ISO, 2018. Greenhouse gases — Part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals (ISO 14064-1). Recuperado de <https://www.iso.org/standard/66453.html>

Islam, M. R., Sumathy, K. K. S. U., Khan, S. U., 2013. Solar water heating systems and their market trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 17, 1-25.

Jain, S., Aggarwal, P., Sharma, N., Sharma, P., 2013. Fostering sustainability through education, research and practice: a case study of TERI University. *Journal of cleaner production*, 61, 20-24.

Jeffrey, P., Yang, Z., Judd, S. J., 2022. The status of potable water reuse implementation. *Water Research*, 214, 118198.

Jeong, H., Kim, H., Jang, T., 2016. Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: a contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. *Water*, 8(4), 169.

Judd, S. J., 2017. Membrane technology costs and me. *Water research*, 122, 1-9.

Jürgens, M., Hartmann, K., Endres, H. J., Spierling, S., 2023. Life cycle assessment of higher education institutions—method and case study. *Journal of Cleaner Production*, 430, 139649.

Kabir, E., Kumar, P., Kumar, S., Adelodun, A. A., Kim, K. H., 2018. Solar energy: Potential and future prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 894-900.

Kalbar, P. P., Birkved, M., Nygaard, S. E., Hauschild, M., 2017. Weighting and aggregation in life cycle assessment: do present aggregated single scores provide correct decision support?. *Journal of Industrial Ecology*, 21(6), 1591-1600.

Kesari, K. K., Soni, R., Jamal, Q. M. S., Tripathi, P., Lal, J. A., Jha, N. K., Siddiqui, M. H., Kumar, P., Tripathi, V., Ruokolainen, J., 2021. Wastewater treatment and reuse: a review of its applications and health implications. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1-28.

Kruitwagen, L., Story, K. T., Friedrich, J., Byers, L., Skillman, S., Hepburn, C., 2021. A global inventory of photovoltaic solar energy generating units. *Nature*, 598(7882), 604-610.

Kumar, N. S., & Naidu, K. C. B., 2021. A review on perovskite solar cells (PSCs), materials and applications. *Journal of Materiomics*, 7(5), 940-956.

Laso, J., Vázquez-Rowe, I., Margallo, M., Irabien, Á., Aldaco, R., 2018. Revisiting the LCA+ DEA method in fishing fleets. How should we be measuring efficiency?. *Marine Policy*, 91, 34-40.

Li, L., He, Q., Wei, Y., He, Q., Peng, X., 2014. Early warning indicators for monitoring the process failure of anaerobic digestion system of food waste. *Bioresource technology*, 171, 491-494.

Li, L., Peng, X., Wang, X., Wu, D., 2018. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology*, 248, 20-28.

Li, R., Zhao, R., Xie, Z., Xiao, L., Chuai, X., Feng, M., Zhang, H., Luo, H., 2022. Water–energy–carbon nexus at campus scale: Case of North China University of Water Resources and Electric Power. *Energy Policy*, 166, 113001.

Lienen, T., Kleyböcker, A., Brehmer, M., Kraume, M., Moeller, L., Görsch, K., Würdemann, H., 2013. Floating layer formation, foaming, and microbial community structure change in full-scale biogas plant due to disruption of mixing and substrate overloading. *Energy, Sustainability and Society*, 3, 1-14.

Lightfinch, L., 2022. QS World University Rankings: Sustainability methodology—how to use the rankings in your university search.

Louwen, A., Van Sark, W., 2020. Photovoltaic solar energy. In *Technological learning in the transition to a low-carbon energy system* (pp. 65-86). Academic Press.

Lozano, R., 2011. The state of sustainability reporting in universities. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 12(1), 67-78.

Lukman, R., Tiwary, A., Azapagic, A., 2009. Towards greening a university campus: The case of the University of Maribor, Slovenia. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(11), 639-644.

Machado, C. F., Davim, J. P., 2023. Sustainability in the Modernization of Higher Education: Curricular Transformation and Sustainable Campus—A Literature Review. *Sustainability*, 15(11), 8615.

Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G., 2015. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and sustainable energy reviews*, 45, 540-555.

Marinho, M., do Socorro Gonçalves, M., Kiperstok, A., 2014. Water conservation as a tool to support sustainable practices in a Brazilian public university. *Journal of Cleaner Production*, 62, 98-106.

Mattila, T., Helin, T., Antikainen, R., Soimakallio, S., Pingoud, K., Wessman, H., 2011. Land use in life cycle assessment. *The Finnish Environment*, 24, 2011.

Meng, F., Liu, G., Liang, S., Su, M., Yang, Z., 2019. Critical review of the energy-water-carbon nexus in cities. *Energy*, 171, 1017-1032.

Melville-Rea, K., Arndt, S. K., 2024. Net-Zero Heroes? Climate Change Mitigation Efforts and Strategies across Australian Group-of-Eight Universities. *Sustainability*, 16(7), 2937.

Metcalf & Eddy., 2014. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (5th ed.). New York: McGraw-Hill.

Michael, Z. H., Ralph, K. R., & Stig, I. O., 2018. *Life cycle assessment: Theory and practice*.

MITECO, 2024. Biorresiduos. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos/biorresiduos-que-caracteristicas-tienen.html>

Moltesen, A., Bjørn, A., 2018. LCA and Sustainability. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, 43-55.

Muteri, V., Cellura, M., Curto, D., Franzitta, V., Longo, S., Mistretta, M., Parisi, M. L., 2020. Review on life cycle assessment of solar photovoltaic panels. *Energies*, 13(1), 252.

Nemecek, T., Kägi, T., Blaser, S., 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent v2.0 No, 15, 1-360.

Parodi, E., Vázquez-Rowe, I., Quispe, I., Kahhat, R., 2024. Huella de carbono organizacional de la Pontificia Universidad Católica del Perú.

Peng, J., Lu, L., Yang, H., 2013. Review on life cycle assessment of energy payback and greenhouse gas emission of solar photovoltaic systems. *Renewable and sustainable energy reviews*, 19, 255-274.

Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., Rebitzer, G., 2004. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environment international*, 30(5), 721-739.

PNUMA, 2024. Informe sobre el Índice de Desperdicio de Alimentos 2024. Nairobi.

Pourasl, H. H., Barenji, R. V., Khojastehnezhad, V. M., 2023. Solar energy status in the world: A comprehensive review. *Energy Reports*, 10, 3474-3493.

PUCP, 2024. Datos académicos. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos/biorresiduos-que-caracteristicas-tienen.html>

Pullen, T., 2015. Anaerobic digestion-making biogas-making Energy: the earth.

Qasim, S. R., Zhu, G., 2017. *Wastewater Treatment and Reuse Theory and Design Examples, Volume 2: Post-Treatment, Reuse, and Disposal*. CRC press.

Ramasamy, V., Feldman, D., Desai, J., Margolis, R., 2021. US solar photovoltaic system and energy storage cost benchmarks: Q1 2021 (No. NREL/TP-7A40-80694). National Renewable Energy Lab. (NREL), Golden, CO (United States).

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W. P., Suh, S., Pennington, D. W., 2004. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, 30(5), 701-720.

Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., Liu, Y., 2018. A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresource technology*, 247, 1069-1076.

Rich, D., Andiroglu, E., Gallo, K., Ramanathan, S., 2023. A review of water reuse applications and effluent standards in response to water scarcity. *Water Security*, 20, 100154.

Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., et al., 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9, eadh2458.

Robles-Aguilar, A. A., Temperton, V. M., Jablonowski, N. D., 2019. Maize silage digestate application affecting germination and early growth of maize modulated by soil type. *Agronomy*, 9(8), 473.

Romero, M., González-Aguilar, J., 2014. *Solar thermal CSP technology*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment, 3(1), 42-59.

Saidan, M., Albaali, A. G., Alasis, E., Kaldellis, J. K., 2016. Experimental study on the effect of dust deposition on solar photovoltaic panels in desert environment. *Renewable Energy*, 92, 499-505.

Sampaio, P. G. V., González, M. O. A., 2017. Photovoltaic solar energy: Conceptual framework. *Renewable and sustainable energy reviews*, 74, 590-601.

Sanchez-Matos, J., Andrade, E. P., Vázquez-Rowe, I., 2023. Revising regionalized water scarcity characterization factors for selected watersheds along the hyper-arid Peruvian coast using the AWARE method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 28(11), 1447-1465.

Scanlon, B. R., Ruddell, B. L., Reed, P. M., Hook, R. I., Zheng, C., Tidwell, V. C., Siebert, S., 2017. The food-energy-water nexus: Transforming science for society. *Water Resources Research*, 53(5), 3550-3556.

Schwabe, K., Nemati, M., Amin, R., Tran, Q., Jassby, D., 2020. Unintended consequences of water conservation on the use of treated municipal wastewater. *Nature Sustainability*, 3(8), 628-635.

Shen, Y., Oki, T., Kanae, S., Hanasaki, N., Utsumi, N., Kiguchi, M., 2014. Projection of future world water resources under SRES scenarios: an integrated assessment. *Hydrological Sciences Journal*, 59(10), 1775-1793.

Shriberg, M., 2003. Is the “maize-and-blue” turning green? Sustainability at the University of Michigan. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, 4(3), 263-276.

Silva, D. A. L., Nunes, A. O., Piekarski, C. M., da Silva Moris, V. A., de Souza, L. S. M., Rodrigues, T. O., 2019. Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause–effect analysis of the problem. *Sustainable Production and Consumption*, 20, 304-315.

Snyder, T. D., De Brey, C., Dillow, S. A., 2019. Digest of education statistics 2017, NCES 2018-070. National Center for Education Statistics.

Smyth, D. P., Fredeen, A. L., Booth, A. L., 2010. Reducing solid waste in higher education: The first step towards a ‘greening’ university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(11), 1007-1016.

Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P., Portmann, F. T., 2010. Groundwater use for irrigation—a global inventory. *Hydrology and earth system sciences*, 14(10), 1863-1880.

Silva, D. A. L., De Oliveira, J. A., Saavedra, Y. M., Ometto, A. R., i Pons, J. R., Durany, X. G., 2015. Combined MFA and LCA approach to evaluate the metabolism of service polygons: a case study on a university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, 94, 157-168.

Steinmann, W. D., 2015. Thermal energy storage systems for concentrating solar power (CSP) technology. In *Advances in thermal energy storage systems* (pp. 511-531). Woodhead Publishing.

Sudan, D. C., de Meira, A. M., Sorrentino, M., da Rocha Brando Fernandez, F., Silva, R. L. F., Martirani, L. A., Gândara-Alves, D. M., Diaz-Rocha, P. E., Martins dos Santos, S. A., Bonzanini, T. K., Gaglianone-Moro, M. E., Carvalho-Delitti, W. B., de Andrade Romero, M., 2015. Environmental education for staff at the University of São Paulo, Brazil: Capillarity and critical environmental education put into action. *Integrating Sustainability Thinking in Science and Engineering Curricula: Innovative Approaches, Methods and Tools*, 543-558.

Tampio, E., Ervasti, S., Paavola, T., Heaven, S., Banks, C., Rintala, J., 2014. Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste. *Waste management*, 34(2), 370-377.

THE, 2024. Impact Rankings. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <https://www.timeshighereducation.com/our-solutions/consultancy/sustainability>.

Thongplew, N., Kotlakome, R., 2019. Getting a drink: An experiment for enabling a sustainable practice in Thai university settings. *Journal of Cleaner Production*, 218, 294-303.

Thompson, M., Ellis, R., Wildavsky, A., 1990. *Cultural theory* Westview Press. Colorado, CO.

Tian, P., Lu, H., Reinout, H., Li, D., Zhang, K., Yang, Y., 2022. Water-energy-carbon nexus in China's intra and inter-regional trade. *Science of the Total Environment*, 806, 150666.

Torre, A., Vázquez-Rowe, I., Parodi, E., Kahhat, R., 2021. Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South?. *Science of the Total Environment*, 778, 146227.

Torre, A., Vázquez-Rowe, I., Parodi, E., Kahhat, R., 2024. A multi-criteria decision framework for circular wastewater systems in emerging megacities of the Global South. *Science of the Total Environment*, 912, 169085.

Tu, Q., Zhu, C., McAvoy, D. C., 2015. Converting campus waste into renewable energy—A case study for the University of Cincinnati. *Waste Management*, 39, 258-265.

UNESCO, 2021. The United Nations world water development report 2021: valuing water. United Nations.

UNESCO, 2024. Educación superior. Recuperado el 16 de julio de 2024 de: <https://www.unesco.org/es/highereducation#:~:text=Unos%20254%20millones%20de%20estudiantes,los%20pa%C3%ADses%20y%20las%20regiones>.

USEPA, 2008. Anaerobic digestion of food Waste: Final report. Prepared by East Bay Municipal Utility District.

Vaidya, B., Shrestha, S., Ghimire, A., 2021. Water footprint assessment of food-water-energy systems at Kathmandu University, Nepal. *Current Research in Environmental Sustainability*, 3, 100044.

Valls-Val, K., & Bovea, M. D., 2021. Carbon footprint in Higher Education Institutions: a literature review and prospects for future research. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 23(9), 2523-2542.

Van Vuuren, D. P., Bijl, D. L., Bogaart, P., Stehfest, E., Biemans, H., Dekker, S. C., Doelman, J. C., Gernaat, D. E. H. J., Harmsen, M., 2019. Integrated scenarios to support analysis of the food–energy–water nexus. *Nature Sustainability*, 2(12), 1132-1141.

Vasco-Correa, J., Manandhar, A., Shah, A., 2018. Economic implications of anaerobic digestion for bioenergy production and waste management. Ohio State University, Columbus.

Vázquez-Rowe, I., Kahhat, R., Quispe, I., Bentín, M., 2016. Environmental profile of green asparagus production in a hyper-arid zone in coastal Peru. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2505-2517.

Venkateswari, R., Sreejith, S., 2019. Factors influencing the efficiency of photovoltaic system. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 101, 376-394.

Verrecht, B., Maere, T., Nopens, I., Brepols, C., Judd, S., 2010. The cost of a large-scale hollow fibre MBR. *Water Research*, 44(18), 5274-5283.

Wang, L., Yan, X., Fang, M., Song, H., Hu, J., 2023. A Systematic Design Framework for Zero Carbon Campuses: Investigating the Shanghai Jiao Tong University Fuhua Campus Case. *Sustainability*, 15(10), 7975.

Whyte, R., Perry, G., 2001. A rough guide to anaerobic digestion costs and MSW diversion. *Biocycle*, 42(10), 30-33.

Wong, N. H., Jusuf, S. K., La Win, A. A., Thu, H. K., Negara, T. S., Xuchao, W., 2007. Environmental study of the impact of greenery in an institutional campus in the tropics. *Building and environment*, 42(8), 2949-2970.

World Health Organization., 2006. WHO guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater (Vol. 4). World Health Organization.

Xiong, W., Mok, K. H., 2020. Sustainability practices of higher education institutions in Hong Kong: a case study of a sustainable campus consortium. *Sustainability*, 12(2), 452.

Xu, F., Li, Y., Ge, X., Yang, L., Li, Y., 2018. Anaerobic digestion of food waste—Challenges and opportunities. *Bioresource technology*, 247, 1047-1058.

Yu, Q., & Dong, Y., 2024. Life cycle assessment of campuses: A systematic review. *Energy and Buildings*, 114455.

Yuan, H., Zhu, N., 2016. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 429-438.

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T., 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383-392.