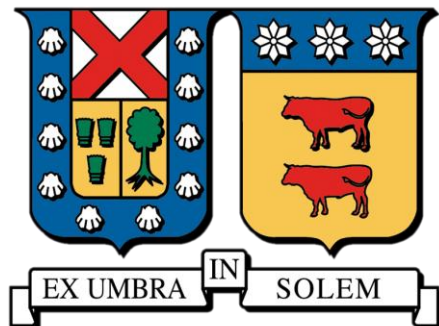


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL



**EVALUACIÓN DE VIABILIDAD TÉCNICO-NORMATIVA DEL SISTEMA
DE SANEAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS ‘LOS ALMENDROS’, CON
ENFOQUE EN EL CONTROL DE NITRÓGENO COMO
CONTAMINANTE.**

GEORGE WILLIAMS KERRIGAN PUIG

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL AMBIENTAL

PROFESORA GUÍA

Dra. LORNA GUERRERO SALDES

CORREFERENTE

MSc. PAMELA BONERT PUIG

DICIEMBRE, 2025



CONSTANCIA DE VALIDACIÓN Y CONFIDENCIALIDAD DE MONOGRAFÍA A REPOSITORIO ACADÉMICO

1.- IDENTIFICACIÓN DEL TRABAJO ACADÉMICO

Tipo de monografía (marcar una opción): ☒ Memoria o trabajo de título ☐ Tesis de Postgrado

Título del trabajo: EVALUACIÓN DE VIABILIDAD TÉCNICO-NORMATIVA DEL SISTEMA DE SANEAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS 'LOS ALMENDROS', CON ENFOQUE EN EL CONTROL DE NITRÓGENO COMO CONTAMINANTE.

Nombre del candidato(a): George Williams Kerrigan Puig

Carrera / Grado: Ingeniería Civil Ambiental

Campus: Casa Central **Departamento:** Ingeniería Química y Ambiental

2.- VALIDACIÓN DEL PROFESOR GUÍA/DIRECTOR DE TESIS

Yo, LORNA GUERRRERO SALDES, en mi calidad de profesor(a) guía/director(a) del trabajo académico mencionado anteriormente **DEJO CONSTANCIA** que:

- He revisado esta versión del documento y corresponde a la versión final aprobada del trabajo.
- El trabajo cumple con los requisitos académicos y de formato establecidos por la institución.

3.- EVALUACIÓN DE CONFIDENCIALIDAD POR PROPIEDAD INDUSTRIAL (marcar una opción)

☒ El trabajo **NO contiene** información que amerite confidencialidad y puede ser publicado de inmediato en repositorio con acceso abierto.

☐ El trabajo **CONTIENE** información con potenciales implicancias de propiedad industrial o intelectual y requiere un periodo de confidencialidad (**embargo**) por (**marcar una opción**):

☐ 6 meses ☐ 12 meses ☐ 2 años ☐ 3 años ☐ 5 años ☐ 10 años

Fundamentación de la necesidad de confidencialidad (obligatorio si se solicita embargo):

4.- FIRMAS

Profesor(a) guía o director(a) de memoria o tesis:

Fecha: 17/12/25 **Firma:** 

Estudiante o Candidato(a):

Fecha: 17/12/2025 **Firma:** 

Este formulario debe ser insertado como página 2 de la memoria o tesis, completado y firmado por estudiante y profesor(a) antes de la entrega en portal PRISMA de Biblioteca USM.

“To be truly radical is to make hope possible rather than despair convincing”

-Raymond Williams.

“Si escondes tu ignorancia, nadie te golpeará y nunca aprenderás”

-Ray Bradbury, Fahrenheit 451.

“Es el deber de las clases pudientes contribuir al desarrollo intelectual del proletariado [...] como enseñanza a los estudiantes, que ante todo se deben a su patria.”

-Federico Santa María, Paris 1920.

Agradecimientos

A las personas que me dieron la vida y me regalan el mejor vivir: mis padres, George y Marcela. A mis hermanos Constanza, Felipe y Nicolás, quienes han sido el mejor modelo a seguir que pude recibir. A mi abuela Delia, por demostrarme el valor de la perseverancia desde el amor, y en la misma línea, a todos mis abuelos y familiares que, estando presentes o en la memoria, me han entregado tanto para llegar a donde estoy hoy.

A mis amistades y compañeros de estudio y trabajo, por las invaluable enseñanzas a lo largo de esta etapa, nutridas de discusiones académicas, éticas y personales. Un agradecimiento especial a Gonzalo y Martina, quienes han sabido entenderme, ofreciéndome su amistad y consuelo tanto en los mejores como en los peores momentos.

Expreso mi profunda gratitud a la profesora Beatriz Vivanco, del Departamento de Química, por su amable voluntad al facilitar equipamiento crucial para este trabajo. Asimismo, agradezco al equipo de pañol y a la ingeniera Paloma Rivera, del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental, sin su paciencia y colaboración, esta tesis no habría visto la luz.

De igual manera, agradezco a las profesoras Dra. Lorna Guerrero, MSc. Andrea Barahona y MSc. Pamela Bonert por apoyar mi proyecto de titulación y confiar en mis capacidades. Una mención honrosa para el profesor MSc. Leonardo Guerra, quien sembró las inquietudes investigativas vertidas en este documento y permitió mi desarrollo profesional guiándome con infinita paciencia.

Finalmente, agradezco a los funcionarios públicos y administrativos locales que me recibieron y atendieron mis requerimientos de información de manera diligente y desinteresada.

“Cómo voy a cambiarle el color a una ola.

Qué se puede querer si todo es horizonte.

Qué le voy a enseñar a la suma del viento.

Qué le puedo objetar a una noche estrellada,

con mi vela amarilla y mi proa emparchada”

-Silvio Rodríguez

Resumen

Si bien Chile destaca por su saneamiento urbano del alcantarillado, las zonas costeras como Quintay aún enfrentan brechas críticas. En plena crisis hídrica, este estudio sobre el sistema 'Los Almendros' propone superar el enfoque tradicional. Urge gestionar el nitrógeno para dejar de tratar el agua como un desecho y comenzar a recuperarla para su reúso. Mediante una estrategia de investigación mixta, se realizó un diagnóstico integral que abarcó tres dimensiones: el análisis del marco normativo, la caracterización técnica en terreno y la validación experimental de tecnologías de desnitrificación mediante un reactor anaerobio, a escala de laboratorio.

El diagnóstico normativo evidencia una brecha mediante una planificación desarticulada, que omitió la integración de factores críticos de decisión sanitarios y medioambientales. La carencia de autorización sanitaria de funcionamiento y la falta de validación mediante consulta de pertinencia han transformado los aspectos operativos —como la descarga de efluentes y la gestión de lodos— en pasivos ambientales, exponiendo a la administración municipal a sanciones y perpetuando riesgos sanitarios en el territorio.

En el ámbito técnico, la caracterización en terreno evidenció que la planta opera con una eficiencia crítica, comportándose meramente como una unidad de separación física primaria con remociones marginales de materia orgánica (2-28%) y amonio (12%). Para evaluar una alternativa de mejora, se desarrolló una fase experimental consistente en la operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente empacado con zeolita, con el objetivo de desarrollar un proceso de desnitrificación mixotrófica. Empleando un agua sintética que simula una típica agua residual doméstica, con una relación carbono/nitrógeno (C/N) de 9.51 g/g, se lograron eficiencias de remoción de nitrato superiores al 90%. El contraste con estos resultados permitió identificar un hallazgo determinante, existe una limitante estequiométrica en el afluente real, en donde la relación C/N de las aguas de Quintay es de 3.92 g/g, valor inferior al requerido para procesos biológicos convencionales y al utilizado en la fase experimental.

Finalmente, la investigación concluye que la modernización del sistema "Los Almendros" no puede limitarse a la reposición de infraestructura estándar. Se requiere una solución de ingeniería de procesos que garantice la remoción de nitrógeno para cumplir con la normativa ambiental y proteger el borde costero. La propuesta apunta a transformar el actual pasivo ambiental en un recurso hídrico seguro, alineando la gestión operativa con los principios de seguridad hídrica y sostenibilidad territorial.

Contenido

I. Introducción.....	10
I.1 Caso de estudio.....	10
Situación actual del tratamiento de aguas servidas en la población Los Almendros	12
I.2 Objetivos y alcance del trabajo.....	14
Objetivo General	14
Objetivos Específicos	14
II. Marco teórico.....	15
II.1 El problema de las aguas servidas domiciliarias	15
II.1.1 Materia particulada suspendida.....	17
II.1.2 Compuestos nitrogenados	18
II.1.3 Compuestos fosfatados	19
II.1.4 Microorganismos patógenos	20
II.1.5 Iones específicos	20
Cloro ₂	
Sulfato.....	22
II.1.6 Acidez y dureza.....	22
Equilibrios ácido base.....	22
Reacciones redox	23
II.2 Reactor anaerobio de flujo ascendente (UAF)	23
II.3 Ciclo biogeoquímico del nitrógeno	25
II.3.1 Fijación del nitrógeno	26
II.3.2 Asimilación del nitrógeno.....	26
II.3.3 Mineralización del nitrógeno	26
II.3.4 Nitrificación	27
II.4 Ciclo biogeoquímico del azufre.....	28
II.5 Desnitrificación	29
II.6 Amonificación	31
II.7 Parámetros de operación.....	32
II.7.1 Variables ambientales: pH y temperatura	32
II.7.2 Razón C/N.....	32
II.7.3 Razón S/N	33
II.7.4 TRH.....	34
II.7.5 Velocidad de Carga Nitrogenada.....	34
II.8 Marco normativo	34
II.8.1 Componente sanitario	35
Reglamento general de alcantarillados	35
Ley de servicios sanitarios rurales.....	36

II.8.2 Componente medioambiental	36
Ley 19.300 o Ley de Bases Generales del Medio Ambiente (LBGMA).....	36
Permisos Ambientales Sectoriales	39
Evaluación Ambiental Estratégica.....	39
II.8.3 Componente municipal	40
Instrumentos de planificación territorial	41
Plan de Desarrollo Comunal de Casablanca (2022-2025) (PLADECO).....	41
Plan Regulador Comunal (PRC) y Plan Regulador Metropolitano de Valparaíso (PREMVAL).....	42
Estrategia Hídrica Local	42
III. Metodología.....	43
III.1 Etapa documental	43
III.2 Etapa exploratoria en terreno.....	44
III.3 Etapa experimental	44
III.4 Métodos analíticos.....	46
III.4.1 Secuencia batch de enriquecimiento	47
III.4.2 Operación en régimen continuo	48
IV. Resultados y discusión	49
IV.1 Matriz de cumplimiento normativo	49
IV.2 Resultados experimentales	51
IV.2.1 Muestras obtenidas en terreno.....	51
IV.2.2 Experimentación en laboratorio	53
Parámetros operacionales: razón de nutrientes en la alimentación, TRH y VCN	53
pH	56
Sulfato (SO_4^{-2})	56
Nitrato (N-NO_3^-).....	57
Carbono orgánico total (TOC).....	58
Amonio (N-NH_4^+)	60
IV.3 Discusión de los resultados	61
IV.3.1 Propuesta de mejoramiento	61
V. Conclusiones.....	64
VI. Recomendaciones	65
ANEXOS.....	72
A. Métodos analíticos.....	72
A.1 Medición de pH	72
A.2 Medición de N-NO_3^- (espectrofotometría UV-VIS, método 4500 NO_3^- B).....	73
A.3 Medición de N-NH_4^+ (Colorimetría, método 4500 NH_3 F – Phenate Method).....	74
A.4 Medición de S-SO_4^{-2} (Turbidimetría, método 4500 SO_4^{-2} E)	75

Índice de Figuras

Figura I-1. Diagrama de flujo de caja que conceptualiza el tratamiento de aguas residuales. Moraga (2016).	10
Figura I-2. Ubicación del sector poblacional Los Almendros, en Quintay, donde se aprecia la Avenida Teniente Hernán Merino Correa, calle principal del pueblo. Elaboración propia.	13
Figura II-1. Esquema de las moléculas que forman la red de la mordenita, un tipo de zeolita natural. (Costafreda, 2014).....	24
Figura II-2. El Ciclo del nitrógeno. Las flechas amarillas indican las fuentes antrópicas de nitrógeno sobre el ambiente. Las flechas rojas indican las transformaciones microbianas del nitrógeno. Las flechas azules indican las fuerzas físicas que actúan sobre el nitrógeno. Y las flechas verdes indican los procesos naturales y no microbianas que afectan la forma y el destino del nitrógeno. “El Ciclo del nitrógeno” por John Arthur Harrison, Ph.D., para Visionlearning Vol. EAS-2 (4) (2003).....	25
Figura III-1. Esquema representativo de la sistematización de la información como metodología en la etapa documental e investigativa en terreno. Elaboración propia.	43
Figura III-2. Esquema PFD de la configuración experimental para el ciclo operativo de enriquecimiento batch. Elaboración propia.....	47
Figura III-3. Esquema PFD de la configuración experimental para el ciclo operativo en régimen continuo. Elaboración propia	48
Figura IV-2. Gráfica ‘box-pot’ o caja y bigotes de la razón S/N aportada por la alimentación al reactor durante la etapa de experimentación.	54
Figura IV-1. Gráfica ‘box-pot’ o caja y bigotes de la razón C/N aportada por la alimentación al reactor durante la etapa de experimentación.	54
Figura IV-3. VCN en función del TRH en el reactor, a lo largo de la experimentación, durante régimen continuo.....	55
Figura IV-4. Remoción de N-NO_3^- y VCN durante el régimen de operación continuo.....	55
Figura IV-5. Gráfica de caja y bigotes para los datos registrados de pH en el reactor.....	56
Figura IV-6. Concentración de azufre en forma de sulfato (SO_4^{2-}), en las muestras de alimentación (afluente) y la de control (efluente).....	57
Figura IV-7. Concentración de nitrato (N-NO_3^-) y porcentaje de remoción de esta especie a lo largo de la experimentación.....	58
Figura IV-8. Contenido de carbono orgánico total en la alimentación y en el efluente del reactor durante toda la etapa de experimentación.	59
Figura IV-9. Contenido de Nitrógeno Total en las muestras de alimentación y efluente durante el régimen de operación continuo del reactor.	59
Figura IV-10. Contenido de amonio en el afluente y efluente del reactor, además de la acumulación en términos relativos, entre ambas muestras.	60

Figura IV-11. Diagrama de flujo del sistema de tratamiento de aguas servidas emplazado en ‘Los Almendros’. Para cada operación unitaria, el equipamiento corresponde a: 1. Cámara de rejillas, 2. Clarificador fosa PET, 3. Tanque de oxidación por lodos activados fosa PET y decantador lamelar en fosa PET, 4. Cámara de cloración y cámara de decoloración, 5. Drenes de infiltración armados con adoquín, hormigón armado y nylon HDPE-LLDPE (proyectado), 6. Biodigestor tipo fosa PET. 7. Sistema de riego por aspersión (proyectado).	62
Figura IV-12. Diagrama de flujo de la propuesta de reingeniería para la planta de saneamiento de aguas residuales domiciliarias. Para cada operación unitaria, el equipamiento corresponde a: 1. Cámara de rejillas, 2. Clarificador fosa PET, 3. Tanque de oxidación por lodos activados fosa PET - distribuido en una zona desnitrificante anóxica y una posterior nitrificante con aireación- y decantador lamelar en fosa PET, 4. Cámara de cloración y cámara de decoloración, 5. Sistema de riego por aspersión en la cancha Quintay, con almacenamiento de capacidad de 2000 LT en un estanque de HDPE, 6. Biodigestor tipo fosa PET.	63

Índice de Tablas

Tabla II-1. Lista de contaminantes emitidos por distintas fuentes que componen las aguas residuales industriales y domiciliarias. Adaptado y traducido de Khanam et al. (2022).	16
Tabla II-2. Constituyentes fisicoquímicos e indicadores que cuantifican los parámetros. Elaboración propia a partir de (Metcalf y Eddy, 2014).	16
Tabla II-3. Distribución relativa de las formas de Nitrógeno, presente como contaminante en distintas condiciones de la matriz ambiental agua. Traducido de (Metcalf y Eddy, 2014).	19
Tabla II-4. Empleo del reactor UAF en reacciones de desnitrificación y remoción de materia orgánica en la literatura. Elaboración propia, adaptado de Moraga, 2016.	23
Tabla II-5. Clasificación metabólica de los microorganismos desnitrificantes. Elaboración propia.	30
Tabla II-6. Razón de nutrientes en el sustrato y la vía favorecida por esta. Adaptado de Campos et al., 2009.	33
Tabla II-7. Marco de Acción y relevancia para el problema de investigación de los ejes establecidos por la Estrategia Hídrica Local de Casablanca. Elaboración propia.	42
Tabla III-1. Composición del ril sintético elaborado para simular un agua residual domiciliaria, con descripción de los aportes elementales y la concentración. Elaboración propia a partir de (Guerrero, et al., 2015).	45
Tabla III-2. Métodos analíticos empleados en el registro de los parámetros de control del presente estudio. Elaboración propia.	46
Tabla IV-1. Matriz de Cumplimiento Normativo para el proyecto de saneamiento ‘Los Almendros’.	50
Tabla IV-2. Resultados parámetros de control de las muestras de afluente al tratamiento primario y efluente biológico obtenidas in situ en el sistema de saneamiento ‘Los Almendros’.	52

I. Introducción

Históricamente, previo a la comprensión profunda de los ciclos biogeoquímicos, la regulación sanitaria priorizó la salubridad en las comunidades más inmediatas. No obstante, la Revolución Industrial y las crisis de salud pública catalizaron la transición desde métodos precarios hacia la ingeniería biológica moderna, consolidándose tecnologías como los lodos activados (*circa* 1914) y estándares de descarga como el "20:30" británico (Cooper, 2001). Bajo esta evolución, la ingeniería sanitaria actual conceptualiza la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) como un sistema integral de transformación de materia y energía (Metcalf y Eddy, 2014). Como muestra la Figura I-1, la PTAS opera mediante operaciones unitarias que convierten el afluente en agua tratada y residuos segregados.

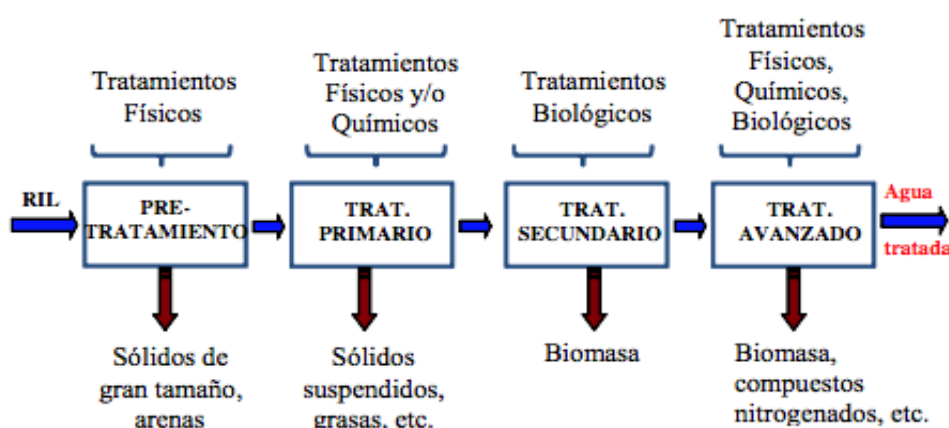


Figura I-1. Diagrama de flujo de caja que conceptualiza el tratamiento de aguas residuales. Moraga (2016).

Sin embargo, hoy el desafío ha evolucionado. El nitrógeno, junto al fósforo, son nutrientes cuyo exceso promueven el proceso de eutrofización, el cual consiste en la proliferación de algas potencialmente nocivas y la disminución de la biodiversidad por los cambios en las condiciones químicas de los ecosistemas (WWAP, 2017). Esta amenaza, aunque silenciosa, resulta crítica. Según de Lemos y Bressani (2023), en zonas costeras de alto valor turístico y ecológico, el exceso de nitrógeno en las descargas líquidas al medioambiente amenaza la sostenibilidad económica de las comunidades que dependen del turismo y la pesca, producto de los aspectos ambientales mal gestionados en la protección ambiental del borde costero. A partir de la figura I-1 se puede observar que el enfoque ingenieril a esta problemática busca indagar en las tecnologías de tratamiento avanzado, para hallar una solución.

I.1 Caso de estudio

Para profundizar en las temáticas abordadas, se seleccionó como caso de estudio la población ‘Los Almendros’ en Quintay, ubicada dentro de la comuna de Casablanca, perteneciente a la Provincia y Región de Valparaíso. Según documentos municipales (2022), la comuna es mixta en composición, con hasta el 50% de su población viviendo en áreas rurales. La ciudad de Casablanca

es el principal centro urbano y la capital comunal, concentrándose los recursos, los servicios y el desarrollo económico. Por otro lado, Quintay es una de varias localidades dentro de la comuna de Casablanca. El Plan Regulador Comunal (MINVU, 2014) establece una superficie urbana activa de 56 ha, con extensiones urbanas (tipificadas como ZEU 1, ZEU 2, entre otras) que suman más de 2300 ha. Asimismo, las áreas verdes abarcan hasta 140 ha, mientras que la cuenca hidrológica asociada ocupa una superficie aproximada de 9770 ha (97.7 km²).

La situación sanitaria del sector se caracteriza por una marcada segmentación en la distribución del servicio entre los polos urbanos y los asentamientos rurales. Simultáneamente, el cambio climático y sus forzantes afectan la disponibilidad de los recursos hídricos, impactando la calidad y los equilibrios ecológicos a lo largo de la subcuenca y cuenca, tanto a nivel regional como nacional (Acción por el clima, 2025).

Con respecto a la particular vulnerabilidad de la comuna a estos procesos de inseguridad en la gestión del recurso hídrico, el plan de desarrollo comunal de la Ilustre Municipalidad de Casablanca (2022) (PLADECO) destaca *"además de esto [forzantes climáticas], la comuna de Casablanca no cuenta con grandes cuerpos de agua o cursos de agua con alimentación diversa, que garantice el suministro del recurso para el territorio. Los cursos de agua [de la comuna] son canales de bajo flujo, con reservas de agua subterránea como la principal fuente de suministro, que han sido socavadas por la reducción de las precipitaciones y la explotación intensiva del recurso"*. Es en este contexto que los servicios sanitarios se han desarrollado de manera distinta a lo largo de los asentamientos rurales y urbanos de estas localidades de la región, evidenciándose la necesidad estratégica de aplicar los principios de la seguridad hídrica y la economía circular mediante el reúso o revalorización de los residuos en este tipo de plantas por los motivos expuestos en los instrumentos de gobernanza.

Las zonas urbanas han satisfecho sus necesidades de alcantarillado y saneamiento, citando nuevamente el PLADECO, bajo el esquema de *"[la] condición de servicio concesionado [de la ciudad de Casablanca], que le sirve como seguridad absoluta en términos de abastecimiento [...] necesidades de alcantarillado bajo la regulación de la legislación nacional y la supervisión sectorial por parte de las agencias estatales, con mecanismos de actualización de la demanda y disponibilidad de recursos cada 5 años a través de la revisión de su Plan de Desarrollo, que importan un compromiso de ejecución de obras en cada quinquenio. El incumplimiento de este cronograma expone al concesionario a sanciones pecuniarias y pérdida de garantías de concesión y ejecución"*, sin embargo, este diagnóstico, excluye por completo a las localidades no urbanizadas y asignaciones como Los Almendros en Quintay, que no se menciona en los instrumentos municipales de planificación antes mencionados, cuando se habla del tratamiento y manejo de aguas residuales.

En cuanto al abastecimiento del servicio de alcantarillado para Quintay en su totalidad, esta carece actualmente de un sistema centralizado que atienda la población en su totalidad. La eliminación de aguas residuales se lleva a cabo en su mayoría a través de sistemas individuales no conectados a ninguna red, como letrinas, pozos negros y fosas sépticas, según reporta la municipalidad (2022).

Si bien estas soluciones individuales cubren las necesidades básicas de saneamiento, no constituyen sistemas formales de tratamiento, ni garantizan el cumplimiento de las normas sanitarias y ambientales vigentes. Es importante tener en cuenta que los sistemas como las letrinas o los pozos negros no están diseñados para tratar las aguas residuales, ya que su función principal es el almacenamiento y la eliminación directa de los residuos en el subsuelo (Graham y Polizzotto, 2013). Adicionalmente, el PLADECO de la comuna señala: “[que dicha condición] es limitante para un desarrollo urbano ordenado, e impone cierto riesgo de contaminación de las napas subterráneas en las inmediaciones de las captaciones en servicio. Las elevadas tasas de crecimiento poblacional en la mayoría de las localidades en estudio, no acompañada de tasas comparables en el número de conexiones de agua potable, indica una tendencia fuerte de densificación; al respecto es conveniente hacer presente la recomendación de que los sistemas de disposición de alcantarillado en el subsuelo sin tratamiento sean aplicados solo en predios del orden de 800 m² y más, y atendiendo a la estratigrafía del terreno y cercanía de captaciones de agua para uso potable” (2020).

Situación actual del tratamiento de aguas servidas en la población Los Almendros

El sistema emplazado en la planta de tratamiento ‘Comité habitacional y social de Quintay’, es propiedad de la Ilustre Municipalidad de Casablanca. La infraestructura atiende una demanda de 65 viviendas -cuya ubicación satelital se detalla en la Figura I-2-, abarcando un total de 325 usuarios -estimando una densidad de 5 habitantes por vivienda-. La dotación de aguas servidas (L/hab/d) se rige por las normas de urbanismo para viviendas sociales. Adicionalmente, los parámetros de alimentación del sistema consideran un aporte específico de aguas grises calculado en 110 L/d por vivienda.

En respuesta a esta demanda, la municipalidad dispone de un sistema modular de lodos activados. El tratamiento se realiza de manera concertada en estanques prefabricados de polímero de alta resistencia (HDPE), donde se ejecutan las etapas primaria y secundaria de tratamiento, finalizando con la desinfección del efluente mediante tabletas sólidas de hipoclorito.

No obstante, desde 2018 se ha registrado un colapso operativo del sistema, lo que ha derivado en descargas irregulares sobre la cancha deportiva del sector generando focos de contaminación aguda y problemas de olores para la comunidad. Como medida correctiva a esta situación, la municipalidad licitó la construcción de una nueva planta de lodos activados con aireación. El proyecto contempla una caseta de bombas en albañilería, la ejecución de tres drenes absorbentes para la disposición del efluente, la instalación de un estanque de acumulación de aguas tratadas de 6200 L y un sistema de presurización para el riego de futuras áreas verdes contiguas a la planta. Dicho sistema de riego se abastecerá mediante un estanque de 2000 L destinado a la recolección del efluente posterior a la etapa de desinfección.



Figura I-2. Ubicación del sector poblacional Los Almendros, en Quintay, donde se aprecia la Avenida Teniente Hernán Merino Correa, calle principal del pueblo. Elaboración propia.

Ante este escenario, cabe cuestionarse si esta solución estándar basada en el sobredimensionamiento, responde efectivamente a los complejos desafíos del sistema. Entre las problemáticas críticas destacan: la necesidad de remover nitrógeno para proteger la bahía, la urgencia de generar un efluente apto para el reúso dada la crisis hídrica y los forzantes climáticos, la gestión sostenible de los lodos generados y la demanda de energía eléctrica, además de dar con un enfoque que evite la generación de futuros pasivos ambientales y promueva la sostenibilidad real del servicio.

I.2 Objetivos y alcance del trabajo

El alcance del presente trabajo se define como una evaluación de viabilidad técnico-normativa. Se fundamenta en bases conceptuales y resultados obtenidos del estudio de caso, para abordar la problemática de la contaminación por nitrógeno en aguas servidas.

Objetivo General

Evaluar el sistema de saneamiento de aguas servidas en la localidad costera de Quintay, diagnosticando el rendimiento del sistema “Los Almendros” y proponiendo alternativas de mejora viables, en el marco del cumplimiento normativo en sus componentes sanitario, medioambiental y municipal.

Objetivos Específicos

- Analizar la normativa vigente en los componentes sanitario, medioambiental y municipal, para establecer una matriz de cumplimiento aplicable al sistema de saneamiento de Quintay.
- Caracterizar el desempeño del sistema mediante campañas de muestreo en terreno y evaluar, a escala de laboratorio, la desnitrificación mixotrófica como alternativa de mejora técnica para la remoción de nitrógeno.

II. Marco teórico

Las aguas residuales municipales habitualmente consisten en una combinación de efluentes de origen doméstico e industrial, que son las dos categorías en las que tradicionalmente se agrupan estos residuos (Fito y Van Hulle, 2021). A su vez, existen los sistemas combinados de alcantarillado que son, de acuerdo con Metcalf y Eddy (2014), un sistema de recolección que transporta aguas residuales sanitarias en todo momento y escorrentía de aguas pluviales durante el clima húmedo. Aquí se explicará, que si bien el término aguas residuales es amplio, el enfoque de esta investigación se limita a las aguas servidas, que son aquellas de origen estrictamente doméstico. Por lo tanto, a menos que se mencione explícitamente un sistema combinado, el análisis en su composición, impacto y gestión se referirá únicamente a aguas domésticas.

II.1 El problema de las aguas servidas domiciliarias

Las aguas residuales domiciliarias contienen en su mayoría excretas humanas, por otro lado, las aguas grises provenientes de las duchas, lavamanos y lavaplatos, aportan contaminantes orgánicos presentes en productos de limpieza del hogar, personales, detergentes, y trazas de variados contaminantes inorgánicos -como los metales- (Metcalf y Eddy, 2014). Durante las últimas décadas, se ha apuntado hacia los residuos domiciliarios como fuente de fármacos (Parra-Zaldívar *et al.*, 2020), y microplásticos (Nguyen, *et al.*, 2023), además de ser un aporte importante de compuestos Nitrogenados y Fosfatados (Metcalf y Eddy, 2014). Cabe destacar, también que el aumento en el consumo de carnes rojas y/o el consumo de proteínas en la alimentación, han aumentado el contenido de nitrógeno en las excretas y por ende también en las aguas servidas (Almaraz *et al.*, 2022).

La tabla II-1 indica un listado de los tipos de contaminante emitidos por fuentes de distinto tipo, constituyentes de las aguas servidas domiciliarias. El vertido de contaminantes altera las propiedades y la función biológica de los cuerpos de agua, afectando su disponibilidad para el consumo humano. Khanam *et al.* (2022) describen este problema como omnipresente: mientras las potencias industriales luchan contra fármacos, metales y químicos persistentes (como en EE. UU., Francia e Italia), los países en desarrollo sufren las consecuencias de una gestión sanitaria precaria que afecta la salud de miles de millones. Coincidentemente, el PNUMA¹ (2016) alerta sobre el aumento de coliformes fecales en ríos de América Latina, África y Asia, impulsado principalmente por la descarga de aguas servidas sin tratamiento desde redes de alcantarillado en expansión.

La tabla II-1 expone a su vez la manera en que los impactos ambientales de esta alteración en los cauces naturales, que a su vez constituyen la mayor fuente de agua dulce, están ampliamente estudiados. Dichas investigaciones se basan en indicadores fisicoquímicos y biológicos incorporados en las normas de calidad y emisión.

¹ Programa de las Naciones Unidas por el Medio Ambiente.

Tabla II-1. Lista de contaminantes emitidos por distintas fuentes que componen las aguas residuales industriales y domiciliarias. Adaptado y traducido de Khanam *et al.* (2022).

Origen	Contaminante orgánico	Referencias	Contaminante inorgánico	Referencias
Residuos municipales				
Descargas domiciliarias, incluidas descargas de fármacos	Residuos domiciliarios	Koch <i>et al.</i> (2016)	Microplásticos	Nguyen <i>et al.</i> (2021)
	Aceites, ácidos grasos, grasas	Pastore <i>et al.</i> (2015)		
	1,4-dioxano	Karges <i>et al.</i> (2020)		
	Sales disueltas	Morrison <i>et al.</i> (2001)	Amonio y fosfatos	Goswami <i>et al.</i> (2021)
	Bisfenol A	Dos Santos <i>et al.</i> (2021)		
	Sustancias polifluoroalquiladas	Banks y Tatlow (2013)		
	Ibuprofeno	Slack <i>et al.</i> (2007)	Plomo, cromo, mercurio y otros contaminantes inorgánicos	Slack <i>et al.</i> (2007)
	Acetaminofén, cafeína, cotinina, carbamazepina	Costa <i>et al.</i> (2019)		
	Antibióticos, hormonas	Hinkle <i>et al.</i> (2005)		
Aguas grises	Detergentes	Mohamed <i>et al.</i> (2018)	Microplásticos, microfibras	Galvão <i>et al.</i> (2020)
	Carbono orgánico, patógenos	Sidin y Mohamed (2021)		

Estos indicadores, aunque indirectos, permiten caracterizar las aguas servidas (y residuales en general) en función de las propiedades que manifiestan al exponerse a procesos físicos y químicos como la degradación, el decaimiento, la sedimentación o la volatilización. En la Tabla II-2 se presentan los principales constituyentes fisicoquímicos y sus respectivos indicadores indirectos.

Tabla II-2. Constituyentes fisicoquímicos e indicadores que cuantifican los parámetros. Elaboración propia a partir de (Metcalf y Eddy, 2014).

Parámetro fisicoquímico	Indicador fisicoquímico medido
Carga de materia orgánica biodegradable	Carbono orgánico total (TOC), demanda química de oxígeno (COD), demanda bioquímica de oxígeno (BOD ₅)
Nutrientes	
Nitrogenados	Nitrógeno amoniacal (NH ₄ ⁺ -N/NH ₃ ⁺ -N), nitrato (NO ₃ ⁻ -N), nitrógeno total Kjeldahl (NTK)
Fosfatados	Ortofosfato (PO ₄ ⁻³)
Iones específicos	Sulfato (SO ₄ ⁻²), cloruro (Cl ⁻)
Materia particulada suspendida	Sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV)
Acidez	pH
Dureza	Dureza total (como CaCO ₃)
Temperatura	Temperatura (°C)
Residuos de desinfección	Cloro residual libre/total; cloraminas (di, tri, etc.)

La medición de estos parámetros permite a reguladores y emisores cuantificar su impacto ambiental, entendiendo que la carga del efluente es consecuencia del uso al que se sometió el recurso (SISS, 2010). Por ello, el vertido de aguas residuales sin tratamiento eficaz genera alteraciones significativas en los ecosistemas acuáticos.

II.1.1 Materia particulada suspendida

La fracción sólida de las aguas residuales domiciliarias se constituyen en un 0.1% por sólidos, en suspensión o disueltos (Metcalf y Eddy, 2014). Estos sólidos, son constituidos por cualquier tipo de especie química con la excepción de los gases disueltos, por lo que son de naturaleza orgánica e inorgánica. En la primera fracción se encuentran microorganismos y la materia orgánica heterogénea, mientras que la inorgánica responde a rocas de tamaño menor, areniscas, arcillas, residuos de actividad extractiva, como metales pesados y amalgamas de estos, etc. Es justamente en esta línea que además de poder analizar la presencia de sólidos en una muestra en términos de la distribución, forma y granulometría -como resulta en el análisis de la materia particulada en suspensión-, la composición en términos de reactividad biológica es fundamental. Para este análisis se emplean indicadores indirectos, que cuantifican la cantidad requerida de oxígeno para estabilizar, mediante procesos bioquímicos, la materia orgánica carbonosa (Von Sperling, 2007). El procedimiento incluye medir en laboratorio, el consumo de oxígeno disuelto (OD) por un volumen estándar de muestra en un tiempo predeterminado. El indicador estandarizado mundialmente es el consumo de cinco días, denominado demanda bioquímica de oxígeno cinco (DBO₅). La DBO₅, puede oscilar entre 100 y 400 mg/L en aguas residuales domésticas (WWAP, (2017), las que se caracterizan como ‘fuertes’ – o “strong [domestic] wastewater” en inglés- superan los 500 mg/L (Metcalf y Eddy, 2014).

Otro indicador indirecto -aunque más inclusivo que la materia orgánica biodegradable-, es la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) en una reacción controlada con un fuerte agente oxidante, específicamente dicromato en una solución ácida (APHA, 2023). Aunque susceptible a la interferencia de carbono inorgánico, además de materia orgánica nitrogenada, el ensayo de DQO es operacionalmente más conveniente que el ensayo de DBO₅, al poder ser completado en 2 a 3 horas, contra los 5 o más días que puede tomar el ensayo bioquímico. La DQO en aguas residuales domésticas comunes, oscila entre los 250-1000 mg/L (WWAP, 2017), mientras que las aguas servidas fuertes sobrepasan los 1200 mg/L (Metcalf y Eddy, 2014).

La presencia de materia orgánica en el agua desencadena el consumo de OD debido a la actividad metabólica de los microorganismos que la estabilizan. Este agotamiento del oxígeno genera condiciones sépticas que resultan letales para la ictiofauna y la biodiversidad acuática. Asimismo, este estado anaerobio potencia la liberación de sulfuro de hidrógeno (H₂S), gas responsable de los malos olores, afectando severamente el entorno (WWAP, 2017).

A partir de dichos parámetros, dos enfoques existen para discutir la biodegradabilidad de un agua residual. Por un lado, Metcalf y Eddy (2014) describen en un rango de cero a uno, la razón DBO₅/DQO, indicando la biodegradabilidad de un agua residual. Mientras más cercano a 1 esta razón, mayor es la biodegradabilidad del agua residual, es decir, mayor es la porción de materia

orgánica fácilmente oxidada. En segundo lugar, Von Sperling (2007) se enfoca en el material inerte, mediante la relación inversa DQO/DBO₅. Entre 0 y 2.5, la razón DQO/DBO₅ señala una fracción no biodegradable baja, por lo que la tratabilidad del agua residual puede optarse mediante digestión biológica. Con razones mayores a 3.5, la fracción inerte y recalcitrante se vuelve predominante, lo que puede limitar la eficiencia de remoción de la materia orgánica mediante reactores biológicos.

II.1.2 Compuestos nitrogenados

El nitrógeno (de símbolo químico ‘N’) es un elemento de química compleja debido a sus múltiples estados de oxidación. La fracción orgánica está compuesta por proteínas, urea y aminoácidos provenientes de las excretas humanas. Analíticamente, se mide junto con el nitrógeno amoniacal a través del parámetro nitrógeno total Kjeldahl (NTK). Por lo tanto, el NTK se define como la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno total en aguas residuales domésticas crudas varía típicamente entre 20 y 70 mg/L (Metcalf y Eddy, 2014), donde la fracción de NTK es la predominante. La especiación del nitrógeno es crucial para el control del tratamiento biológico. El NTK es un parámetro clave para caracterizar el potencial de contaminación de un efluente y la eliminación de las especies que cuantifica, son el objetivo del tratamiento avanzado de estos residuos, donde procesos como la nitrificación y la desnitrificación² son fundamentales.

La fracción inorgánica, por otro lado, agrupa la forma mineral del elemento, y el nitrógeno inorgánico total -TIN en inglés-, es la suma de todas estas. El gas amoniacal (NH₃) y el ion amonio (NH₄⁺) son la forma inorgánica más abundante en las aguas residuales crudas, y su prevalencia depende del pH del agua. En un ambiente aerobio, las bacterias pueden oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y nitratos. El predominio del nitrógeno en forma de nitrato en las aguas residuales indica que los residuos se han estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno (Von Sperling, 2007). El nitrato es el producto final de dicha oxidación biológica, mientras que el nitrito es un intermediario de la reacción en esta vía.

Las distintas formas de prevalencia del nitrógeno como contaminante en las aguas residuales - omitiendo fuentes difusas o externas a la fuente particular desde donde procede el N en el alcantarillado-, son descritas en la tabla II-3. El amoniacal es altamente tóxico para los peces y otros organismos acuáticos, mientras que los nitratos tienen impactos avasalladores en la salud de las personas en edades infantiles (WWAP, 2017). De manera consiguiente, las normas de emisión en nuestro país han identificado el NTK, además del nitrógeno en forma de nitrato y nitrito, como indicadores de contaminación por compuestos nitrogenados, variando los límites máximos permisibles entre los 10-80 mg/L en los efluentes con distinto destino.

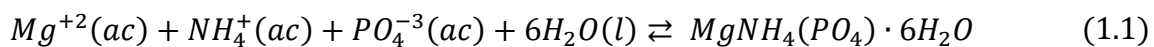
² Para mayor detalle de dichos conceptos, véase la sección II.5 del presente capítulo: Desnitrificación.

Tabla II-3. Distribución relativa de las formas de Nitrógeno, presente como contaminante en distintas condiciones de la matriz ambiental agua. Traducido de (Metcalf y Eddy, 2014).

Condición:	Presencia de Nitrógeno, como:
Agua residual cruda	Nitrógeno orgánico, nitrógeno en forma de amonio
Contaminación reciente en un cuerpo receptor	Nitrógeno orgánico, nitrógeno en forma de amonio
Etapas intermedia de contaminación de un cuerpo receptor	Nitrógeno orgánico, nitrógeno en forma de amonio, nitrito (aunque en concentraciones menores), nitrato.
Contaminación remota en un cuerpo receptor	Nitrato
Efluente de un proceso de tratamiento sin nitrificación	Nitrógeno en forma de amonio
Efluente de un proceso de tratamiento con nitrificación	Nitrito
Efluente de un proceso de tratamiento con nitrificación/desnitrificación	Bajas concentraciones de nitrógeno en todas sus formas

II.1.3 Compuestos fosfatados

El fósforo (símbolo químico ‘P’) es un elemento esencial en el sustento de organismos vivos, desde algas hasta cultivos agrícolas. El fósforo no tiene una forma gaseosa que se almacene en la atmósfera, como lo es el caso del nitrógeno. Según Metcalf y Eddy (2014); “*actualmente hay mucho interés en controlar la cantidad de compuestos de fósforo que ingresan a las aguas superficiales en las descargas de desechos domésticos e industriales*”, debido a las floraciones de algas nocivas que ocurren en espejos de agua. De manera más novedosa en esta área, se han desarrollado tecnologías para extraer el fósforo de las aguas residuales en forma de estruvita, un mineral comúnmente hallado como un producto de la descomposición de la materia orgánica, clasificada como detrito. Estos detritos pueden sedimentar en condiciones ambientales específicas (de pH, temperatura, saturación y presencia -o ausencia- de iones en la solución, como el Ca^+ o el Mg^{+2}) (Siciliano *et al.*, 2020).



Ecuación II-1.1. Fórmula química representativa de la precipitación de estruvita hexahidrato en medio acuoso. Siciliano *et al.* (2020)

Según de Lemos y Ribeiro (2023), dado que el fósforo total presente en las aguas residuales domiciliarias y municipales, se encuentra en forma de fosfatos inorgánicos -polifosfatos y ortofosfatos- provenientes de detergentes y productos de limpieza, el contenido orgánico de fósforo en las aguas residuales municipales representa menos del 50%.

Tanto las formas disueltas como las particuladas de fósforo en una muestra acuosa, pueden ser diferenciadas en su constitución por una fracción reactiva y otra inerte. El fósforo reactivo es definido como “*las formas de fósforo que responden a los ensayos colorimétricos sin digestión previa*” (Metcalf y Eddy, 2014). Ampliando la definición, los autores especifican “*estas especies reactivas, denominadas ortofosfatos, incluyen formas solubles además de aquellas adsorbidas sobre precipitados*”. Por otro lado, reportan que las formas no reactivas son “*formas digeribles o ácido hidrolizables*”, presentes principalmente de manera orgánica en compuestos como la Adenosina trifosfato (ATP), adenosina difosfato (ADP), etc. Alternativamente, y debido al impacto

de la eutrofización en los ecosistemas, el contenido de fósforo en las aguas residuales, se encuentra normado con límites máximos permisibles bastante restrictivos, entre los 5-15 mg/L, según su disposición final.

II.1.4 Microorganismos patógenos

Los organismos patógenos presentes en las aguas residuales se pueden clasificar en cuatro grandes categorías: bacterias, protozoos, helmintos y virus. El tracto intestinal humano contiene una gran población de bacterias con forma de bastón, conocidas colectivamente como bacterias coliformes (Metcalf y Eddy, 2014). La detección de organismos patógenos, agentes causales de enfermedades transmisibles, es crítica en la gestión sanitaria, aunque constituye un desafío complejo dada su baja concentración en el afluente. Según de Lemos y Ribeiro (2023), los principales indicadores de contaminación fecal son el grupo de bacterias denominado coliformes termotolerantes y la especie *Escherichia coli* (*E. coli*). Si bien los coliformes termotolerantes pueden ser de origen no fecal, *E. Coli* se encuentra exclusivamente en heces de animales³. De manera consiguiente, la ausencia de bacterias coliformes se considera un indicio de que el agua está libre de organismos patógenos por contaminación de aguas servidas. La transmisión de enfermedades mediante las aguas tiene impactos ecológicos importantes, cada vez de mayor interés producto de los eventos asociados al cambio climático; principalmente destacándose la incidencia de eventos climáticos anormales y exagerados. De acuerdo con Carazo *et al.* (2025) la proliferación en la transmisión de enfermedades infecciosas transmitidas por las aguas residuales ocurre “[principalmente por] el desplazamiento y el hacinamiento de la población, la deficiencia de medidas higiénico-dietéticas y la dificultad de acceso a servicios sociosanitarios”, factores agravados de acuerdo con los autores por el forzamiento climático, especialmente después de eventos como inundaciones, aluviones, tifones, etc. En segundo lugar, existe alteración de la biodiversidad por la proliferación de propagaciones zoonóticas, evidenciado en el deterioro de la salud del ecosistema de los océanos, ambientes terrestres y límnicos (Medina-Vogel, 2010).

II.1.5 Iones específicos

Cloro

El ion cloruro (Cl^-) se encuentra naturalmente en las aguas producto de la lixiviación de rocas o suelos, además de la intrusión de agua salina a las napas subterráneas (Metcalf y Eddy, 2014). La excreta humana es una fuente importante de cloruros en aguas residuales -6 g/d por habitante-, y su presencia en altos niveles puede impactar negativamente la calidad del agua, además, debido a que los sistemas convencionales de tratamiento no tienen por objetivo la remoción de este ion en específico, concentraciones elevadas de cloruro en una muestra pueden indicar que dicha muestra proviene de un cuerpo de agua sobre el cual se están descargando aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2014). De manera más reciente, se ha hecho hincapié en la importancia de controlar la concentración de cloruros en los efluentes de residuos líquidos debido a los efectos adversos sobre la salud humana por la exposición a concentraciones sobre los 250 mg/L, hipertensión y

³ No excluye al animal humano, como ya mencionamos.

disminución de la función renal, mientras que concentraciones sobre los 1000 mg/L pueden ocasionar diarrea y deshidratación (Guerra y Núñez, 2023). Adicionalmente, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) establece un nivel crítico de 230 mg/L de cloruros en agua dulce para proteger la vida acuática sensible, debido que la presencia de cloruros en las aguas residuales puede contribuir al aumento de la salinidad en los suelos y aguas subterráneas.

En Chile, la norma de agua potable (NCh 409 y D.S. 735), exige que el cloro libre residual se mantenga en rangos de 0.2 a 2.0 mg/L inclusive, en toda la red de distribución. En cuanto a subproductos, la ley sí establece límites para las cloraminas inorgánicas, con un límite máximo permisible de 3 mg/L, para mono cloraminas. Sin embargo, para las aminas orgánicas, subproductos formados por la reacción del cloro con materia orgánica nitrogenada, no se han establecido límites de acuerdo con Rodríguez *et. al.* (2007). A su vez, los autores señalan que de emplearse cloro como agente desinfectante -ya sea en forma de hipoclorito o de mono cloraminas inorgánicas-, se pueden formar otros subproductos de desinfección como trihalometanos, ácidos haloacéticos y nitrosodimetilaminas, si las concentraciones de carbono orgánico total son elevadas. El autor expone además que existe una fuerte asociación entre la exposición a estos productos de la desinfección y el cáncer de vejiga en individuos con variantes genéticas específicas.

Reacciones del Cloro como desinfectante:



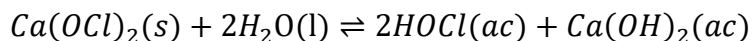
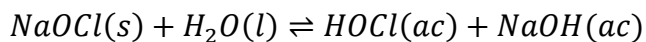
$$K_H = \frac{([HOCl][H^+][Cl^-])}{[Cl_2]} \sim 4.5 \cdot 10^{-4} \sim 25^\circ C \quad (2.2)$$

Ecuación II-2.1. Reacción de disociación de cloro gas disuelto en agua, con la constante de disociación (Ec. II-2.2) a 25°C. (Metcalf y Eddy, 2014)



$$K_i = \frac{([H^+][OCl^-])}{[HOCl]} \quad (3.2)$$

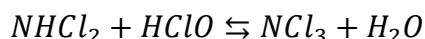
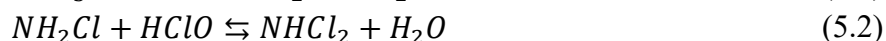
Ecuación II-3.1. Reacción de ionización del hipoclorito disuelto en medio acuoso, con su constante de ionización expresada (Ec. II-3.2). (Metcalf y Eddy, 2014)



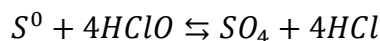
Ecuación II-4.1 y II-4.2. Reacción de disociación de las sales de cloro (hipoclorito de sodio y calcio respectivamente), de forma análoga a la disociación de cloro gas en (4.1)

agua. (4.2)

A partir de la reacción expresada en la ecuación II-2.1, se puede notar que grandes cantidades de Cl^- se pueden disolver en H_2O como consecuencia de la baja constante de hidrólisis. La cantidad total de $HOCl$ y OCl^- , constituye el cloro libre en un agua residual, y notar además que una elevada concentración de H^+ -es decir un pH bajo- favorece la formación de y por ende la acción bactericida del $HOCl$.



Ecuación II-5.1, 5.2 y 5.3. Reacciones de formación de mono, di y tricloraminas a partir de la reacción del ácido hipocloroso con amoníaco, en medio acuoso. Rodríguez et al. (2007). (5.3)



Ecuación II-6.1. Formación del ion sulfato a partir de la reacción del azufre con el ácido hipocloroso. Rodríguez et al. (2007). (6.1)

Sulfato

El ion sulfato (SO_4^{-2}) es un ion naturalmente ocurrente en la mayoría de las fuentes de aguas y está presente en las aguas residuales también. Este ion, es reducido en condiciones anaerobias a ion sulfuro, el cual se combina con hidrógeno para formar ácido sulfhídrico gaseoso. Esta vía de reacción es muy común en las vías de alcantarillado doméstico, donde persisten bacterias como *Desulfovibrio desulphuricans* que reducen el sulfato a sulfuro, y se desarrollan en el condensado de H_2S sobrenadante a las aguas de alcantarillado (Metcalf y Eddy, 2014). Este condensado, al reaccionar con la humedad ambiente, produce ácido sulfúrico, que corroe las vías de alcantarillado. Los cultivos autótrofos desnitrificantes, empleados en la desnitrificación autótrofa -concepto que abordaremos más adelante-, permiten oxidar el ácido sulfhídrico (H_2S) a SO_4^{-2} , generando competencia en la biodisponibilidad del S mediante el anabolismo de microbios como *Thioalkalivibrio denitrificans*, en condiciones anóxicas (Ergas y Aponte-Morales, 2014).

II.1.6 Acidez y dureza

Equilibrios ácido base

La naturaleza acuosa de los residuos líquidos propicia diversas interacciones químicas. En función de estas interacciones, las sustancias presentes se clasifican como ácidos o bases. Los ácidos son sustancias que al disolverse en agua aumentan la concentración de iones hidronio (H^+). Mientras que, las bases son aquellas sustancias que aumentan la concentración de iones hidroxilo (OH^-) en la solución (Brown et al., 2022).

Los ácidos fuertes transfieren totalmente sus protones a cualquier especie reactiva en el medio, lo que contabiliza la concentración de H^+ en la solución. Este aumento en la concentración, afecta la presencia y disponibilidad reactiva de la mayoría de las especies químicas contaminantes, convirtiéndose en un parámetro importante de calidad de las aguas residuales (Metcalf y Eddy, 2014) Además, se menciona que las aguas residuales en extremos de acidez o basicidad, son difíciles de tratar por medios biológicos, además de que pueden afectar la concentración naturalmente ocurrente en los cuerpos receptores. Por este motivo la acidez está normada usualmente entre 6.5 y 8.5 en la escala de pH, dependiendo del cuerpo receptor, la capacidad de dilución y tampón, entre otros factores.

Reacciones redox

Las reacciones de óxido-reducción son los ajustes en las cuentas de los números de oxidación de todos los elementos que intervienen en una reacción. Mediante esta reacción -denominada redox- una sustancia se oxida -pérdida de electrones (e^-)-, mientras que otra se reduce -ganancia de e^- - (Brown *et al.*, 2022).

La dureza del agua, de manera consiguiente, es consecuencia directa -en el caso del equilibrio ácido-base- e indirecta -en el caso de los equilibrios redox- de este equilibrio químico. Los iones de sales disueltas, que contabilizan la dureza en el agua, estarán disueltos o precipitados en forma de sarro, dependiendo de las condiciones de pH y presencia de oxígeno. La normativa existente se centra predominantemente en establecer límites máximos para los minerales esenciales, como el calcio (Ca), magnesio (Mg), zinc (Zn), etc., (Equipo ANID IDEA ID23I10336, 2025), en lo que respecta asegurar la seguridad del consumo de agua potable, no como un límite máximo de dureza del agua en calidad de efluente.

II.2 Reactor anaerobio de flujo ascendente (UAF)

Las transformaciones químicas que son sostenidas por organismos celulares y sus cultivos, son denominados bioprocesos, y el aparato que sostiene dichos procesos se denomina biorreactor (International Union of Pure and Applied Chemistry, 2019). Un reactor anaerobio de flujo ascendente (siendo UAF, la abreviatura en inglés correspondiente a *Upflow Anaerobic Filter*), es un biorreactor que opera en condiciones de ausencia de oxígeno como señala su nombre, anaerobio, en un régimen de flujo ascendente. Adicionalmente este tipo de reactor está catalogado entre los biorreactores de biopelícula -o biomasa fija, o biomasa adherida-, debido que su lecho está empacado con un medio de soporte fijo, cuya materialidad debe proporcionar un sostén adecuado para la fijación y desarrollo de los consorcios microbianos que son aportados o precedidos en un inóculo, al momento de la construcción del reactor, por este motivo se conocen como biofiltros, filtros anaerobios, entre otros. La tabla II-4 a continuación, describe el estado del arte del empleo del UAF en procesos de remoción de materia orgánica.

Tabla II-4. Empleo del reactor UAF en reacciones de desnitrificación y remoción de materia orgánica en la literatura. Elaboración propia, adaptado de Moraga, 2016.

Inóculo	Donador/aceptor de e^-	Remoción máxima	Referencia
No reportado	$S_2O_3^{2-}/NO_2^-$	90%N	Yamamoto-Ikemoto <i>et al.</i> (2000)
Lodo anaerobio	$C_6H_{12}O_6/CH_3COONa$	94% DQO	Bodík <i>et al.</i> (2002)
Lodo enriquecido	S^{2-}/NO_3^-	100%S, 100%N	Kleerebezem y Méndez (2002)
Lodo anaerobio	$C_6H_{12}O_6/CH_3COONa$	88.5% DQO _T	Lew <i>et al.</i> (2004)
Lodo metanogénico	S^{2-}/NO_3^-	99%S, 94%N	Mahmood <i>et al.</i> (2009)
Lodo anaerobio	$S^0/NO_3^-, NO_2^-$	90%N	Zhou <i>et al.</i> (2011)
Lodo enriquecido	$S^{2-}/NO_3^-/Acetato$	99.7%S	Tang <i>et al.</i> (2010)

Debido a la gran concentración de microorganismos, los tiempos de retención se encuentran entre 3 horas y 6 días según lo reportado por Fuentes (2016). Si bien este tipo de reactor anaerobio es catalogado como un reactor de segunda generación, su diseño fue propuesto en por Young y McCarthy hace más de cinco décadas (1969). Ha sido empleado en distintos usos a lo largo de los

años, Concetta y Garrido (2024) reportan que esto se debe, entre otros motivos, a su capacidad de permitir el desacople entre el tiempo de retención hidráulico y el tiempo de retención celular, en un régimen de operación de alta tasa.

Durante las décadas de investigación sobre el uso de Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (UAF) en el tratamiento de aguas residuales, los materiales de empaque han evolucionado significativamente. A partir de los estudios de Guerrero y Montalvo (2012), se ha destacado especialmente la efectividad de las zeolitas naturales como medio de soporte en la digestión anaerobia, dado que: *“presenta[n] características favorables para la adhesión de microorganismos [...] se ha utilizado ampliamente como intercambiador de iones para la eliminación de amonio en la digestión anaeróbica [...] y, también es útil para mejorar el rendimiento del proceso anaeróbico en el tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de compuestos nitrogenados, como desechos de ganado, cerdos y pollos, ya que evita la inhibición del proceso”*.

Las zeolitas son un grupo de rocas conformadas por minerales del orden de los silicatos, específicamente, pertenecientes a los tectosilicatos $-(Si_3Al_2O_{10})^{2-}$. Sin embargo, a diferencia de otros miembros de este grupo -como cuarzos o feldespatos-, presentan una ordenación poco compacta, donde el catión de aluminio (Al^{+3}) sustituye al silicio (Si^{+4}) en el centro de la estructura molecular tetraédrica. Además de otorgarle densidades alrededor de 2.1 g/cm^3 , esta estructuración molecular genera una deficiencia de carga positiva en la red, desequilibrio que es neutralizado por cationes intercambiables (como Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}) que se alojan en los intersticios moleculares. Estos micro canales tienen tamaño de poro entre los límites de 3 a 10 Å de diámetro -como muestra la figura II-1-. Esto último es lo que se ha demostrado especialmente útil en el tratamiento de aguas, no sólo por el tamizado molecular del agua, molécula con un diámetro de 2.75 Å , sino también por la capacidad de intercambio iónico y adsorción, permitiendo abatir la dureza del agua y capturar de manera selectiva el amonio (Costafreda, 2014).

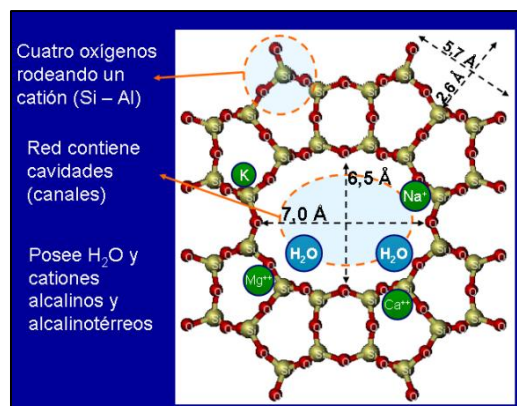


Figura II-1. Esquema de las moléculas que forman la red de la mordenita, un tipo de zeolita natural. (Costafreda, 2014)

II.3 Ciclo biogeoquímico del nitrógeno

Ya se ha comentado de manera breve la presencia del nitrógeno en el medioambiente y sus matrices, a continuación se expone, de manera breve, el ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Este último, ilustra la interrelación y concatenación de reacciones y transporte de las distintas especies nitrogenadas que se hallan presentes en el medioambiente. Uno de los ciclos biogeoquímicos más estudiados, el ciclo del nitrógeno se compone a partir de varios reservorios de nitrógeno y los procesos mediante los cuales estos sumideros intercambian el elemento, en sus formas más y menos reactivas, como se observa en la figura II-2.

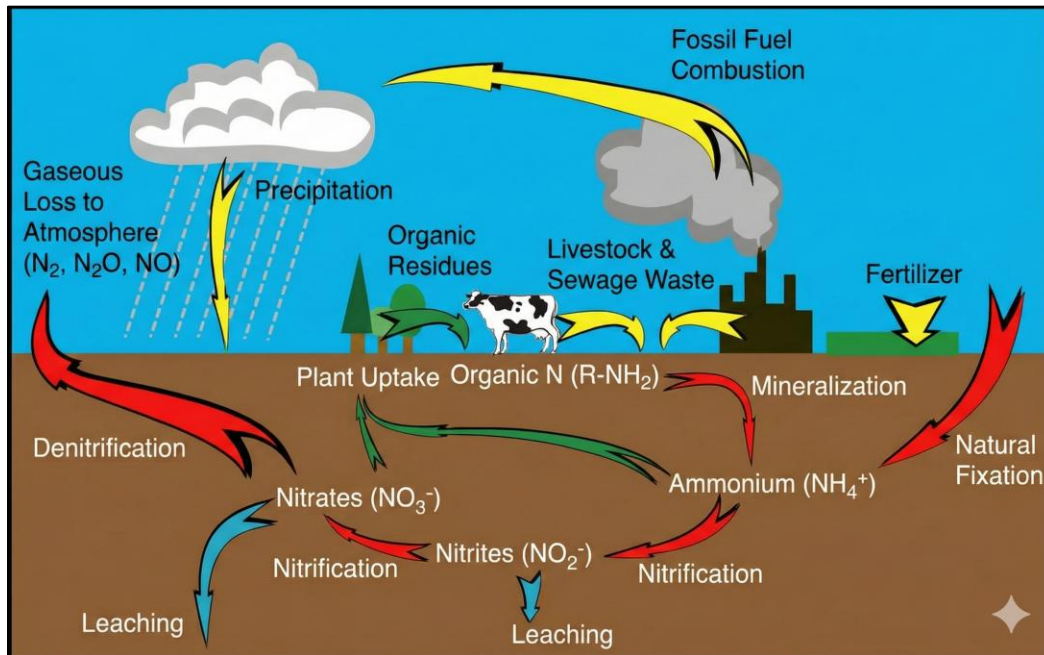


Figura II-2. El Ciclo del nitrógeno. Las flechas amarillas indican las fuentes antropicas de nitrógeno sobre el ambiente. Las flechas rojas indican las transformaciones microbianas del nitrógeno. Las flechas azules indican las fuerzas físicas que actúan sobre el nitrógeno. Y las flechas verdes indican los procesos naturales y no microbianas que afectan la forma y el destino del nitrógeno. “El Ciclo del nitrógeno” por John Arthur Harrison, Ph.D., para Visionlearning Vol. EAS-2 (4) (2003).

A pesar de la elevada abundancia de nitrógeno gaseoso (N_2) en la atmósfera terrestre, el N en esta forma no se encuentra biodisponible para los organismos que necesitamos del elemento para subsistir. La leve reactividad de la molécula diatómica se debe a la estabilidad dotada por un enlace covalente triple, como se puede apreciar en la figura II-3, que presenta la estructura de Lewis de la molécula. La conversión de esta forma inerte de nitrógeno a formas reactivas como el nitrógeno amoniacal, el nitrato o el nitrógeno orgánico en forma de urea, implica la intervención de las fuerzas bióticas y abióticas del medioambiente. Los microorganismos, en particular las bacterias, tienen un rol esencial en todas las transformaciones significativas del nitrógeno, lo que implica una escala de tiempo bastante breve. No obstante, la rapidez y efectividad de dichas reacciones catalizadas por enzimas, se ven afectadas por elementos del medioambiente que tienen un impacto

en la actividad de los microorganismos, como la humedad, las temperaturas y el acceso a recursos en general.

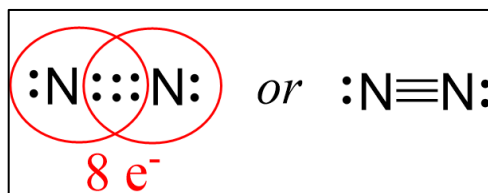


Figura II-3. Estructura de Lewis para el nitrógeno diatómico. Brown *et al.* (2022).

Los procesos que permiten estudiar y describir estas interrelaciones son: la fijación del nitrógeno atmosférico; la asimilación de nitrógeno; la mineralización mediante el decaimiento y la descomposición de materia orgánica; la nitrificación; la desnitrificación; la amonificación, entre otras, que se procederán a describir a continuación.

II.3.1 Fijación del nitrógeno

La fijación ocurre a partir de la relación simbiótica de microorganismos del reino *Bacteria* y del reino *Plantae* -bajo la superficie, en las raíces de las plantas- a partir de la cual se convierte el N_2 en NH_4^+ , siendo estos de los pocos microorganismos⁴ que pueden obtener nitrógeno a partir del pasivo compuesto. Aunque ampliamente estudiada, la fijación de N en las raíces de legumbres no es el único proceso que fija nitrógeno. Hanqin *et al.* (2022), describen el cambio impulsado por las actividades antropogénicas sobre este proceso de forma acuciosa mediante la actividad agrícola, el cultivo y uso de fertilizantes nitrogenados⁵ de manera indiscriminada, además de la emisión de NO_x como gas de efecto invernadero, el cual es suspendido en la atmósfera hasta que las deposiciones húmedas lo fijan en los suelos y las aguas.

II.3.2 Asimilación del nitrógeno

La asimilación es llevada a cabo por parte de la planta infectada con rizobios, o alternatively por cualquier célula que pueda incorporar el nitrógeno inorgánico fijado a su metabolismo e incorporarlo a moléculas como adenosín difosfato (ADN), o intermediarios en los ciclos metabólicos como nitrógeno orgánico.

II.3.3 Mineralización del nitrógeno

La hidrólisis, biodegradación y consecuente descomposición de la biomasa vegetal, permite que los descomponedores liberen nitrógeno inorgánico al ambiente, este proceso se denomina mineralización. La liberación ocurre en forma de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) -en su forma inorgánica-, siempre y cuando el contenido de N de la biomasa en descomposición supera los

⁴ Los microorganismos involucrados en la relación simbiótica de los tejidos radiculares son del género Gram negativo *Rhizobium*. Estos microorganismos, infectan plantas de la familia *Fabaceae* en su raíz, en un proceso inducido por la misma planta mediante la secreción de Lectina. La simbiosis permite tanto el transporte de oxígeno necesario para el metabolismo de la bacteria como la fijación de Nitrógeno necesario para el desarrollo vegetal de la planta según Sawada y otros (2003).

⁵ Cabe destacar, que a pesar de que el fertilizante nitrogenado empleado mayormente hasta el desarrollo del proceso de Haber-Bosch, es del orden orgánico (es decir una forma ya reactiva del N), el mismo proceso de síntesis de fertilizantes sintéticos, ayuda a fijar el Nitrógeno atmosférico.

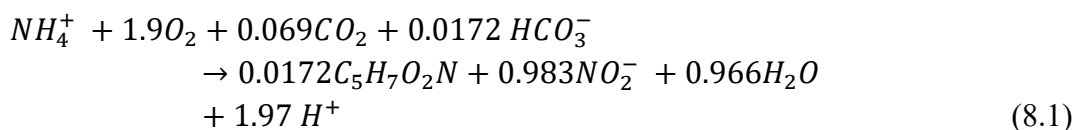
requerimientos metabólicos de las comunidades microbianas⁶ que llevan a cabo la descomposición -en razones C/N ≤ 25- (Rigby, *et al.*, 2016).



*Ecuación II-7.1 a II-7.4. Reacción de mineralización del N en sus formas orgánicas (CHONS notación general), a formas inorgánicas como amonio y nitrato. Brown *et al.* (2022)*

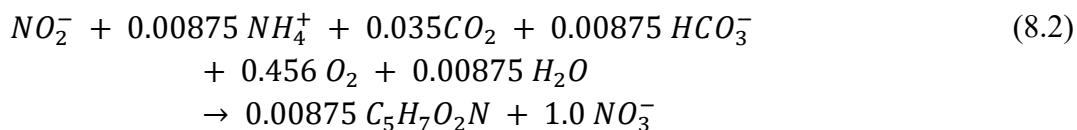
II.3.4 Nitrificación

Una fracción importante del amonio que se libera como consecuencia de la mineralización del nitrógeno aporta al contenido total de nitrógeno que es asimilable por los organismos autótrofos. Este aumento es limitado, a su vez, por la inmovilización del nitrógeno amoniacal. Este proceso ocurre como consecuencia del metabolismo de microorganismos quimio-autótrofos - quimiolitótrofos en estricto rigor-, que ganan energía al emplear las especies reducidas de nitrógeno como donadores de electrones. La nitrificación se logra a través de procesos microbiológicos de dos pasos. El primero; corresponde a la oxidación del amoniaco a nitrito por bacterias oxidantes de amoniaco (BAO, en inglés). La estequiometría de las reacciones involucradas, sobre la base de la demanda teórica de oxígeno⁷, es:



Ecuación II-8.1. Reacción de oxidación del amoniaco a nitrito por acción de las BAO. Adaptado de Fortt (2014) y (Metcalf y Eddy, 2014)

El segundo paso es la oxidación del nitrito a nitrato por parte de bacterias oxidantes de nitrito (NOB en inglés). La estequiometría se plantea en base a la demanda de oxígeno, es decir la cantidad de agente oxidante, necesario para oxidar 1 mol de NH_4^+ y NO_2^- respectivamente. Asumiendo un rendimiento de la reacción en donde 0.1 mg de biomasa microbiana es formada a partir de 1 mg de nitrito oxidado, en base a la demanda teórica de oxígeno.



Ecuación II-8.2. Reacción de nitrito a nitrato por acción de las NOB. Adaptado de (Fortt, 2014) y (Metcalf y Eddy, 2014)

⁶ Consorcios microbianos heterótrofos se encargan de este proceso. (Rigby, *et al.*, 2016)

⁷ Asumiendo un rendimiento de la reacción en donde 0.2 mg de biomasa microbiana es formada a partir de 1 mg de nitrógeno amoniacal oxidado, en base a la demanda teórica de oxígeno.

II.4 Ciclo biogeoquímico del azufre

Aunque menos estudiado que el ciclo del nitrógeno, el azufre está presente de manera abundante tanto en la hidrósfera como en la litósfera del planeta. Ya mencionamos algunos de los cambios químicos que transforman el azufre, al incorporarse este elemento en procesos bióticos de los ecosistemas y los procesos de saneamiento. El azufre posee una gran variedad de estados de oxidación al igual que el nitrógeno y debido a este y otros motivos el elemento es aprovechado de manera asimilatoria y disimilatoria, por los mecanismos bioquímicos, que son de mayor relevancia que los de tipo físico y químicos más propios del ciclo geoquímico para el presente trabajo. Impulsan el intercambio, fijación y aprovechamiento del azufre como nutriente en la naturaleza, de acuerdo con lo que se observa en la figura II-4. Estas rutas metabólicas están asociadas a las rutas metabólicas microbianas más antiguas en la Tierra, tal como señalan Mateos *et al.* (2023). Adicionalmente, los autores resaltan la importancia de las especies de microorganismos que participan en el ciclo del azufre mediante estas reacciones, dado que son parte de las arqueas y bacterias ligadas a la reducción disimilatoria de sulfatos y sulfitos, la oxidación del sulfuro, las transformaciones oxido-reductivas del tiosulfato y la formación de compuestos orgánicos volátiles sulfurados como el dimetilsulfuro (DMS), el metanotiol, entre otros, que son precursores importantes de aminoácidos.

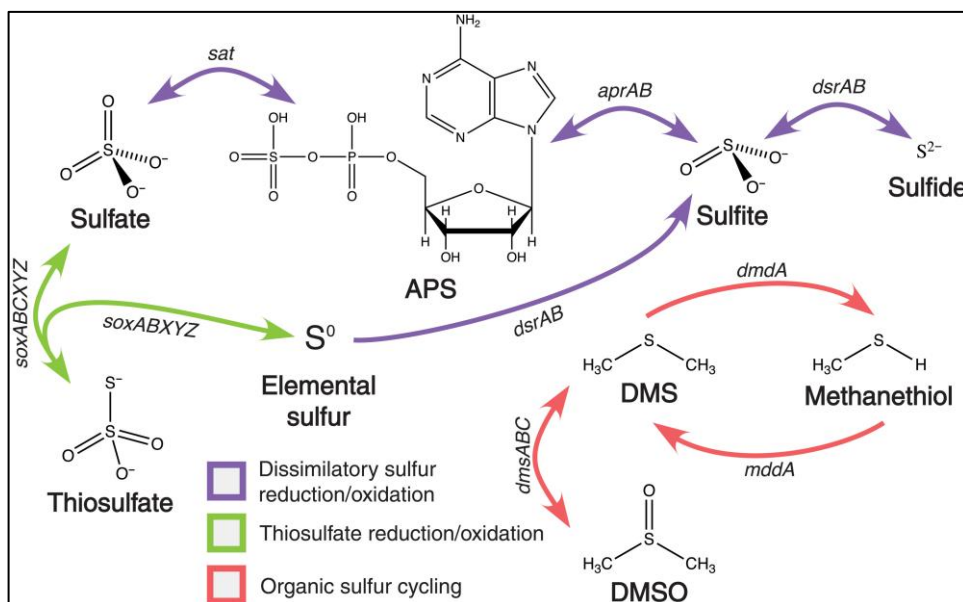


Figura II-4. Ciclo bioquímico del azufre, con detalle de los genes involucrados en las reacciones oxidativas y reductivas del elemento y sus compuestos. (Mateos, *et al.*, 2023).

Por último, cabe destacar que las reacciones sucesivas de reducción y oxidación de sulfatos, están en la mayoría de las ocasiones, mediadas por metabolismo microbiano anaerobio, lo que ha fundamentado en gran medida el estudio de aquellos microorganismos que emplean fuentes alternativas a la materia orgánica como dadores de electrones, y además, han permitido

comprender el rol de cultivos de los géneros *Desulfovibrio*⁸, *Desulfomonas* o *Desulfotomaculum* en la generación de yacimientos de azufre en ambientes favorables para microorganismos litótrofos (López y Boronat, 2019).

II.5 Desnitrificación

La desnitrificación, como etapa última en el ciclo de las transformaciones del nitrógeno como especie reactiva, a la especie diatómica, gaseosa e inerte de N₂, corresponde al proceso microbiológico mediante el cual el NO₃⁻ se reduce a N₂ y es liberado a la atmósfera (Ergas y Aponte-Morales, 2014).



Esta sucesión de reacciones reductivas son catalizadas por enzimas EC1 Oxidorreductasas dentro de la clasificación del IUBMB⁹. Varias de estas enzimas están involucradas en etapas simultáneas del ciclo del nitrógeno al ser parte del metabolismo de organismos varios. Por ejemplo, la nitrato reductasa es una enzima clave en la asimilación de nitrógeno (Yanagisawa, 2014), al mismo tiempo que la nitrito reductasa regula el metabolismo vegetal al convertir el nitrito producido por la nitrato reductasa, en óxido nítrico (Fontana y Mutus, 2017). Desde el punto de vista del tratamiento de aguas, los procesos de desnitrificación se constituyen como un tratamiento avanzado, con la finalidad de abatir nitrógeno y sólidos (Shah, 2023). El nitrato es el producto final de la oxidación biológica de la materia orgánica carbonosa que puede, o no, aportar el nitrógeno mientras que el nitrito es un intermediario de la reacción en esta vía. Lo fundamental en estos procesos avanzados de remoción de nitrógeno, le corresponde a la fuente de carbono orgánico, que puede ser externa, o presente del mismo agua residual. La biomasa desnitrificante se clasifica metabólicamente según dos criterios fundamentales:

- Según la fuente de energía
- Según la fuente de carbono

Lo que todos tienen en común es su aceptor de electrones, utilizan nitrato (NO₃⁻) o nitrito (NO₂⁻) en lugar de oxígeno para su respiración. Las diferencias radican en la especie mediante la cual incorporan carbono como biomasa. Cada grupo puede emplear sustratos específicos que pueden ser utilizados como fuente de energía por cada grupo, según se muestra en la tabla II-5. La figura II-5, por otro lado, muestra el flujo de especies y sustratos químicos involucrados en los procesos de nitrificación/desnitrificación y desnitrificación/nitrificación donde interactúan ambos tipos de microorganismos en el tratamiento de aguas residuales. De acuerdo con Von Sperling (2007), la incorporación del tratamiento biológico mediante reacciones nitrificantes en los sistemas de lodos activados consiste en procesos esencialmente biológicos y se puede lograr mediante adaptaciones en el diagrama de flujo del proceso de lodos activados a un nivel secundario de tratamiento.

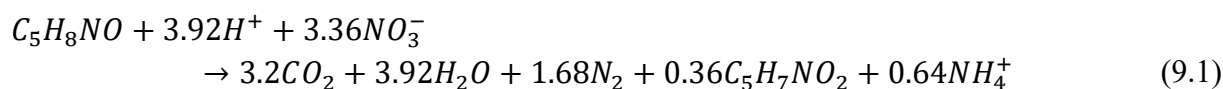
⁸ Los mismos del género *Desulfovibrio* que son halladas en los alcantarillados, según fue previamente discutido.

⁹ Unión Internacional de Bioquímica y biología molecular, International Union of Biochemistry and Molecular Biology en inglés.

Tabla II-5. Clasificación metabólica de los microorganismos desnitrificantes. Elaboración propia.

Clasificación metabólica	Donador de electrones	Fuente de carbono	Aceptor de electrones	Ejemplos de donadores
Quimioorganoheterótrofos	Compuestos Orgánicos	Compuestos orgánicos	NO_3^- , NO_2^-	Materia orgánica (DBO), CH_3OH , CH_3COO^-
Quimiolitoautótrofos	Compuestos Inorgánicos	Carbono inorgánico (CO_2 , HCO_3^-)	NO_3^- , NO_2^-	H_2S (sulfuro), H_2 (hidrógeno), Fe^{+2} (hierro)

La reacción de desnitrificación heterótrofa, a partir de una forma genérica de materia orgánica, se puede observar en la ecuación 9.1.



Ecuación II-9.1. Balance estequiométrico de la desnitrificación heterótrofa, empleando materia orgánica típica de un agua residual como donante de e⁻. Burghate e Ingole, 2014.

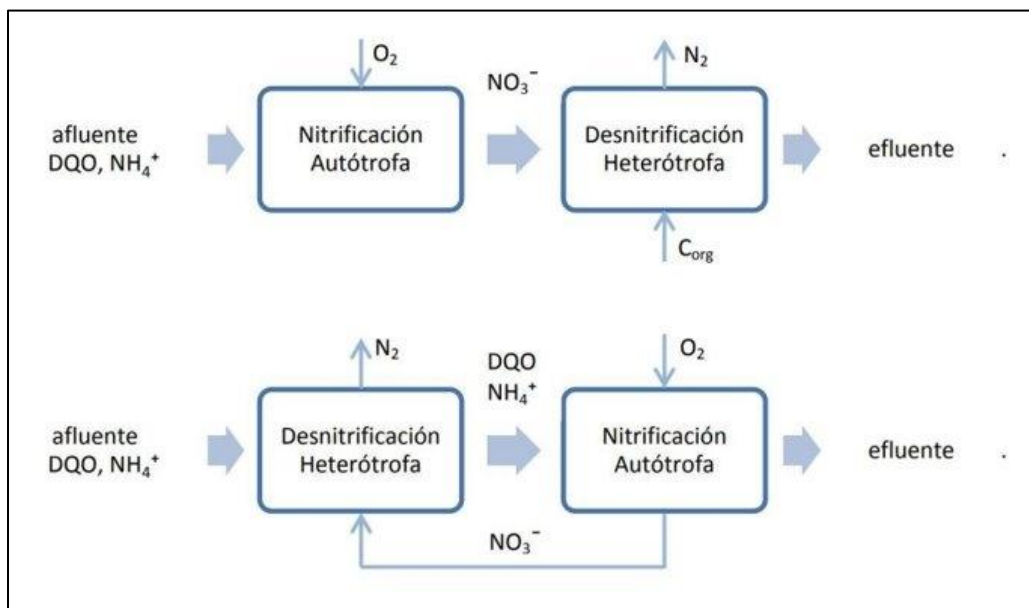


Figura II-5. Esquema representativo, mediante un diagrama de cajas, los procesos de nitrificación/desnitrificación y desnitrificación/nitrificación, convencionales. Fort (2014)

II.6 Amonificación

De manera alternativa a la remoción de nitrógeno a la atmósfera, mediante la desnitrificación, existe la reducción disimilatoria del N. Esta reacción corresponde a la vía mediante la cual la acción microbiana reduce el nitrato a amonio, en el proceso de convertir el nitrógeno a formas biodisponibles, como se observa en la figura II-6, aunque no para su incorporación en forma de biomasa. Cabe destacar que la desnitrificación convencional también es disimilatoria (ya que la ‘consecuencia’ de reducir el nitrógeno es descartar N_2 a la atmósfera, no asimilarlo). Los mecanismos microbianos mediante los cuales ocurre la amonificación vía disimilatoria, son reportadas por Zhao *et al.* (2025) y Robertson *et al.* (2015) para sistemas naturales de cuerpos receptores y/o plantas de tratamiento de aguas residuales domiciliarias, como se observa en la figura II-6. Dichas reacciones, ocurren en un contexto de competencia por las formas oxidadas de N y en ambientes como los estuarios marinos, donde la presencia de sedimentos ricos en $Fe(II)$ permite la reducción del N, mediante su propia oxidación, de forma análoga la cual se oxida la materia orgánica.

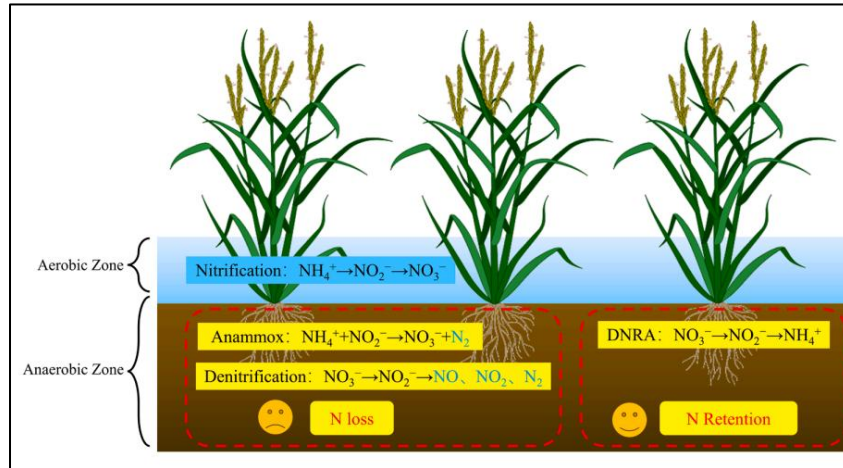
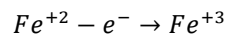
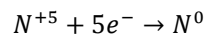
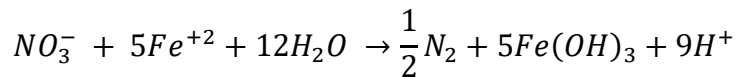
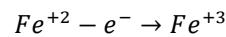
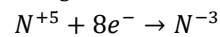
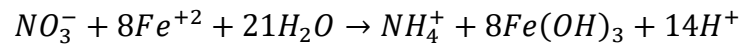


Figura II-6. Vías de transformación del Nitrógeno en ecosistemas límnicos o de estuarios. Zhao *et al.* (2025).



Ecuación II-10.1. Reducción disimilatoria de Nitrógeno en presencia de Fe^{+2} vía desnitrificación, con las medias reacciones redox de las especies de interés. Adaptado a partir de Zhao *et al.* (2025).

$$\Delta G^{\circ'} = -503 \frac{kJ}{mol NO_x} \quad (9.1)$$



Ecuación II-10.2. Reducción disimilatoria de Nitrógeno en presencia de Fe^{+2} vía DNRA, con las medias reacciones redox de las especies de interés. Adaptado a partir de Zhao *et al.* (2025)

$$\Delta G^{\circ'} = -508 \frac{kJ}{mol NO_x} \quad (9.2)$$

En ambos casos, los autores reportan cómo la presencia de Fe^{+2} influye en el destino del agente oxidante, ya sea disimularlo vía desnitrificación o vía amonificación. Los resultados expuestos por Zhao *et al.* (2025) -a partir de la revisión de literatura y las condiciones empíricas estudiadas- son particularmente relevantes en la discusión del presente trabajo debido que expresan de manera evidente que la DNRA ocurre en medios anóxicos con abundancia de dadores de electrones, lo que se refleja en elevados valores de la razón C/N. Los investigadores realizaron enriquecimiento de cultivos amonificantes disimilatorios simulando condiciones naturales de hábitat, con valores de C/N de 6.5, 7.7 y 10, reportando tasas de producción de amonio del 71.49%, 66.92% y 92.05% respectivamente. Luego, a partir del mismo parámetro destacan la coexistencia de las bacterias DNRA con cultivos fermentativos y desnitrificantes. La primera condición se da en el caso de elevadas C/N donde además el sustrato orgánico es fermentable -es decir que se puede seguir oxidando- favoreciéndose la proliferación de bacterias acidogénicas y metanogénicas. La segunda condición ocurre a C/N más bajas, donde los cultivos desnitrificantes pueden predominar.

II.7 Parámetros de operación

En el empleo de cultivos desnitrificantes, y en virtud de lo ya expuesto en lo que respecta a la clasificación metabólica de los microorganismos desnitrificantes, resta por presentar un par de aspectos operacionales clave y su influencia en la eficiencia del proceso de desnitrificación.

II.7.1 Variables ambientales: pH y temperatura

El pH mediante el cual se opera un proceso de desnitrificación óptimo corresponde a aquel que ocurre en un rango entre 7.0 y 8.0. Moraga (2016) reporta que tanto para la desnitrificación heterótrofa como para la autótrofa, condiciones ácidas, es decir en un pH menor a 7.0, inhiben parcial y totalmente el proceso por la acumulación de compuestos como el ácido nitroso (HNO_2) que resultan altamente tóxicos para los microorganismos desnitrificantes. Al mismo tiempo, la autora menciona el carácter mesófilo de estas bacterias, por lo que temperaturas inferiores a los 25°C y superiores a los 35°C afectan negativamente a la actividad desnitrificante.

II.7.2 Razón C/N

La razón C/N es cuantificada como la razón entre la cantidad de carbono orgánico disponible y la fracción nitrógeno en formas oxidadas disponible. El estudio de este parámetro y su relevancia en los procesos de desnitrificación y de remoción de nitrógeno como tratamiento terciario ha sido extenso, debido que el control de este parámetro permite evaluar la necesidad de adicionar fuentes externas de carbono a los procesos de tratamiento terciario. Muñoz (2015) y otros¹⁰, destacan que una baja razón C/N limita la eficiencia de remoción de N en aguas residuales, debido a la necesidad de adicionar fuentes de carbono como donadores de e^- al cultivo y su medio. Por otro lado, razones elevadas de C/N elevan los niveles de materia orgánica en los efluentes de las operaciones unitarias donde se lleve a cabo la desnitrificación (Souza, 2025).

¹⁰ De acuerdo con todos los trabajos de Hernández (2014), Fortt (2014), Moraga (2016), Garrido (2016), González Gaete (2019), Molina (2023) y Gonzáles Quezada (2024), entre otros, reportados en la sección de Metodología, que realizaron investigaciones en la misma línea.

Tabla II-6. Razón de nutrientes en el sustrato y la vía favorecida por esta. Adaptado de Campos *et al.*, 2009.

Razón de nutrientes en el sustrato	
$C/N > 20$	Asimilación heterótrofa
$20 > C/N > 5$	Asimilación mediante nitrificación y desnitrificación
$C/N < 5$	Nitrificación parcial-desnitrificación, nitrificación parcial-ANNAMOX, desnitrificación autótrofa

Los autores reportan además, la incidencia de la razón en los productos finales en el proceso de desnitrificación, así como la ruta metabólica que se favorecerá, expuesto en la tabla II-6.

II.7.3 Razón S/N

La razón S/N es cuantificada como la cantidad de azufre inorgánico disponible y el nitrógeno en formas oxidadas disponible. De manera similar a la razón C/N, la razón S/N permite controlar el proceso de desnitrificación, en este caso, la autótrofa (Fortt, 2014). Se han comprobado efectos inhibitorios para concentraciones elevadas de azufre en forma de sulfato a partir de los 0.5 g/L de $S-SO_4^{2-}$ (Campos *et al.*, 2007). Además, los autores reportan la acumulación de nitrito como intermediario del proceso desnitrificante para ensayos con razones de S/N de 3.70 y 6.67. Inclusive, para razones de 1.16 y 2.44 S/N el producto principal de la desnitrificación con un cultivo heterogéneo, fue nitrito.

Particularmente útil resulta lo reportado por Gadekar *et al.* (2006), que mediante la oxidación de sulfuro con bacterias del género *Thiomicrospira sp.* describen la generación de sulfato como función del sulfuro cociente del nitrato añadido como alimentación: destacando que para la oxidación total de las especies reactivas de azufre mediante el metabolismo autótrofo de *Thiomicrospira sp.* está por debajo de 0.5 mM $S-S^0/N-NO_3^-$, como se puede observar en la figura II-7.

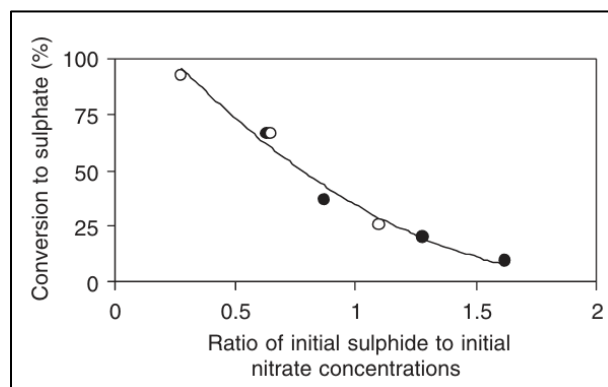


Figura II-7. Conversión del sulfuro a sulfato como función de la razón $S-S^0/N-NO_3^-$. Se puede observar que a valores bajos de esta razón S/N la oxidación del azufre es máxima, mientras que a valores superiores a 0.75, la oxidación comienza a estar inhibida por la formación de intermediarios solubles del elemento, como el tiosulfato. Gadekar *et al.* (2006)

II.7.4 TRH

El tiempo de residencia hidráulico (TRH) es un parámetro de diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas que permite relacionar el flujo de la corriente de alimentación de una operación unitaria con la geometría de los equipos, y de manera indirecta, estudiar el régimen hidráulico en la operación unitaria. Se cuantifica para procesos continuos de la manera que se puede observar en la ecuación II-11.1.

$$TRH = \frac{\text{Volumen útil del reactor}}{\text{Caudal alimentado}} \quad (11.1)$$

Ecuación II-11.1. Tiempo de residencia hidráulico para el diseño y operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales. (Metcalf y Eddy, 2014)

Claus y Kutzner (1985), reportaron tasas de desnitrificación del 80% en un sistema autótrofo de sulfuro/caliza, con un TRH mínimo requerido de 1.7 horas.

II.7.5 Velocidad de Carga Nitrogenada

La velocidad de carga nitrogenada (VCN) permite describir, en conjunto al régimen hidráulico, la eficiencia y estabilidad del proceso de tratamiento que se esté aplicando (Metcalf y Eddy, 2014). En particular, en el presente estudio la VCN toma relevancia en el control del proceso de desnitrificación debido que el inóculo no se desarrolló en condiciones de enriquecimiento previo a la inoculación del reactor. Por lo tanto, el lento desarrollo de los cultivos bacterianos desnitrificantes depende en gran medida de la tasa con la que se carga el agua residual y el nitrógeno que contiene. Esta relación se puede observar en la ecuación II.12.1. En esta línea, Cuervo-López *et al.* (1999) y Mohdis *et al.* (2017) estudiaron y describieron el efecto de la VCN en la operación de procesos desnitrificantes y anaerobios de aguas residuales respectivamente, en reactores con biomasa suspendida, señalando cómo la disponibilidad de nutrientes mediante la alimentación al reactor influye directamente en la eficiencia del proceso de tratamiento llevado a cabo. En el primer caso, los autores reportaron eficiencias sobre el 98% con VCN entre los 500 y 2000 mg_{N-NO3}/L·d, mientras que Mohdis *et al.* reportaron operar con VCN de 0.258, 0.787 y 2.471, alcanzando una remoción de DQO de 95% con la VCN intermedia.

$$VCN = \frac{\text{Caudal de alimentación} \cdot \text{Concentración de N}}{\text{Volumen útil del reactor}} = \frac{\text{Concentración de N}}{TRH} \quad (12.1)$$

Ecuación II-12.1. Velocidad de carga nitrogenada, o de nitrógeno. (Metcalf y Eddy, 2014)

II.8 Marco normativo

El periodo posterior a 1965 marcó un giro hacia el saneamiento con foco en la protección ambiental, la eliminación de nutrientes (nitrificación, desarrollada consistentemente desde 1964; y eliminación de fósforo, a partir de 1974) se comienza a promover mediante directivas internacionales más estrictas. Por ejemplo, la promulgación de la Directiva de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas de la UE en 1991, y la aparición de tecnologías de tratamiento avanzado como los Reactores Biológicos de Membrana (MBRs) y los humedales artificiales (Cooper, 2001). Estos avances han proporcionado el contexto técnico e histórico indispensable que justifica el desarrollo de una regulación jurídica que trascienda parámetros de saneamiento mínimos, en virtud

de resguardar los derechos fundamentales de las personas en nuestro país, hacer sostenible la gestión de las aguas residuales y evitar la generación de pasivos ambientales.

Por lo tanto, el objetivo del presente capítulo es analizar el marco regulatorio y normativo de los componentes sanitario, medioambiental y municipal de una localidad costera para el saneamiento de aguas servidas, a través del caso de estudio, en función de evaluar su cumplimiento en los aspectos clave para su funcionamiento, en la medida que el autor busca argumentar que hoy el problema de las aguas servidas debe tener un enfoque holístico y perdurable.

II.8.1 Componente sanitario

De acuerdo con lo ya expuesto, se procederá a analizar el componente sanitario en su concepción y en cuyo(s) objeto(s) de regulación establece. Estas disposiciones se encuentran contenidas en el Decreto con Fuerza de Ley 725, del Ministerio de salud pública, publicado en 1968 -también denominado Código Sanitario-, en donde se establecen las condiciones sanitarias básicas “[para] todas las cuestiones relacionadas con el fomento, protección y recuperación de la salud de los habitantes de la República”. Así, en su artículo 69, menciona y establece los servicios de alcantarillado como objeto de regulación por parte de la Autoridad Sanitaria Nacional, en la construcción de viviendas y conjuntos habitacionales, además de su exclusión de los sistemas de acuicultura y/o horticultura como fuente de agua, en su artículo 75.

En materia de responsabilidades, el Código Sanitario le adjudica a la autoridad sanitaria (es decir; *“al Ministro de Salud, en las materias que son de competencia de dicha Secretaría de Estado; a los Secretarios Regionales Ministeriales de Salud, como sucesores legales de los Servicios de Salud y del Servicio de Salud del Ambiente de la Región Metropolitana”*) “[el deber de] atender todas las materias relacionadas con la salud pública y el bienestar higiénico del país”. Adicionalmente, a las municipalidades se les adjudica la responsabilidad de *“atender [los] asuntos de orden sanitario”*, aunque no se especifican mayores responsabilidades en los objetivos de regulación. Más bien, obligaciones y controles a través de su autoridad como fiscalizador sanitario, por ejemplo, en los permisos de edificación y de construcción cuyos principios no son del alcance del código en cuestión sino que de los reglamentos que emanan de él.

Reglamento general de alcantarillados

Sobre los reglamentos que se sostienen en el código sanitario o que han sido emanados de él; el primero, destacable en su mérito por el año en que fue promulgado, es el Decreto Supremo N°236, o Reglamento General de Alcantarillados Particulares [...], Ministerio de higiene, asistencia, previsión y trabajo, publicado en 1926. Dicho reglamento, se refiere a la “disposición”¹¹ de aguas servidas domiciliarias en cualquier sitio en donde no exista red de alcantarillado público o en donde no se pueda descargar a una red pública existente. Como consecuencia, se norma el diseño, la construcción, mantenimiento y la tipificación de las técnicas de disposición de las aguas servidas de acuerdo con el contexto en que son producidos y vertidos, así como la mantención de dichos

¹¹ Actualmente el término ‘disposición’ de aguas servidas, se entiende por el conjunto de actividades más concreto, que permiten adecuar y transportar dichos residuos para ser tratados (Cooper, 2001), mientras que, de la lectura del reglamento, se entiende que a falta del concepto de ‘tratamiento’ o ‘tratabilidad’ de estos residuos, la disposición, cumplía con los principios y objetos de la regulación en la época.

sistemas. Por último, cabe notar que este reglamento, en materia de soluciones particulares en la disposición de las aguas servidas, es la norma central para entender la regulación de alcantarillados particulares, fosas sépticas, cámaras filtrantes, cámaras de contacto, cámaras absorbentes y letrinas domiciliarias.

Ley de servicios sanitarios rurales

De manera consiguiente, el segundo aspecto normativo clave en el componente sanitario está situado en la Ley 20.998, que Regula los Servicios Sanitarios Rurales (SSR), publicada por el Ministerio de obras públicas (MOP) en 2017. Las disposiciones técnicas contenidas en este cuerpo normativo, permiten la provisión de los servicios sanitarios básicos a la población en sectores rurales, mediante un Registro Público de Operadores donde deben figurar las organizaciones y/o cooperativas sin fines de lucro que administran y operan la infraestructura proveída por el Estado, ya sea mediante el MOP, las direcciones del Ministerio del interior, u otras carteras con competencia en la materia.

Entre otras características, la ley otorga una institucionalidad al sector sanitario rural, además de incorporar los conceptos de asesoría y fiscalización a su funcionamiento en estrecha relación con las atribuciones entregadas a la Superintendencia de servicios sanitarios (SISS) por la ley en cuanto a *“las atribuciones y facultades regulatorias y fiscalizadoras respecto de todo operador de SSR, sin perjuicio de aquellas que corresponda a la autoridad sanitaria en los ámbitos de su competencia”*.

Bajo el análisis de este cuerpo normativo la Municipalidad deberá oficializar un rol como administrador en el Registro Nacional del MOP, que otorga a cambio una licencia para la operación tanto del servicio de alcantarillado como el servicio de agua potable, o a su vez, el SSR de Quintay -ex APR Quintay-, deberá adoptar las labores administrativas del sistema de alcantarillado, en virtud de su licencia operacional registrada e inscrita a día de hoy en el Registro Nacional de SSR's.

II.8.2 Componente medioambiental

La protección ambiental constituye *“un destino necesario e inevitable”*, como tarea del Estado moderno, según Bermúdez (2014). Esto es consecuencia de la inseparable relación existente entre ambiente y la existencia humana. Aplicado en la gestión de aguas residuales domésticas, este nuevo paradigma constituye una función que trasciende la reacción inmediata ante el deterioro ecológico para garantizar la base vital de las futuras generaciones. En el contexto regulatorio, este mandato impone la fijación de límites de descarga orientados a la preservación de los ecosistemas acuáticos como bienes jurídicos, materializando así una ética ambiental social que requiere, para su efectividad, de un respaldo económico sustentado en finanzas públicas ordenadas.

Ley 19.300 o Ley de Bases Generales del Medio Ambiente (LBGMA)

Este cuerpo normativo es *“conformador de una parcela de ordenamiento, contiene hoy seis aspectos fundamentales”* (Bermúdez, 2014), estos son:

1. Denota la cuestión jurídica ambiental de nuestro país (mediante la definición de un catálogo de conceptos y principios directores, claramente definidos, de naturaleza ambiental o que provienen de las ciencias ambientales, en su Art 2);
2. Consagra el mecanismo de Evaluación Ambiental Estratégica (EAE);
3. Consagra un mecanismo preventivo;
4. Consolida un sistema de responsabilidad ambiental;
5. Consolida la administración ambiental, y por extensión, la Institucionalidad ambiental, que además deberá;
6. Ser garante y el sujeto obligado a proporcionar acceso a la información ambiental a personas jurídicas y naturales.

Sobre estos cimientos, la Ley 19.300 articula la política pública mediante Instrumentos de Gestión Ambiental (IGA) destinados a prevenir o subsanar problemas ambientales en el territorio nacional. Si bien Bermúdez (2014) clasifica estos instrumentos en económicos, jurídicos y políticos, hoy operan como herramientas integrales. Los establecidos a partir de la LBGMA y sus principios son:

- | | |
|--|---|
| 1. La educación y la investigación. | 7. Las normas de calidad ambiental. |
| 2. La evaluación ambiental estratégica. | 8. La preservación de la naturaleza y la conservación del patrimonio ambiental. |
| 3. Los programas de regulación ambiental. | 9. Las normas de emisión. |
| 4. El Sistema de evaluación de impacto ambiental (SEIA). | 10. Los planes de manejo, prevención y descontaminación. |
| 5. La participación comunitaria. | 11. Los procedimientos de reclamo. |
| 6. El acceso a la información ambiental. | |

Para una PTAS, esto implica que la sostenibilidad depende del cumplimiento de normas de emisión condicionadas a la capacidad del cuerpo receptor y la gestión de las externalidades y pasivos que genera. Además, se debe tener en cuenta que los instrumentos mencionados, “*no siempre son compatibles*” según el autor. Esto implica una priorización estratégica de las medidas necesarias para ejecutar la política ambiental¹². Aunque dichas políticas, abarcan desde el ámbito global hasta el local, este trabajo se centra en la revisión del ámbito local. En esta línea, la Ley 20.417, que “Crea el ministerio, el Servicio de evaluación ambiental (SEA) y la Superintendencia del medio ambiente (SMA), Ministerio Secretaría General de la Presidencia (SEGPRES) (2010)”, introdujo modificaciones relevantes, como la exigencia explícita en la evaluación de impacto ambiental de “describir la forma en que tales proyectos o actividades se relacionan con los planes de desarrollo comunal”, requiriendo siempre el pronunciamiento de la municipalidad del área de influencia (Art. 9 ter, LBGMA). Finalmente, la gestión moderna busca integrar mediante instrumentos económicos

¹² Sobre esto, Bermúdez (2014) agrega además que: “*el conjunto de medidas podrán considerar niveles de protección necesarios para asegurar un medio ambiente sano sea para la vida y la salud; o bien para la calidad de vida de las personas, entendiendo que la calidad de vida de las personas implica un nivel de protección mayor que el que sólo asegura la vida y salud*”, es decir, **el fin y el objetivo de tener los sistemas como objeto de regulación es que las actividades, en este caso de recolección disposición y tratamiento de aguas servidas no genere contaminación o condiciones contaminantes de un medio ambiente sano para la vida y la salud de las personas.**

las externalidades negativas, en pos de transformar el daño ambiental —históricamente tratado como gratuito— en un costo de producción cuantificable.

Establecidos los antecedentes normativos fundamentales¹³, procederemos a discutir los marcos regulatorios que han emanado de dicho cuerpo legal establecido por la LBGMA.

El control medioambiental en el tratamiento de las aguas servidas, y por ende la materialización de la protección ambiental, está normado mediante instrumentos regulatorios específicos que controlan tanto la calidad del agua de descarga – el efluente- como la gestión del principal subproducto sólido, que corresponden a los lodos biológicos producidos en los procesos de tratamiento de estas aguas. El eje central de dicha actividad es la Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos Industriales (Riles) y Aguas Servidas a Cuerpos de Agua Superficial, D.S. N°90, promulgado el 2001 por SEGPRES. Como un instrumento de gestión y por ende la herramienta que operativiza los principios de la LBGMA, el D.S. N°90 establece los límites máximos de descarga que han de cumplir actividades como el tratamiento de aguas servidas antes de verter efluentes sobre cuerpos superficiales de agua, controla parámetros contaminantes que perjudican la ecología de los cuerpos receptores, bajo el principio preventivo.

Debido que el proceso mediante los cuales se tratan las aguas residuales domésticas, generan además, un subproducto biológicamente activo con altas cargas de patógenos, materia orgánica, e inclusive metales pesados (Metcalf y Eddy, 2014), la trazabilidad y gestión adecuada de dichos lodos se articula mediante una norma de calidad central, el Decreto Supremo N°46, promulgado en 2003 por SEGPRES también, que define límites específicos para parámetros regulatorios específicos¹⁴. Permite categorizar su disposición en i) rellenos sanitarios, o ii) aprovechar el subproducto y reutilizarlo en agricultura. La estabilización -es decir el tratamiento posterior- de dichos lodos vincula el proceso ingenieril de tratamiento con la ley ambiental, mediante la clasificación jurídica del residuo, para su valoración o disposición final. Un lodo que ha cumplido con los estándares de calidad del D.S. N°46, es considerado un residuo no peligroso, y por ende, su gestión se ampara en el Sistema Nacional de Declaración de Residuos (o SINADER) de acuerdo con la norma propuesta por el D.S. N°30, que “Aprueba reglamento sobre programas de cumplimiento, autodenuncia y planes de reparación”, promulgado en 2013, por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Por otro lado, si no se cumplen los estándares de calidad deberá ser clasificado como residuo peligroso (RESPEL) y su gestión y trazabilidad deberá realizarse a través del Sistema de Declaración y Seguimiento de Residuos Peligrosos (SIDREP), regulado por el Decreto Supremo N° 148, de 2003, del Ministerio de Salud (MINSAL).

Además de controlar la descarga, la norma chilena ha abordado tempranamente, mediante un acercamiento holístico al problema, la reutilización del agua tratada en plantas de tratamiento de

¹³ Particularmente desde la perspectiva provista por Bermúdez en su trabajo ‘Fundamentos del Derecho Ambiental Chileno’ (2014)

¹⁴ Específicamente parámetros de: a) Patogenicidad; Coliformes fecales, niveles de reducción logarítmica de patógenos, y contenido de materia orgánica, por la posibilidad de atraer vectores o generar malos olores en su disposición. Contenido de metales pesados; Concentraciones máximas permitidas para metales como cadmio, cobre, níquel y plomo, los cuales, si son excesivos, pueden contaminar el suelo y la cadena alimentaria al ser dispuestos.

aguas servidas, de la misma manera que de forma posterior se reguló la reutilización de los lodos sanitarios estabilizados. En este contexto, el D.S. N°735 Reglamento de los servicios de agua potable y alcantarillado, promulgado en 1969 por el Minsal, establece las bases para la protección de las fuentes de agua potable, por lo que cualquier actividad que deponga residuos debe garantizar que no compromete la calidad de las fuentes usadas para el consumo humano. De la misma manera, existe la Norma de Calidad Primaria para la Producción de Agua Potable -D.S. N°609, promulgada en 1998 por el Ministerio de agricultura-, que sirve de referente para evaluar el potencial del agua tratada en un sistema de tratamiento de aguas servidas, en fines de reutilización para riego.

En último lugar, y en cuanto al mecanismo preventivo consagrado en la LBGMA, es relevante considerar el Reglamento del SEIA, aprobado por el Decreto Supremo N° 40, de 2012, del MMA. Esta norma opera como un marco de referencia técnico y legal para la protección ambiental, definiendo los estándares de información y los criterios de evaluación -como efectos, características y circunstancias normadas por los reglamentos ya discutidos- que se utilizarían para analizar cualquier modificación o ampliación sustancial futura del sistema, también. Más importante aún, refuerza la idea de que la fiscalización de las operaciones en curso, como la calidad de los efluentes y el manejo de lodos, debe asegurar el cumplimiento de toda la normativa ambiental (D.S. N°90 y D.S. N°46), demostrando que la operación de la PTAS es compatible con los objetivos de protección ambiental de la LBGMA.

Permisos Ambientales Sectoriales

Los Permisos Ambientales Sectoriales (PAS) son la materialización de las exigencias legales que tienen como objeto la protección ambiental. De acuerdo con el Artículo 8 inciso 2° de la LBGMA, el SEIA otorgará los permisos y pronunciamientos de carácter ambiental, a cualquier proyecto o actividad sometida a dicho sistema. Los PAS pueden tener más de un objeto de protección y que tengan objetos sectoriales, es decir no ambientales (SEA, 2025). El listado es detallado por el ya mencionado D.S. N° 40 (2012). Las normas relativas a los permisos se estructuran de acuerdo con el nombre del permiso; la norma sectorial en que se funda; requisitos para su otorgamiento; y los antecedentes técnicos y formales que el titular debe presentar para acreditar su cumplimiento.

Evaluación Ambiental Estratégica

A raíz de las modificaciones y complementos introducidos a la LBGMA por la Ley 20.417, se incorpora al marco jurídico y normativo chileno la incorporación de la dimensión medioambiental en los ámbitos de decisión política y estratégica del Estado, esto mediante la Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) (MMA, 2025). Este IGA corresponde a un esfuerzo con enfoque particular, en fortalecer las capacidades institucionales de la toma de decisiones a los distintos órganos administrativos del Estado para “*incorporar criterios de sustentabilidad en políticas y planes e instrumentos de ordenamiento territorial; asesorando y capacitando ministerios, servicios públicos, gobiernos regionales y municipios*” según lo declarado por el mismo MMA (2025).

Aunque no profundizaremos en la aplicación y metodología del instrumento durante el desarrollo del presente trabajo, cabe destacar que es de especial relevancia comprender como este incide en la aproximación metodológica del problema de investigación y su armonización con los criterios

normativos de la institucionalidad ambiental del país, dado que “*la aplicación de elementos de la EAE ayuda a definir objetivos ambientales, a visualizar dinámicas involucradas y a mejorar el entendimiento del balance entre factores sociales, económicos y ambientales*” (Ilustre Municipalidad de Casablanca, 2020).

II.8.3 Componente municipal

Las organizaciones administrativas de nivel local, dependiendo de su autonomía, ejecutan las políticas ambientales que la Administración superior haya formulado (Bermúdez, 2014), lo que subordina la operación de estos sistemas a las directrices y recursos de la planificación comunal. En el presente caso de estudio, esta dimensión territorial articula los componentes analizados con la realidad socioeconómica de la comuna, buscando integrar el sistema de manera legal y sostenible mediante la coordinación del impacto ambiental, la planificación urbana y el uso del recurso hídrico. Lo anterior, se sustenta en tres fundamentos que se exponen a continuación:

1. Existe una necesidad de integrar la infraestructura sanitaria como una respuesta a las necesidades de tratamiento de los desechos de manera legal y sostenible. La provisión sustentable de los servicios de tipo sanitarios en contextos rurales, permite “*obtener un mayor conocimiento y control sobre la red existente de infraestructura sanitaria*”, como parte de una planificación de largo plazo, según lo señalado por Blanco y Donoso (2016).
2. Existe una necesidad de coordinar el impacto con la planificación urbana y el aprovechamiento del recurso hídrico y sus fuentes. De lo contrario, no existirá una responsabilidad duradera y permanente que asegure las bases para la vida de las futuras generaciones, respaldado por lo expuesto por Araya y Villagrán (2005) quienes señalan que la ineficacia del sistema de responsabilidad por daños al medioambiente ha generado problemas serios de pasivos ambientales¹⁵ en el país.
3. Existe la necesidad de resolver un conflicto presente en la mayoría de las cuencas de nuestro país en materia de coordinación sobre el uso del recurso hídrico entre las distintas actividades que lo aprovechan, basado en el diagnóstico de Blanco y Donoso (2016) respecto a “*la seguridad hídrica de los sistemas*” y “*los aspectos ambientales pendientes*”.

La complejidad de abordar estos aspectos críticos en la gestión local de la problemática, radica en el entramado jerarquizado de la toma de decisiones que afectan la gobernanza del recurso hídrico y el flujo de información estratégica entre esos distintos niveles, según se puede observar en la figura II-8.

¹⁵ Así como la externalidad es el costo de producción de la contaminación, bajo el enfoque de los autores y el autor de este trabajo, entendemos que los pasivos ambientales son la deuda, a partir de esos costos, dado que se genera una obligación de pago futuro que incluye intereses producto de contaminar.

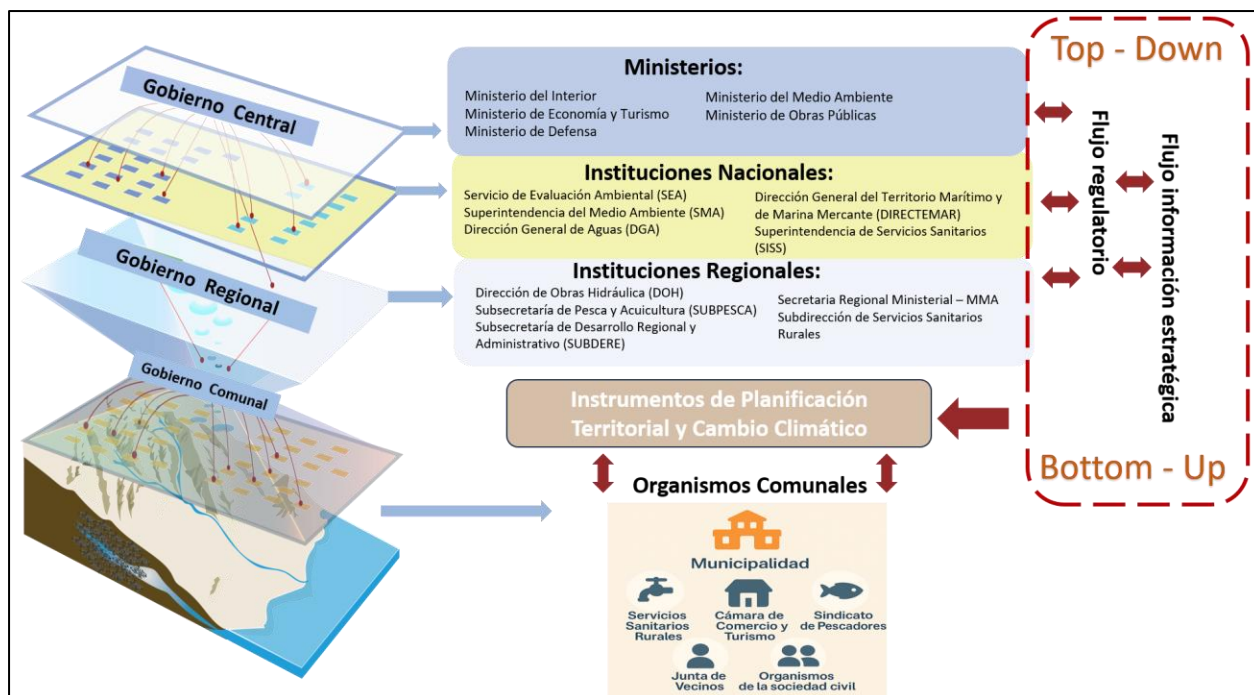


Figura II-8. Esquema representativo de los niveles jerarquizados en la toma de decisiones, como gobernanza general de los territorios, en los componentes mencionados y el flujo de información estratégica. Las instituciones listadas son un ejemplo y no están directamente relacionadas al problema de investigación. Guerra (2025).

De esta manera, y considerando los tres aspectos expuestos, permitirá discutir la materialización (o no) de las políticas de alto nivel en la comuna de Casablanca y, específicamente, en la localidad de Quintay y su sistema de saneamiento. Esta se manifiesta a través de un complejo entrelazamiento de los instrumentos de planificación territorial (IPT), respuestas a la crisis hídrica (como los decretos de escasez), o un posible déficit persistente en la provisión de servicios sanitarios.

Instrumentos de planificación territorial

Los IPT centrales para la gestión territorial y municipal identificados en el siguiente trabajo corresponden a aquellas herramientas administrativas diseñadas para guiar el desarrollo de un territorio de manera armónica y sostenible, es decir, en resguardo de los aspectos ambientales, sociales y económicos (Ilustre Municipalidad de Casablanca, 2022).

Plan de Desarrollo Comunal de Casablanca (2022-2025) (PLADECO)

Elaborado como la herramienta principal en la gestión municipal de la comuna, es un instrumento indicativo y rector, sometido a la aprobación del consejo municipal. Pretende promover el avance en temáticas y problemáticas de tipo social, económico y cultural de la comuna. Como característica notable en lo que respecta al manejo de problemáticas del tipo medioambientales, incorpora elementos metodológicos de la evaluación ambiental estratégica, de manera puntual los factores críticos de decisión (FCD). Esta metodología contempla aquellas externalidades negativas en la toma de decisiones, sobre las matrices ambientales y sus ecosistemas.

Plan Regulador Comunal (PRC) y Plan Regulador Metropolitano de Valparaíso (PREMVAL)

Estos instrumentos son la materialización de las zonificaciones territoriales -nivel de comuna en el PRC y nivel multi comunal en el PREMVAL-, definiendo las áreas de expansión urbana y las zonas productivas. Al mismo tiempo, buscan lograr condiciones adecuadas de habitabilidad, higiene, seguridad y concomitancia adecuada entre los distintos usos del espacio físico. Los criterios de la EAE son incorporados de manera obligatoria en el plan regulador, tanto regional como municipal, caracterizándose como instrumentos mandatorios.

Estrategia Hídrica Local

La Estrategia Hídrica Local (EHL), es un instrumento de gestión de alcance comunal. Opera dentro del marco rector del PLADECO, y de acuerdo con lo señalado en la misma documentación de la municipalidad “*busca dar respuesta a la problemática más crítica de sostenibilidad del territorio: la escasez hídrica*” (2024). Cabe destacar que este instrumento es de carácter vinculante en su concepción, como respuesta a procesos participativos y permite materializar la incorporación de un aspecto metodológico de la EAE en el PLADECO, los FCD mencionados. Dicha metodología permitió, en su elaboración, establecer la “Preservación de los ecosistemas naturales de la comuna” como el lineamiento estratégico de máxima prioridad. Los ejes programáticos que se emanan a partir de este instrumento se pueden observar en la tabla IV-1, en la cual se identifica el marco de acción descrito directamente en el documento de la EHL. Además, se incluyó una columna de relevancia para con la problemática de investigación y los antecedentes ya expuestos en torno a esta, como parte de un diagnóstico metodológico de este componente.

Tabla II-7. Marco de Acción y relevancia para el problema de investigación de los ejes establecidos por la Estrategia Hídrica Local de Casablanca. Elaboración propia.

Eje de la EHL	Marco de acción	Relevancia para con la problemática
Educación hídrica	Desarrollo de una conciencia ciudadana y de capacidades relativas al recurso hídrico.	Educación ambiental como IGA, en complemento con programas del PLADECO.
Gobernanza hídrica	Fortalecimiento de los procesos e instancias de participación ciudadana en espacios vinculantes.	Aborda la complejidad institucional del problema además de enfrentar los conflictos por uso del recurso.
Planificación hídrica integrada	Gestión de cuencas.	Articula una agenda de protección del recurso hídrico y de planificación estratégica, como la incorporación de nuevas fuentes de agua (no-convencionales).
Seguridad hídrica	Aseguramiento de los suministros de agua en calidad y cantidad para el consumo humano.	Apoya el desarrollo de nuevas fuentes de agua como alternativas a las ya existentes.
Protección de la biodiversidad	Esfuerzos por la conservación de los ecosistemas acuáticos y su biodiversidad, mediante la protección ambiental.	Fomenta la conservación y la ejecución de políticas de protección ambiental.

III. Metodología

La presente investigación aplicada adopta una estrategia mixta con alcance explicativo. El diseño metodológico, basado en la taxonomía de Bloom (1956) y la metodología de la investigación según Álvarez (2005), se articuló en tres fases complementarias. En una primera instancia, la investigación documental definió la línea base del problema, aportando el criterio técnico necesario para la fase de exploración en terreno. Posteriormente, la fase experimental se centró en el análisis de datos de rendimiento, carga contaminante y regímenes de operación de un reactor anaerobio de flujo ascendente a escala de laboratorio. De forma transversal, las actividades de gabinete permitieron confrontar los parámetros de las aguas residuales recolectadas *in situ* con el agua sintética utilizada para simular el proceso. En suma, esta metodología buscó vincular el diagnóstico local con una solución de ingeniería que, además de cumplir con la normativa vigente, se encuentre validada técnica y operacionalmente.

III.1 Etapa documental

La metodología de esta primera etapa se estructuró de acuerdo con los objetivos de la investigación. Se sistematizaron los insumos por su alcance para la evaluación técnico-normativa. Se clasificaron en tres tipos de fuentes:

1. De tipo ampliado, que dan cuenta del contexto de la problemática y por qué esta resulta relevante (p. ej. PLADECO, PREMVAL, Políticas Nacionales, etc.)
2. De tipo general, que establecen las reglas para el análisis (e.g. normas de emisión, legislación, etc.);
3. De tipo caso específico, que aportan los datos ya sean cuantitativos o cualitativos del sistema en estudio.

La síntesis metodológica consistió en emplear los datos específicos para la interpretación técnica de las formas generales, tal como se resume en el análisis de la Figura III-1.

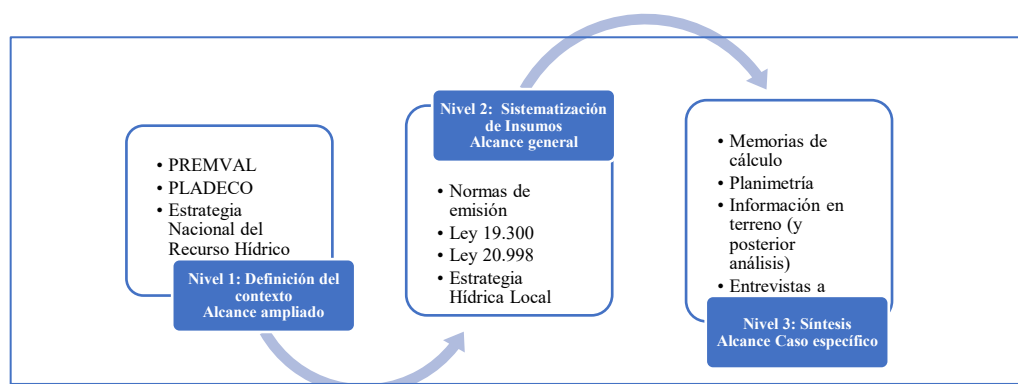


Figura III-1. Esquema representativo de la sistematización de la información como metodología en la etapa documental e investigativa en terreno. Elaboración propia.

III.2 Etapa exploratoria en terreno

Durante las campañas de muestreo en terreno, la recolección de muestras fue realizada de manera manual y, en una segunda instancia, automática. Si bien el muestreo manual se efectuó con equipo de laboratorio, los resultados expuestos en la sección correspondiente responden a la última campaña, ejecutada con el equipo automático Hach Sigma 900MAX. No obstante, ambos procedimientos se ajustaron a los protocolos establecidos en la Norma Chilena 411/10.

La metodología manual contempló preparar 4 envases de polietileno de 2.5 L, esterilizados con alcohol etílico al 70% y secados en estufa a 70°C durante 12 horas previo al muestreo. Las tomas de muestra fueron puntuales tanto en el afluente del tratamiento primario como en el efluente del tratamiento biológico. Se empleó un envase auxiliar para ambientar dos veces cada envase antes de almacenar la muestra definitiva. *In situ* se registró pH - con papel reactivo - y la temperatura - con un termómetro de mercurio- de las muestras.

El muestreo con el equipo automático permitió obtener muestras puntuales de mayor representatividad y reducir la exposición a la contaminación y los riesgos inherentes a la toma de muestra en terreno en este tipo de planta. Asimismo, la calibración previa aseguró una mayor precisión en el volumen recolectado. El equipo se instaló en una superficie horizontal y segura en cada punto, utilizando una línea de succión de 9.5 mm que permitió posicionar la sonda en el centro de la corriente para garantizar la homogeneidad. El ciclo, configurado en *Manual mode*, inició con una purga y enjuague de la línea para preacondicionar la toma. Posteriormente, la bomba peristáltica succionó el volumen preestablecido - según la calibración del sensor ultrasónico - hacia las botellas internas. Tras el depósito de la muestra, el equipo realizó una purga final para vaciar la línea.

Finalmente, se registraron nuevamente el pH, la temperatura y la dureza (mediante papel reactivo). Adicionalmente, en ambas ocasiones se realizaron ensayos de sólidos sedimentables con un cono Imhoff graduado de 1 L durante 60 min. Las imágenes capturadas durante el proceso de muestreo se presentan en el Anexo de este documento.

III.3 Etapa experimental

La metodología en laboratorio se estableció a partir de los trabajos sobre desnitrificación de aguas residuales previamente desarrollados en la unidad académica como referentes; se destacan y consideraron especialmente útiles los trabajos de Hernández (2014), Fortt (2014), Muñoz (2015), Moraga (2016), Garrido (2016), González Gaete (2019), Molina (2023) y Gonzáles Quezada (2024), Souza (2025) entre otros.

La fase experimental consistió en la construcción, puesta en marcha y operación de un UAF. El reactor, de geometría cilíndrica y fabricado en acrílico, posee un volumen útil total de 1.1 L, distribuido en 0.920 L correspondientes a la zona de empaque y 0.18 L asociados a conexiones o volúmenes muertos. El sistema construido tiene un diámetro interno de 7.75 cm. El material de soporte, es decir el empaque, consistió en zeolita natural chilena, dispuesta en gránulos tamizados con un diámetro representativo de 1.5 a 3 mm, contenidos mediante mallas soportadas por o-rines.

La alimentación del reactor se realizó con agua residual sintética, formulada según los lineamientos de Guerrero *et al.* (2015) , quienes evaluaron un proceso secuenciado de digestión anaerobia para aguas residuales domésticas, a partir de un afluente sintético con una carga contaminante de 700 (± 35) mg/L de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y 520 (± 21) mg/L de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV). A partir de dicha composición, se diseñó el siguiente ril sintético, para emular un agua servida domiciliaria, sin riesgo biológico.

Tabla III-1. Composición del ril sintético elaborado para simular un agua residual domiciliaria, con descripción de los aportes elementales y la concentración. Elaboración propia a partir de (Guerrero, et al., 2015)

Especie	Aporte elemental	Concentración [mg/L]
Almidón	C	200
Acetato de potasio	C	21
Aceite de maravilla-oliva 80/20	C	10.18
NaNO₃	N	31.28
CaCl₂	Ca	22.05
MgSO₄	Mg, S	0.43
KCl	K	21.3
NaHCO₃	C	8.76
Extracto de levadura	C,N,S	100
Micronutrientes¹⁶	Minerales esenciales	1
Ovoalbúmina	C,N,S	21.0
KH₂PO₄	Solución tampón	5.26
K₂HPO₄		23.5

Los sustratos fueron pesados en una balanza analítica para ser disueltos en un matraz de aforo de 2.0 L, con agua de la red domiciliaria, hervida a 90°C por 2 min, aproximadamente. Esto con el fin de reducir la concentración de cloro libre y así no contaminar el reactor y afectar el cultivo.

Respecto a la composición del ril sintético empleado por Guerrero, *et al.* (2015) -presente en la Tabla Anexo 1-, se puede observar la sustitución de urea por el nitrato de sodio (NaNO₃), esto debido que la fuente de nitrógeno a emplear durante la experimentación corresponde a N-NO₃⁻ y no N-NH₄⁺. De manera consiguiente, la desnitrificación se operó bajo el supuesto que el 90% de la carga de nitrógeno amoniacal aportada por el ril sintético de Guerrero, *et al.*, se convierte a nitrógeno en forma de nitrato. La inoculación del lecho se llevó a cabo con aproximadamente 250-300 mL de lodo anaerobio proveniente de la planta de digestión de purines de cerdo AASA, este lodo fue caracterizado previamente y se identificó que tenía un contenido de 55.134 g/L de SSV.

¹⁶ Expresado en mL/L. Composición en detalle, idéntica a la propuesta por Guerrero *et al.* (2015), en Tabla Anexo 1.

Mediante la ecuación de Hendesson-Hasselbach (Brown *et al.*, 2022) se calculó la cantidad requerida de fosfato dibásico y diácido, con el objetivo de tener una concentración 1 [M] en la solución de alimentación de este tampón, con un pH de 8.0.

Una vez construido e inoculado el reactor, se procedió a operar bajo dos regímenes operacionales: i) secuencia batch de enriquecimiento del cultivo, ii) operación en régimen continuo.

III.4 Métodos analíticos

Toda conceptualización o propuesta de solución basada en ingeniería, para el tratamiento de aguas residuales, debe partir con una caracterización rigurosa de esta. La aplicación de procedimientos analíticos estandarizados, son el pilar fundamental para cuantificar con precisión constituyentes claves, como la DBO₅, la DQO, la cantidad de materia particulada suspendida, nutrientes, microorganismos, entre otros (Metcalf y Eddy, 2014). Desde una perspectiva crítica, la reproducibilidad y la exactitud de estos son esenciales para determinar la eficiencia real de los sistemas de saneamiento, al mismo tiempo que permiten realizar un seguimiento ceñido para la protección ambiental y de la salud pública de las poblaciones según Ayres (1970). Los procedimientos experimentales estándar -y adaptados al trabajo realizado- mediante los cuales se obtuvo los resultados expuestos en el presente trabajo se encuentran detallados en el Anexo del presente documento -Sección A. de los Anexos-, mientras que la tabla II-7 muestra la periodicidad del análisis en la realización de los experimentos, además de las referencias empleadas en cada método.

Tabla III-2. Métodos analíticos empleados en el registro de los parámetros de control del presente estudio.
Elaboración propia

<i>Parámetro de control</i>	<i>Frecuencia de medición</i>	<i>Método analítico</i>	<i>Referencia</i>
Nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), sulfato (SO_4^{2-})	1 vez por recambio en la alimentación, control periódico del efluente.	Espectrofotometría UV, Colorimetría, Espectrofotometría.	APHA, (2023), Severiche y González (2012).
pH	Control diario del efluente, control en la alimentación al momento de realimentar el reactor.	Potenciometría	APHA, (2023)
T	Continuamente (sólo días 1-46)	Termopar/lazo cerrado calefactor	N/A
TOC	1 vez por semana.	Combustión por altas temperaturas	APHA, (2023)

III.4.1 Secuencia batch de enriquecimiento

El ciclo de enriquecimiento se operó según el esquema PFD que se puede apreciar en la figura III-2, e *in situ* en la Figura Anexo 4. La alimentación del reactor fue recirculada de manera continua con el propósito de favorecer el desarrollo simultáneo de la biopelícula y del consorcio microbiano (autótrofo y heterótrofo) en su interior. Durante esta etapa, el control operacional se limitó a la medición entre ciclos de las concentraciones de nitrato (N-NO_3^-) en la alimentación y en el efluente del reactor, sumado al monitoreo del pH para mantener las condiciones de alcalinidad requeridas por los microorganismos desnitrificantes. Adicionalmente, se implementó un sistema de control de temperatura configurado a $21.5 \pm 0.05^\circ\text{C}$. Este lazo de control constó de un sensor termopar tipo J conectado a un relé digital encargado de accionar el sistema de calefacción. Por este motivo, y para minimizar las pérdidas térmicas, el reactor operó dentro de una cámara aislante construida con poliestireno expandido.

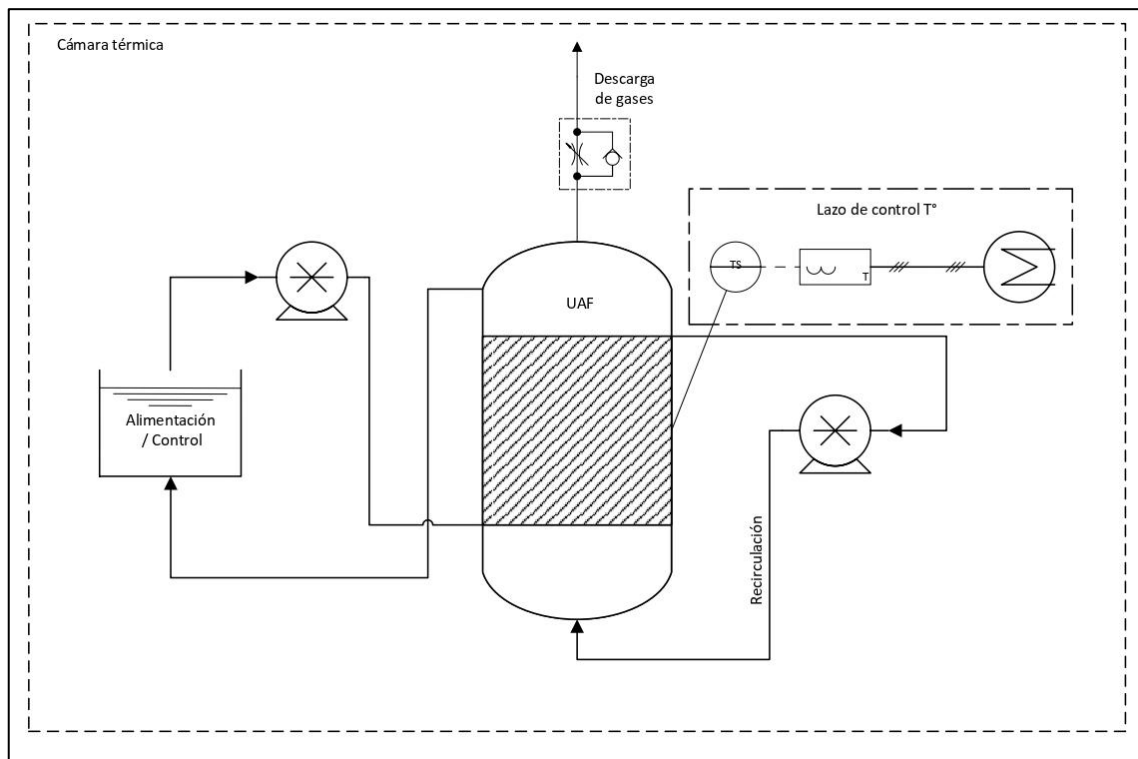


Figura III-2. Esquema PFD de la configuración experimental para el ciclo operativo de enriquecimiento batch. Elaboración propia.

III.4.2 Operación en régimen continuo

El ciclo de operación continua fue ejecutado según el esquema PFD que se puede apreciar en la figura III-3, e *in situ* en la Figura Anexo 5. Este régimen operacional consta con la diferencia que los parámetros de control del reactor fueron monitoreados a partir del efluente del reactor - N-NO_3^- , NH_4^+ , N-NO_2^- , pH, TOC y S-SO_4^- , fueron monitoreados en la descarga-, mientras que los mismos parámetros fueron ensayados a la alimentación del reactor para realizar los posteriores análisis de eficiencia de remoción e inferencia de los consorcios que se podrían haber ido desarrollando en el lecho del UAF. Durante esta etapa, y por motivos de fuerza mayor, se reculó del control de temperatura, continuándose la operación del reactor en condiciones ambiente de laboratorio, aunque se procedió a envolver el UAF en lana mineral para que actúe como aislante térmico y óptico.

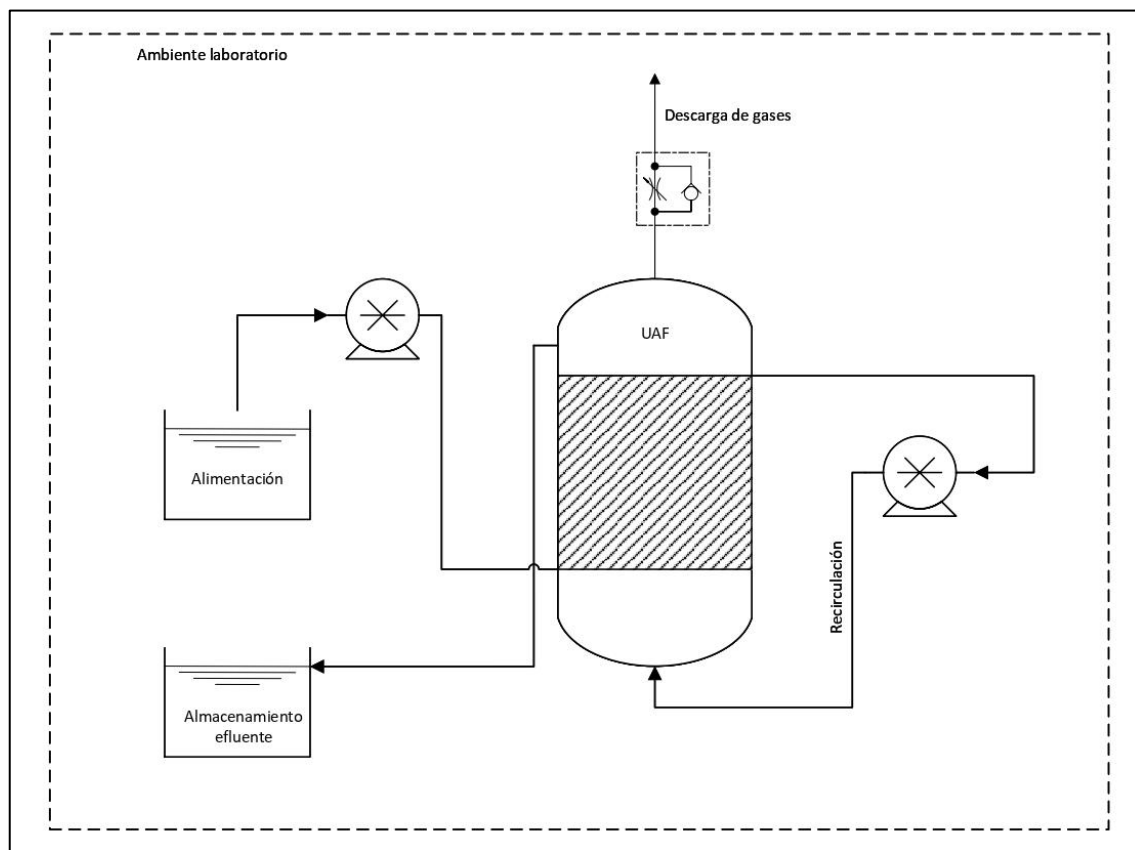


Figura III-3. Esquema PFD de la configuración experimental para el ciclo operativo en régimen continuo. Elaboración propia

IV. Resultados y discusión

IV.1 Matriz de cumplimiento normativo

Mediante el análisis de los tres componentes normativos, se integraron los elementos encontrados dentro de los alcances y objetivos de este trabajo, en una matriz de cumplimiento. A partir de esta, se exponen: i) el cuerpo normativo en cuestión y su año de promulgación; ii) el componente del análisis de cumplimiento considerado; iii) los artículos clave para el análisis técnico del objeto de regulación; iv) los requisitos y aplicaciones particulares al sistema en estudio; y v) el actor institucional responsable de la gestión o tramitación.

1. Componente sanitario: radica en la aplicación de los requerimientos normativos establecidos por; el Código Sanitario (DFL N°725) que *“establece la prohibición de descargas sin tratamiento y el requisito de autorización sanitaria para obras de disposición final”*; el D.S. N°236 que *“exige la aprobación previa de planos y obras de disposición en zonas carentes de red pública”* de alcantarillado; y lo dispuesto por la Ley 20.998, que busca asegurar la sostenibilidad de la administración, gestión y operación de los sistemas de saneamiento rural *“mediante la obtención de Licencia indefinida para operar y la inscripción en el Registro de Operadores.”*
2. Componente medioambiental: radica en la aplicación de los requerimientos normativos establecidos por; la LBGMA y las disposiciones técnicas introducidas por el D.S. N°40, en lo que obliga a considerar la pertinencia de ingreso al SEIA, evaluando la aplicación del principio preventivo; el D.S. N°90 en la medida que fija los límites máximos permisibles para los efluentes que son descargados sobre cuerpos de aguas superficiales y continentales; el D.S. N°4 que *“Regula el Manejo de Lodos”* y exige Autorización Sanitaria de funcionamiento para las instalaciones de tratamiento que produzcan estos subproductos; el D.S. N°46 en lo que existe un riesgo inherente de emisión de contaminantes hacia aguas subterráneas y existe un contexto de crisis hídrica local que puede declarar los acuíferos de la cuenca como *“de Vulnerabilidad Alta”* de acuerdo al criterio de la dirección técnica pertinente, que en este caso es la dirección general de aguas -principalmente fundamentado en los decretos de escasez hídrica promulgados entre 2007 y 2018-.
3. Componente municipal: Radica en la aplicación de normativas específicas vinculadas a los cuerpos legales anteriores, esto incluye la responsabilidad de administración del SSR según la Ley 20.998; la necesidad de levantar los FCD para articular la EAE con la propuesta, en directa relación con el componente medioambiental, esto en pos de considerar los marcos de acción definidos en los instrumentos de gestión y gobernanza del recurso hídrico en la comuna y el territorio.

Con estos hallazgos en consideración, se elaboró la matriz de cumplimiento normativo del sistema y proyecto parte del problema de investigación, que se observa en la tabla V-1.

Tabla IV-1. Matriz de Cumplimiento Normativo para el proyecto de saneamiento 'Los Almendros'.

Cuerpo Normativo	Componente	Artículo(s) clave	Requisito y Aplicación al Proyecto "Los Almendros"	Actor institucional
DFL N° 725 (Código Sanitario)	Sanitario	Arts. 69 y 71 letra b)	PAS Mixto Artículo 138, para el cual se debe obtener aprobación mediante resolución sanitaria del diseño de ingeniería.	Seremi de Salud, departamento de salud ambiental.
D.S. N° 236/1926	Sanitario	Arts. 16-18 y generales	Diseño de ingeniería debe ajustarse a los estándares técnicos del reglamento.	Seremi de Salud, departamento de salud ambiental.
Ley N° 20.998 (Ley de SSR)	Sanitario/ Municipal	Arts. 15, 17, 20 y sgtes.	Se mandata la obtención de Licencia indefinida para operar y la inscripción en el Registro de Operadores. Formalización del modelo de gestión -licenciado-, mediante el cual, deberá asegurarse la sostenibilidad de la administración y operación de la planta.	SISS y DOH ¹⁷ ; dependientes de la oficina regional del MOP.
D.S. N° 90/2000	Medioambiental	Tabla 1, 2, 4 o 5	Establecimiento de las metas de diseño críticas, para lo cual se debe garantizar un efluente bajo los límites de N, P, coliformes y contenido de sólidos para su descarga.	SMA y DIRECTEMAR ¹⁸
Ley N° 19.300 y D.S. 40.	Medioambiental/ Municipal	Artículos 10 y 11	Consulta de pertinencia sobre ingreso al SEIA, para obtener su RCA. PAS Mixto Artículo 142; PAS Artículo 156.	SEA ;Dirección de Obras Municipales
D.S. N° 4/2009	Medioambiental	Título II, Art. 9	El diseño del sistema de tratamiento o gestión de los lodos debe cumplir con los requisitos técnicos, ya que, exige Autorización Sanitaria; PAS 138.	SMA; Seremi de Salud, departamento de salud ambiental.
D.S. N° 46/2002	Medioambiental	Tabla 1	Gestión adecuada del riesgo de filtración y la disposición de residuos, por posible emisión de contaminantes hacia aguas subterráneas.	SMA; DGA

17. DOH: Dirección de Obras Hidráulicas, dirección dependiente de la oficina regional del MOP. 18. DIRECTEMAR: Acrónimo para Dirección General del Territorio Marítimo y Marina mercante (a veces se haya como DGTMM también), a cargo de la Armada de Chile, que a su vez depende del Ministerio de Defensa.

Los hallazgos normativos evidencian una desarticulación entre los tres componentes estudiados. Los aspectos ambientales, como la emisión de olores, la generación de residuos y las descargas líquidas, dejan de ser variables controladas y se constituyen como pasivos ambientales para la comunidad de Quintay y sus ecosistemas. Si bien la norma ambiental no exige de forma textual el ingreso al SEIA de un proyecto de este tipo y magnitud, la tipología del proyecto es una interrogante en el marco del RSEIA y la consulta de pertinencia es el instrumento para subsanar esta cuestión.

Adicionalmente, se cree que las presiones demográficas, los forzantes del cambio climático, la expansión y adopción de la red de alcantarillado público del sistema por parte de otras viviendas en la localidad, entre otros factores, convierten la consulta de pertinencia al SEA, el organismo técnico encargado de orientar, el camino más adecuado para ejecutar y operar en cumplimiento normativo el sistema a futuro.

Si bien el sistema sobredimensionado fue licitado y construido, los drenes de infiltración no, lo que ha mantenido la operación del sistema en un régimen excepcional e irregular. Las no materialización de las obras de disposición, evidencian que el diseño original no cumple con los estándares de salubridad mínimos exigibles por la autoridad sanitaria para aprobar su funcionamiento.

Dicha situación respalda un diagnóstico de omisión del principio preventivo en la planificación del saneamiento, no se consideró instrumentos como la EAE, derivando en una ausencia de los factores críticos de decisión, tales como la sensibilidad del borde costero y la escasez hídrica. La consulta de pertinencia podría haber validado ambientalmente la propuesta y señalado dichas inconsistencias previo a la construcción del sistema.

Por estos motivos, la intervención técnica que se propone en la sección V-3, trasciende la mera optimización de procesos, sino que además busca alinear la gestión operativa del sistema con las exigencias legales y la sostenibilidad.

IV.2 Resultados experimentales

A continuación se presentan los datos obtenidos durante la experimentación y muestreo del agua residual doméstica, en condiciones de terreno y laboratorio.

IV.2.1 Muestras obtenidas en terreno

La segunda campaña de muestreo permitió obtener alrededor de 12 [L] de agua servida perteneciente al sistema de saneamiento ‘Los Almendros’, para ser transportados posteriormente en el mismo equipo SIGMA MAX 900 de HACH al laboratorio de tratamiento de riles del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental. Allí, las muestras fueron refrigeradas a 3°C durante 12 horas previo a su caracterización. Cabe destacar que los puntos de muestreo corresponden a; i) la muestra ‘afluente tratamiento primario’ fue recolectada al interior de la cámara de rejillas por el lado franco de las rejillas mismas, de manera que el muestreador y la sonda pudiese recolectar el afluente sin problemas de obstrucción; ii) la muestra ‘efluente biológico’ fue recolectada en la cámara de inspección a la salida del reactor biológico, se consideró recolectar esta muestra a la salida del estanque de cloración -debido que dicha operación unitaria no se encuentra operativa-, sin embargo se realizó un compuesto entre ambos puntos para contar con una muestra homogénea del efluente que es descargado desde la planta. Para analizar estos resultados es importante destacar un aspecto clave respecto a la condición del sistema de saneamiento que ya ha sido mencionado y discutido en el desarrollo de este trabajo. Debido que hoy en día el sistema se encuentra inoperativo, la totalidad del sistema está operando de manera muy parcial, respecto a los objetivos de tratamiento de cada operación unitaria y la eficiencia con la que operan.

Tabla IV-2. Resultados parámetros de control de las muestras de afluente al tratamiento primario y efluente biológico obtenidas in situ en el sistema de saneamiento 'Los Almendros'.

Parámetro	Afluente tratamiento	Efluente biológico	Eficiencia de remoción (%)
SST [mg/L]	450	160 ± 14.1	64
DQO _T [mgO ₂ /L]	1981.13	1933.9±333.5	2
DQO _s [mgO ₂ /L]	1132.08	817.61±266.8	28
TOC [mg/L]	371.7 (TOC)	236.2 (TOC)	36
	451.4 (TN)	189.2 (TN)	58
N-NO ₃ ⁻ [mg/L]	17.27±0.24	6.464±1.38	63
S-SO ₄ ⁻ [mg/L]	200.8±11.1	84.95±6.71	58
P-PO ₄ ⁻ [mg/L]	35.58±0.23	31.10±0.35	13
N-NH ₄ ⁺ [mg/L]	77.01±0.589	68.01±2.52	12

A pesar de aquello, los lodos biológicos que están contenidos en el estanque de aireación se encuentran activos -no se logró evaluar mediante qué proceso biológico-, lo que se observa en la reducción -aunque muy mínima- de carga orgánica y nitrogenada: un 36% de remoción del carbono orgánico total (TOC) y un 58% de remoción del contenido total de nitrógeno (TN), junto a una reducción del 28% de la materia orgánica oxidable soluble (DQO_s). Además, se destaca la reducción de nitrógeno en forma de nitrato, con un 63%, y la reducción del azufre en forma de sulfato en un 58%.

Estos resultados confirman que la inoperatividad del sistema hoy en día tiene la planta de saneamiento funcionando como una gran fosa séptica, en donde la mayoría de los procesos que ocurren a su interior remueven contaminantes mediante procesos físicos, y los de tipo bioquímico operan con eficiencias no superiores al 65%. Esto último resulta preocupante especialmente debido que el destino del efluente está en la descarga superficial y/o la infiltración de este, eventualmente. El bajo nivel de abatimiento de amonio en el agua residual implica que la descarga como aspecto ambiental tiene un alto riesgo de ocasionar problemas medioambientales y a la salud de las personas que se puedan ver expuestas a dicho efluente²¹, y también a los ecosistemas acuáticos que serán receptores de dichas descargas. Por otro lado, la caracterización tanto del afluente como

²¹ Convirtiéndolo en un pasivo ambiental en el tiempo.

del efluente de la planta, permitió abarcar la experimentación en el laboratorio desde un punto de vista más acertado a la realidad del sistema emplazado en la localidad de Quintay.

IV.2.2 Experimentación en laboratorio

Parámetros operacionales: razón de nutrientes en la alimentación, TRH y VCN

Los parámetros estudiados tienen por finalidad evaluar la operación del proceso y la vía metabólica que se está desarrollando a lo largo de la experimentación.

La razón C/N fue cuantificada como la cantidad total de carbono aportado por el almidón, el acetato de potasio, aceite de maravilla/oliva, el bicarbonato de sodio, el extracto de levadura y la ovoalbúmina, ponderado por su composición y peso moleculares, respectivamente; y la cantidad de nitrógeno como el aportado por el nitrato de sodio, el extracto de levadura y la ovoalbúmina, en la misma medida. Por otro lado, la razón S/N fue cuantificada como la cantidad de azufre aportada por el sulfato de magnesio anhidro, el extracto de levadura y la ovoalbúmina. Esta estimación contrasta el cálculo directo de las razones en las muestras obtenidas en terreno, de acuerdo con lo descrito en el capítulo III ‘Metodología’²², que permitió constatar para las muestras en terreno 3.92 g/g.

La divergencia entre el valor estimado del afluente y el de terreno responde principalmente a dos criterios. Primero, la necesidad operacional de mantener altas velocidades de carga de nitrógeno (VCN) para evidenciar cambios en la remoción de N-NO_3^- . Segundo, dado que la caracterización de campo fue posterior al inicio del cultivo, se adoptó la alimentación sintética de Guerrero *et al.* (2015) – modificada - desde la etapa de enriquecimiento. Priorizando la estabilidad del sistema, se decidió mantener dicha solución durante los 84 días de experimentación (aportando 9.5 gC/gN promedio, ver Figura IV-1), en lugar de ajustar la composición a mitad del proceso.

La razón S/N se estimó en un rango de $1.86 \cdot 10^{-5} - 1.32 \cdot 10^{-1}$ g/g para las muestras obtenidas en terreno. La elevada dispersión observada en dicho análisis se atribuye fundamentalmente a la alta incertidumbre en la cuantificación del sulfuro. Esta incertidumbre se vio aumentada por la baja concentración del analito, operando cerca del límite de detección, y la variabilidad inherente del método de electrodo de vidrio especializado, así como la posible degradación del analito por procesos naturales de oxidación o volatilización, debido a la ausencia de preservantes en la muestra. A partir de la figura IV-2 se puede observar que la alimentación aportó 0.036 gS/gN en promedio. Si bien se puede destacar la operación de la razón S/N dentro de los rangos propuestos por la literatura y trabajos anteriores, cabe notar que la presencia de azufre tanto en el agua residual real como la sintética, es muy minoritaria. Esta caracterización, permitió confirmar una pre-noción que existía respecto a la factibilidad de desnitrificar el agua residual doméstica, vía autótrofa. Además, a pesar de las discrepancias respecto a las condiciones de terreno, la estrategia de alimentación sintética (caracterizada por una alta disponibilidad de carbono orgánico y

²² Es decir, la razón C/N y S/N fueron cuantificadas para las muestras obtenidas en terreno, como TOC/N-NH_4^+ y S/ N-NH_4^+ , respectivamente.

limitación de sulfuro) estableció un entorno selectivo que favoreció la desnitrificación heterótrofa como mecanismo predominante de remoción.

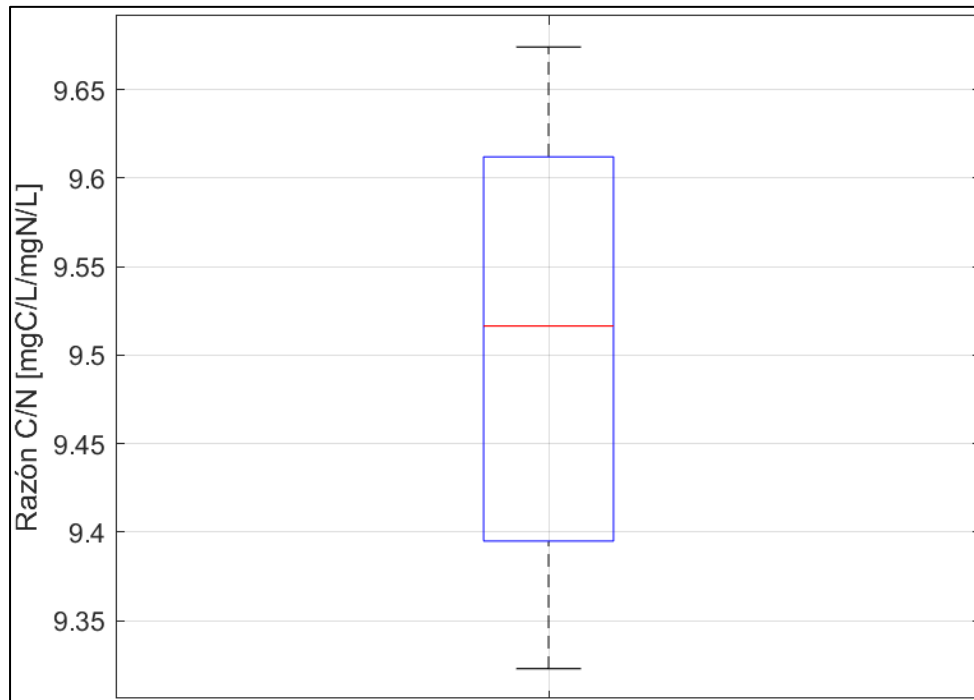


Figura IV-2. Gráfica 'box-pot' o caja y bigotes de la razón C/N aportada por la alimentación al reactor durante la etapa de experimentación.

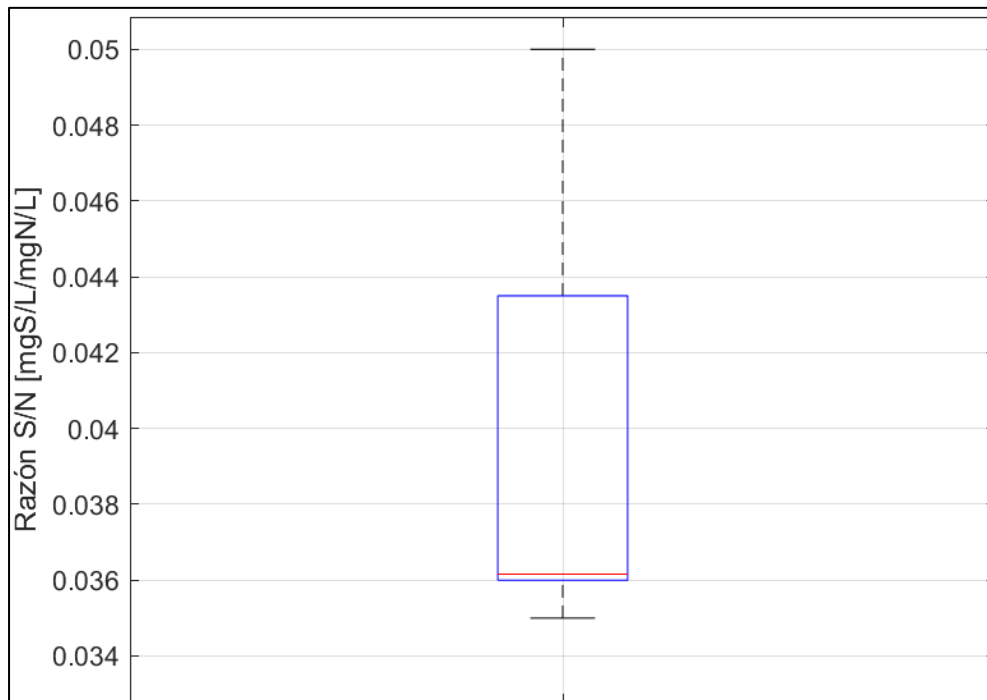


Figura IV-1. Gráfica 'box-pot' o caja y bigotes de la razón S/N aportada por la alimentación al reactor durante la etapa de experimentación.

Buscando evaluar el desempeño del reactor en función de las limitantes operacionales, a partir de la siguiente sección buscamos vincular la eficiencia con el TRH y la VCN. A partir del día 53 - durante la operación en régimen continuo- se varió el caudal de alimentación mediante un aumento gradual entre 2 a 8 min/d en el tiempo de alimentación, lo que al aumentar el caudal de alimentación del reactor, aumentó la VCN en una relación directamente proporcional, según se observa en la figura IV-3.

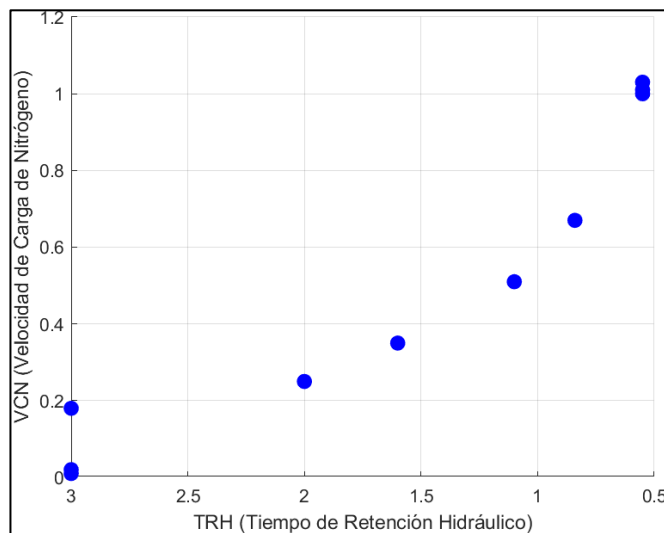


Figura IV-3. VCN en función del TRH en el reactor, a lo largo de la experimentación, durante régimen continuo.

En segundo lugar, la eficiencia de remoción de nitrato, se manejó estable entre un 73% y un 97% al someter al reactor a velocidades de carga entre 0.02 a 1.03 kgN/m³d -y tiempos de residencia entre 3 y 0.55 días respectivamente-.

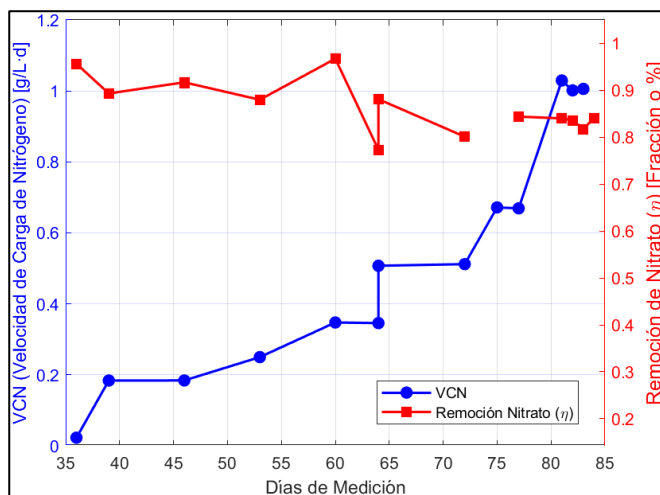


Figura IV-4. Remoción de N-NO₃⁻ y VCN durante el régimen de operación continuo.

Se observa a partir de la figura IV-4, que a pesar de los cambios en el manejo de la alimentación del reactor, la operación fue mayormente estable y logró reportar porcentajes de remoción del nitrato mayores al 70% durante la etapa de operación en continuo de la experimentación, demostrando una operación robusta a dichos cambios.

pH

A partir de la figura IV-5, se puede colegir que más del 50% del tiempo el reactor operó con un pH en el rango de [7.3-7.7], con una media de 7.5. Además se puede observar que existe cierta asimetría en los datos, hacia valores de pH más ácidos, esto asociado principalmente a las reacciones disimilatorias del NO_3^- que acidifican el medio. En la Figura Anexo 7 se puede observar con mayor claridad este viraje -brusco en algunas ocasiones-, a partir de la serie desagregada de datos registrados para el pH.

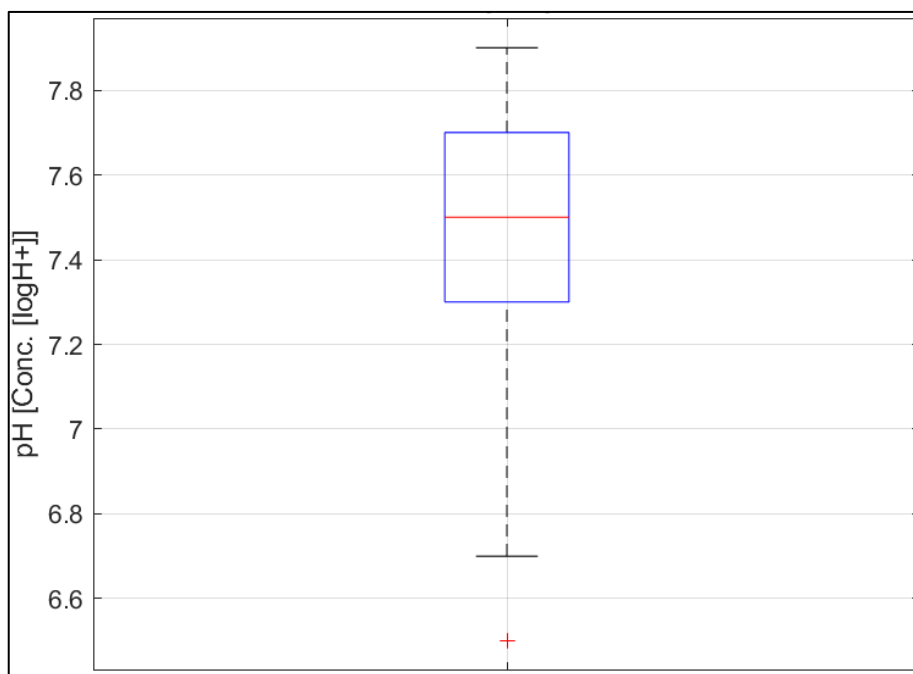


Figura IV-5. Gráfica de caja y bigotes para los datos registrados de pH en el reactor.

Sulfato (SO_4^{-2})

La presencia de una concentración moderada de sulfato en la alimentación está principalmente asociada al catabolismo de aminoácidos provenientes de; la ovoalbúmina y el extracto de Levadura, en la alimentación¹⁹, además de un porcentaje muy menor aportado por los 430 $\mu\text{g/L}$ de MgSO_4 . A partir de la figura IV-6, se observa que no existieron variaciones considerables en la concentración de sulfato entre la alimentación y la salida, no se evaluó la remoción de este por el mismo motivo. Los resultados casi constantes de presencia de sulfato en

¹⁹ Al igual que en el caso del N, el aporte de S-SO_4^{-2} por parte del Extracto de levadura y la Ovoalbúmina, es presente únicamente como producto de la degradación física de estas sustancias o producto del catabolismo biológico. Para el azufre se estimó en 0.5% y 0.43% de azufre en la Levadura y la ovoalbúmina respectivamente.

el agua residual, permite inferir con mayor certeza que el metabolismo autótrofo no se desarrolló durante el proceso. Una presencia de dicho mecanismo en la remoción de N-NO_3^- mediante la desnitrificación, esperaría redujera el contenido de S-SO_4^{2-} en la muestra.

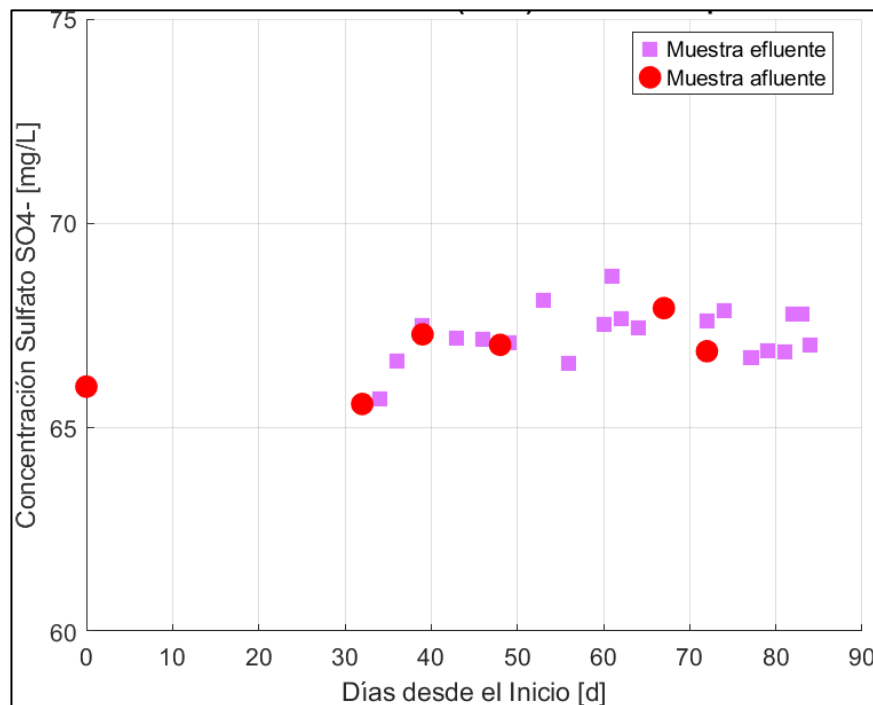


Figura IV-6. Concentración de azufre en forma de sulfato (SO_4^{2-}), en las muestras de alimentación (afluente) y la de control (efluente).

Nitrato (N-NO_3^-)

La ración de nitrato presente en la alimentación representó un 30% de la concentración total aportada de nitrógeno al reactor mediante la carga variable. Lo anterior explica el grado de variación que se observa en la concentración del afluente, aunque la estabilidad del sistema permitió tener concentraciones menores a 100 mg/L de N-NO_3^- en la salida del reactor, alcanzando una eficiencia en la remoción del nitrato del 98% el día 54, como se observa en la figura IV-7, donde tras alimentar 205 mg/L de N-NO_3^- aproximadamente, se descargó 43 mg/L, tras 2.0 h de TRH. Es pertinente destacar mediante el análisis del contenido de nitrato, que frente a variaciones considerables en la alimentación de N-NO_3^- , -por una variabilidad inherente a la síntesis de la alimentación y el error instrumental del método analítico utilizado en el estudio del efluente- la remoción de este, se estabilizó alrededor del 80% a pesar de las variaciones subsecuentes en los parámetros operacionales.

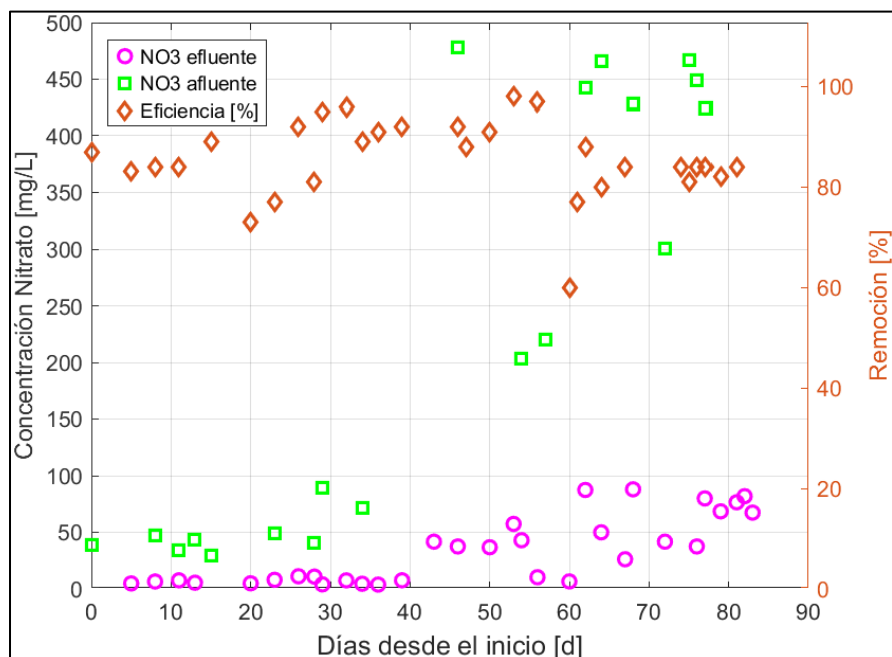


Figura IV-7. Concentración de nitrato (N-NO_3^-) y porcentaje de remoción de esta especie a lo largo de la experimentación.

Carbono orgánico total (TOC)

Los valores obtenidos como producto del análisis mediante combustión -empleando el equipo multi N/C 3100- mostró resultados muy variables en el contenido total de carbono orgánico, como se puede apreciar en la figura V-8.

Durante la etapa de enriquecimiento se registró una concentración promedio de 76.75 mg/L de carbono orgánico total en el efluente del reactor y 76.53 mg/L en la alimentación. Durante la etapa en régimen continuo por el otro lado, el promedio de carbono orgánico total aportado en la alimentación fue de 437.98 mg/L, mientras que se caracterizó en 1033.26 mg/L en el efluente. A partir de esto, colegimos que la carga orgánica en el efluente está relacionada en gran medida a la proliferación de biomasa al interior del reactor y al interior de las mangueras de conexión entre los estanques y el reactor.

Junto con la cuantificación del carbono orgánico total, el método permitió obtener el contenido total de nitrógeno en la muestra, sin embargo, los resultados obtenidos fueron muy dispersos, como se puede observar en la figura IV-8. Se registró 0 mg/L durante la etapa de enriquecimiento, tanto en el afluente como el efluente, por este motivo estos datos no se consideran representativos ni indicativos de la presencia o ausencia de nitrógeno en el sistema. Por otro lado, a partir de la figura IV-9, se puede observar que durante la etapa de régimen continuo, el sistema operó con una alimentación que aportó 405.95 mg/L de contenido de nitrógeno total, mientras que en el efluente se observó una media de 284.65 mg/L de TN.

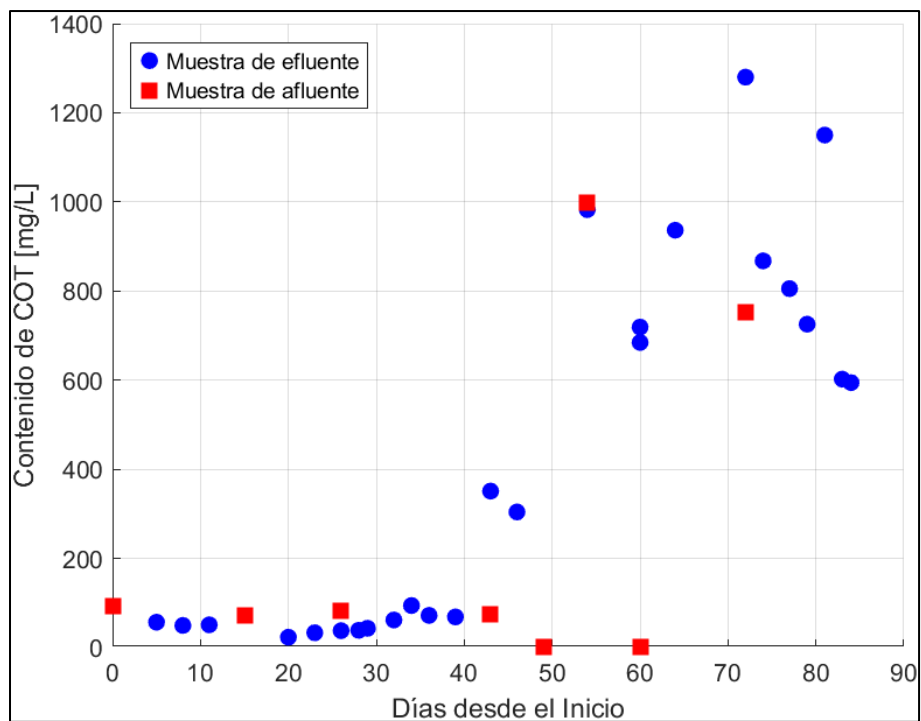


Figura IV-8. Contenido de carbono orgánico total en la alimentación y en el efluente del reactor durante toda la etapa de experimentación.

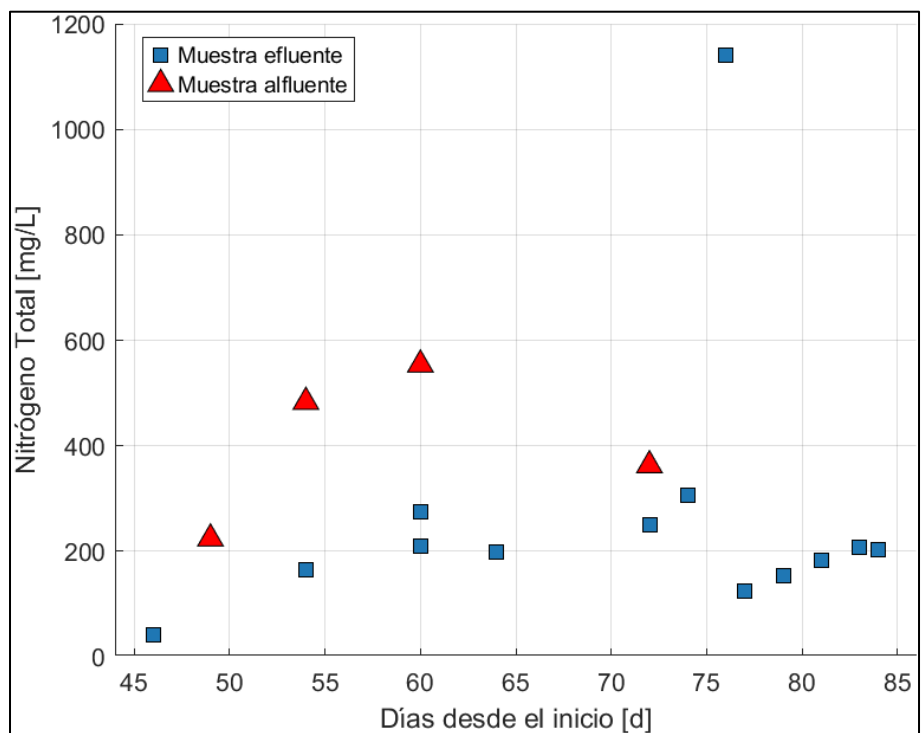


Figura IV-9. Contenido de Nitrógeno Total en las muestras de alimentación y efluente durante el régimen de operación continuo del reactor.

De manera aproximada, la remoción de TN en el reactor durante esta etapa, se estimó en un 30%.

Amonio (N-NH_4^+)

Dado que el contenido de amonio no estaba considerado un parámetro de control en el esquema metodológico inicial, sólo se cuenta con registros para los días 62 en adelante. A partir de los datos de S/N y concentración de sulfato en el efluente, se decidió comenzar a registrar el contenido de N-NH_4^+ como alternativa a controlar el contenido de nitrógeno del efluente, únicamente mediante la medición de nitrógeno total y N-NO_3^- . A partir de la figura IV-10, observamos que la acumulación de Nitrógeno en forma de amonio en el efluente, se registró entre 15.41 y 67.26 mg/L durante los días 67 y 84 desde el inicio de la operación. Esta acumulación se adjudica a la ocurrencia de remoción del nitrógeno en forma de nitrato, mediante una vía de reducción disimilatoria, análoga a la de desnitrificación.

También podría deberse a la reducción asimilatoria, es decir que los microorganismos anaerobios hayan asimilado el N-NO_3^- mediante la reducción de este compuesto, y lo hayan incorporado a su biomasa, sin embargo, debido que la muestra de efluente es centrifugada previo a la realización del ensayo de amonio, se asume que el amonio cuantificado en las muestras de efluente es amonio disuelto, que se encuentra libre en el medio acuoso del reactor y no corresponde en su totalidad a biomasa nitrogenada -dado que de manera contraria dicha biomasa debería ser primero oxidada para poder cuantificar su aporte de N-NH_4^+ -. Consistente con esta sospecha es que el contenido de amonio no supera el contenido total de nitrógeno, ensayo mediante el cual sí se está contabilizando la presencia de biomasa nitrogenada en las muestras, además de otras formas orgánicas de nitrógeno presentes en estas.

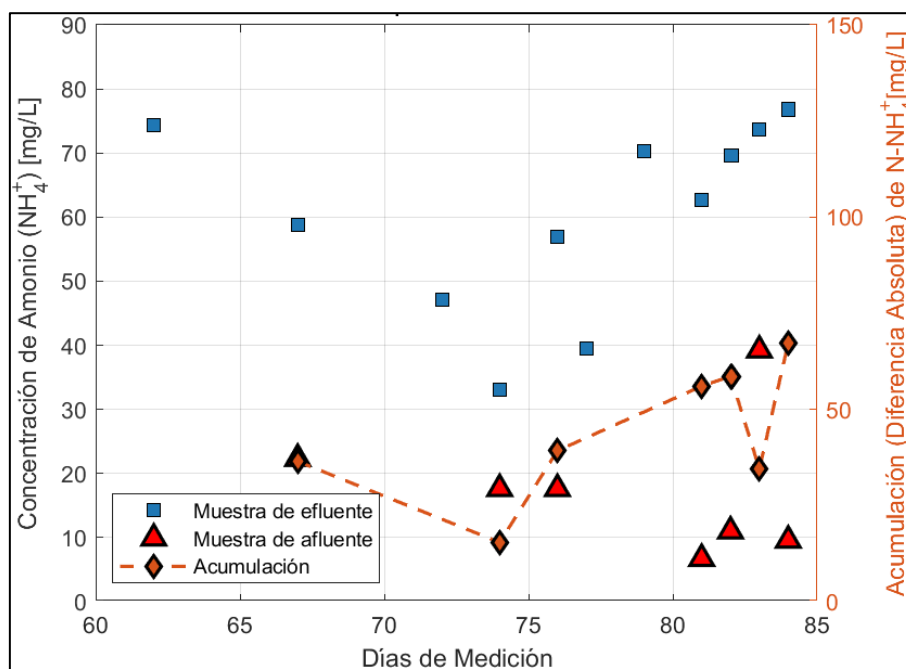


Figura IV-10. Contenido de amonio en el afluente y efluente del reactor, además de la acumulación en términos relativos, entre ambas muestras.

IV.3 Discusión de los resultados

El presente trabajo nació de la inquietud de atender el paradigma del saneamiento en localidades interurbanas y costeras como Quintay. Se estableció que el desafío actual trasciende la eliminación de patógenos y se centra hoy en la gestión crítica de nutrientes, además de la recuperación de aguas como materialización de la protección ambiental. Existe abundante evidencia, en todos los niveles de gobernanza hídrica local, de que Quintay enfrenta un escenario de estrés hídrico crítico. Los conflictos sobre el uso del agua y el borde costero ya han sido incorporados en los instrumentos de gestión municipal, confirmando la urgencia de la problemática. En consecuencia, la localidad enfrenta un riesgo inminente de contaminación por su alcantarillado, amenaza que ha sido desatendida debido a una gestión incompleta de los aspectos ambientales y un cumplimiento parcial de la normativa.

El hecho de que el sistema opere bajo una organización de nivel territorial (la municipalidad) constituye una limitante significativa, ya que condiciona la operación de la infraestructura a capacidades técnicas y presupuestos no especializados.

Un sistema de saneamiento sin la tecnología apropiada para la remoción de nutrientes simplemente traslada la contaminación desde el pozo individual hacia la descarga del efluente. Esta fuente puede impactar cuerpos receptores particularmente sensibles, desencadenando fenómenos como la eutrofización. Frente a esto, la descarga directa hacia el mar mediante un emisario resultaría lo más adecuado, en virtud de la capacidad de dilución de una bahía abierta (como el lado sur de Quintay). Sin embargo, dada la intención declarada de reutilizar el efluente para riego, resulta imperativo controlar los parámetros del tratamiento terciario especialmente la formación de cloraminas.

La mala gestión de estos riesgos podría transformar un aspecto operativo en un nuevo pasivo ambiental para el territorio, acarreando consecuencias negativas y posibles sanciones administrativas dado el robusto cuerpo normativo vigente.

Finalmente, a partir de los resultados experimentales, se descarta la factibilidad de la desnitrificación vía metabólica autótrofa (y por ende, el proceso mixotrófico simultáneo). Esto se debe a que tanto el agua residual real como la sintética presentaron una razón carbono/nitrógeno (C/N) muy superior a la de azufre/nitrógeno (S/N), condición que favorece termodinámicamente el metabolismo heterótrofo. A pesar de esto, la operación del reactor a escala de laboratorio demostró que, con los aportes nutricionales adecuados, el proceso es capaz de abatir la carga de nitrato (N-NO_3^-) con una eficiencia superior al 90%. Incluso frente a perturbaciones en la carga hidráulica y nitrogenada, el sistema mantuvo su rendimiento, lo que permite inferir que el proceso biológico es lo suficientemente robusto para enfrentar las variaciones esperables en un sistema rural costero.

IV.3.1 Propuesta de mejoramiento

Basándose en la planimetría del proyecto ‘Los Almendros’ (adjunta en el Anexo), se examinó el sistema construido, identificando las operaciones unitarias empleadas y los flujos de agua residual,

lodos y efluente tratado. Esta configuración se representa mediante un diagrama de bloques en la Figura IV-11, siguiendo la lógica gráfica establecida previamente en la Figura I-1.

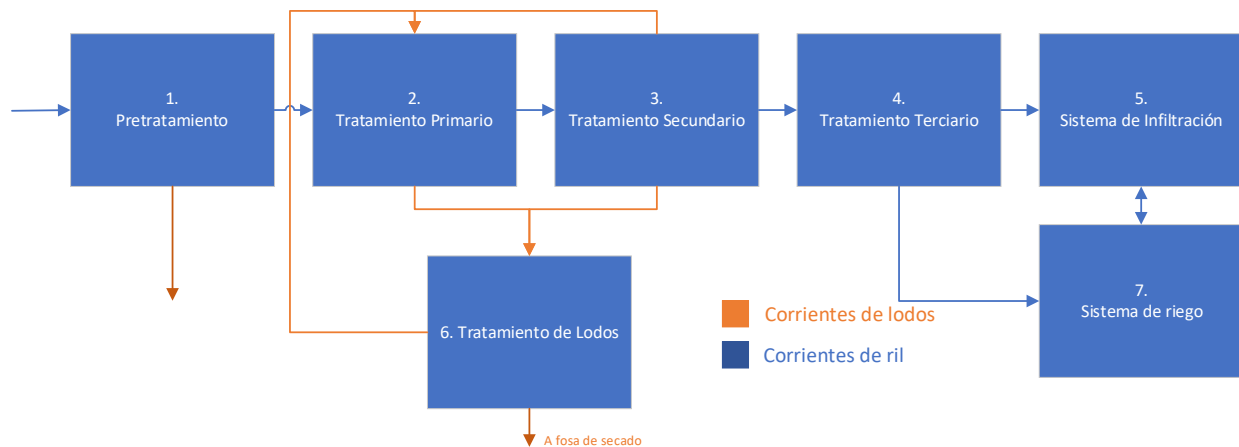


Figura IV-11. Diagrama de flujo del sistema de tratamiento de aguas servidas emplazado en ‘Los Almendros’. Para cada operación unitaria, el equipamiento corresponde a: 1. Cámara de rejillas, 2. Clarificador fosa PET, 3. Tanque de oxidación por lodos activados fosa PET y decantador lamelar en fosa PET, 4. Cámara de cloración y cámara de decoloración, 5. Drenes de infiltración armados con adoquín, hormigón armado y nylon *HDPE-LLDPE* (proyectado), 6. Biodigestor tipo fosa PET. 7. Sistema de riego por aspersión (proyectado).

El análisis de la planimetría y la Figura IV-11 revela que el sistema dispone el efluente mediante vías paralelas (infiltración y riego). Esta configuración impone estándares de calidad diferenciados, lo que complejiza la gestión de insumos y la fiscalización normativa. En respuesta, la propuesta se orienta respecto una única vía de disposición final para el efluente, que busca además unificar criterios para optimizar la eficiencia técnica del tratamiento, ya sea mediante: i) riego, ii) descarga superficial, emisario marino, o iii) infiltración. Considerando que el D.S. N°46 establece los límites más restrictivos para contaminantes nitrogenados. Asimismo, es relevante destacar que el eventual uso del efluente para riego implica el cumplimiento de la NCh 1333.Of.78 -de Requisitos de calidad del agua para diferentes usos-, cuyos estándares son fiscalizables por la autoridad sanitaria.

En un análisis más detenido del procesamiento biológico, la solución propone optimizarlo mediante la implementación de la configuración Ludzack-Ettinger modificada -o esquema pre-desnitrificante-, expuesto en la figura IV-12. Este diseño antepone una zona anóxica para eliminar gran parte del nitrógeno como gas (N_2), dejando a la zona aerobia posterior la tarea de oxidar el amonio remanente. Como resultado, el efluente tratado contendrá nitrato como principal componente nitrogenado. Dicho efluente rico en nitrato, con un tratamiento de desinfección adecuado y un cálculo de la tasa que estará presente, permitiría emplear el efluente como agua de riego si se opera de manera correcta.

El diagrama de la figura IV-12, indica la adaptación del sistema existente para la remoción de Nitrógeno Total mediante tres modificaciones críticas al diseño original de la planta:

1. Una zonificación del reactor, que divida el volumen biológico en dos etapas: una primera zona anóxica, donde se recibe el afluente directamente y el reciclo en ausencia de oxígeno

disuelto. Seguida de una zona aerobia donde opera el proceso desnitrificante y el abatimiento de la DBO_5 remanente.

2. La recirculación interna, que retorne licor de mezcla desde el final de la etapa aerobia, hacia el afluente del reactor, transportando los nitratos generados a la zona desnitrificante que reduciría el sustrato a N_2 .
3. La dosificación de Carbono como sustrato para el proceso descrito, desde los lodos primarios concentrados en el tratamiento primario y/o los lodos secundarios, alternativamente.

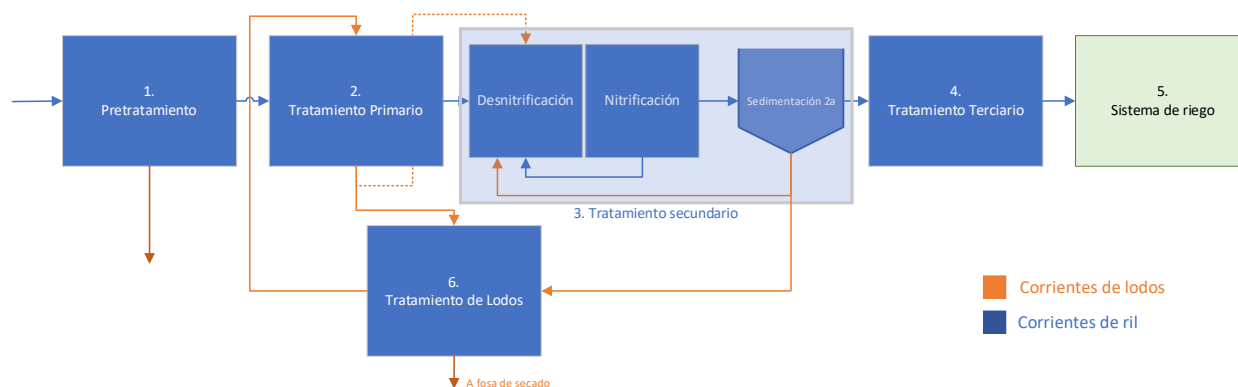


Figura IV-12. Diagrama de flujo de la propuesta de reingeniería para la planta de saneamiento de aguas residuales domiciliarias. Para cada operación unitaria, el equipamiento corresponde a: 1. Cámara de rejillas, 2. Clarificador fosa PET, 3. Tanque de oxidación por lodos activados fosa PET -distribuido en una zona desnitrificante anóxica y una posterior nitrificante con aireación- y decantador lamelar en fosa PET, 4. Cámara de cloración y cámara de dechloración, 5. Sistema de riego por aspersión en la cancha Quintay, con almacenamiento de capacidad de 2000 LT en un estanque de HDPE, 6. Biodigestor tipo fosa PET.

Aunque Ergas y Aponte-Morales (2014) enumeran múltiples tecnologías de abatimiento de nitrógeno y Metcalf y Eddy (2014) alrededor de 13, Shah (2023) advierte que la sostenibilidad del proceso depende, fundamentalmente, del carbono disponible.

En el contexto de esta investigación, si bien el UAF evaluado demostró en laboratorio alta tasa de desnitrificación (73-93%), la caracterización del afluente real en Los Almendros evidenció una carga orgánica insuficiente para replicar estos rendimientos de manera natural. Ante este escenario, y considerando que la infraestructura existente operase eficientemente como un proceso aireado para el manejo de sólidos, la estrategia más racional consiste en adaptar el sistema en lugar de reconstruirlo. La propuesta de reingeniería conserva el módulo aerobio para la nitrificación y antepone una zona anóxica condicionada a la suplementación externa de carbono. Esta intervención permite corregir artificialmente la relación C/N y asegurar un ambiente anóxico estricto ($\text{OD} < 0.5 \text{ mg/L}$), replicando así las condiciones metabólicas exitosas observadas durante la fase experimental. La factibilidad de remediar la carencia de carbono orgánico mediante la directa recirculación de lodos desde las unidades de sedimentación, primaria y secundaria, deberá evaluarse en una instancia de ingeniería de detalle, mediante un balance de masa.

V. Conclusiones

Los hallazgos normativos evidencian una desarticulación entre los tres componentes estudiados. Los aspectos ambientales, se constituyen como pasivos ambientales para la comunidad de Quintay y sus ecosistemas. Cabe destacar que la norma ambiental no exige de forma textual el ingreso al SEIA de un proyecto de este tipo y magnitud, y frente a interrogantes en la tipología del proyecto se puede formalizar con una consulta de pertinencia al SEA. La no materialización de obras de disposición del efluente del sistema emplazado en 'Los Almendros' han mantenido la operación del sistema en un régimen excepcional e irregular, lo que evidencia que el diseño original no cumple con los estándares de salubridad mínimos exigibles por la autoridad sanitaria para aprobar su funcionamiento. Se expuso un diagnóstico de omisión del principio preventivo consagrado por la Ley 19.300 en la planificación del sistema de saneamiento, no se consideraron instrumentos de gestión ambiental como la EAE, derivando en una ausencia de los FCD, como la sensibilidad del borde costero y sus comunidades y la escasez hídrica, en el proceso de validación ambiental de la propuesta.

Durante la caracterización en terreno, el desempeño del sistema "Los Almendros" evidenció dicha operatividad irregular, actuando meramente como una fosa séptica sobredimensionada, registrándose una eficiencia de remoción de un 12% para el amonio (NH_4^+) y entre un 2-28% de remoción para la materia orgánica, confirmando que bajo las condiciones actuales la biomasa es insuficiente para sostener procesos de nitrificación-desnitrificación, especialmente a partir de la razón C/N que fue determinada en 3.92 gC/gN, particularmente exigua y menor en comparación con los valores reportados en literatura para un agua residual doméstica.

Además, a partir de la experimentación se concluye:

- La razón C/N del agua sintética elaborada tiene un valor 2.4 veces mayor que la real, aportando 9.51 g/g durante la operación en continuo del UAF.
- La velocidad de carga de nitrógeno (VCN) se manejó entre 0.006 kgN/m³d para el régimen de enriquecimiento y 1.006 kgN/m³d para el régimen continuo.
- El pH se controló a partir de la solución de alimentación manteniendo el rango operativo de este parámetro entre 7.3 y 7.6 a lo largo de toda la experimentación.
- A su vez, la presencia de sulfato (SO_4^{2-}) resulta muy minoritaria y su contenido fue constante luego del proceso de desnitrificación, a partir de lo que inferimos que la vía autótrofa no sobreviene la biomasa, respaldado por las cantidad inferior a 1 gramo de azufre por gramo de nitrógeno en las aguas en estudio (razón S/N).
- Por último, la presencia de amonio tanto en la muestra proveniente de terreno (con concentraciones de 68.01-77.01 mg/L) como con las muestras de efluente del ril operado en laboratorio (con concentraciones registradas entre 15.41 y 67.26 mg/L durante los días 67 y 84 desde el inicio de la experimentación) evidencia la necesidad de aplicar tratamiento biológico que remueva el nitrógeno del agua residual.

A partir de dicha evaluación técnica, el proceso de Ludzack-Ettinger modificado se configura como una solución factible para implementar tecnologías avanzadas de remoción de nitrógeno de las aguas residuales de Quintay, en particular.

VI. Recomendaciones

Se recomienda dar continuidad a la línea de investigación utilizando el agua sintética validada, explorando regímenes de operación alternativos (como reactores batch o sistemas aireados) para evaluar comparativamente la cinética de remoción y las vías metabólicas involucradas. Específicamente, para futuras experiencias con Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (UAF), se sugiere:

- Modificar la geometría del reactor para minimizar la velocidad ascensional, con el objetivo de prevenir pérdidas de carga excesivas que comprometan la estabilidad hidrodinámica del lecho y del inóculo.
- Una mejora del medio de soporte, por ejemplo un empaque de zeolita con geometría esférica uniforme. Esto optimizaría la superficie específica disponible para la adhesión de biomasa, favoreciendo los fenómenos de adsorción y la transferencia de masa.

El análisis normativo confirmó que brechas administrativas y operativas que han convertido la gestión de efluentes y lodos en pasivos ambientales vigentes, situación que expone a la administración municipal a sanciones y perpetúa un riesgo sanitario. En consecuencia, se recomienda:

- Realizar una auditoría técnica y administrativa inmediata para formalizar el estado de los pasivos y definir un plan de cumplimiento normativo bajo un esquema administrativo claro y oficializado en el registro nacional de SSR del MOP.
- Incorporar la solución de ingeniería propuesta (Pre-desnitrificación con suplementación de carbono) o una alternativa equivalente que garantice el abatimiento de nitrógeno, en la misma medida que habilite el reúso seguro del agua, en pos de mitigar el impacto de la crisis hídrica local.
- Articular el marco de acción establecido por los instrumentos de gestión y gobernanza territorial del recurso en el marco de gestión del sistema, en pos de armonizar los componentes normativos sanitario, medioambiental y sanitario.
- Evaluar la posibilidad de realizar una consulta de pertinencia al SEA.

Referencias

- Acción por el clima*. Obtenido de El agua: en el centro de la crisis climática: [https://www.un.org/es/climatechange/science/climate-issues/water#:~:text=El%20cambio%20clim%C3%A1tico%20afecta%20al,agua%20\(ONU%2DAgua\)](https://www.un.org/es/climatechange/science/climate-issues/water#:~:text=El%20cambio%20clim%C3%A1tico%20afecta%20al,agua%20(ONU%2DAgua).).(29/05/2025).
- Almaraz, M., Kuempel, C., Salter, A. M., & Halpern, B. (2022). The impact of excessive protein consumption on human wastewater nitrogen loading of US waters. *Frontiers on Ecology and the Environment*, 452-458.
- Álvarez Undurraga, G. (2005). *Manual de Técnicas de Estudio e Investigación*. Santiago de Chile: Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales, Dirección de Investigación, Extensión y Publicaciones, UCEN.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (24th ed.). (B.-H. E. Lipps WC, Ed.) Washington DC: APHA Press.
- APHA. (2023). 5220 chemical oxygen demand (cod) In: *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Washington DC: APHA Press. doi:10.2105/SMWW.2882.103
- Araya, P., & Villagrán, A. (2005). Pasivos Ambientales en la legislación chilena, la ineficiencia del sistema de responsabilidad por daños al medio ambiente. Santiago de Chile: Facultad de Derecho de la Universidad de Chile.
- Arthur Harrison, J. (2003). *El ciclo del Nitrógeno*. Obtenido de Visionlearning Vol. EAS-2 (4): <https://www.visionlearning.com/es/library/ciencia-ambiental/61/el-ciclo-del-nitr%C3%B3geno/98>
- Ayres, G. H. (1970). *Análisis Químico Cuantitativo*. Madrid: Ediciones del Castillo S.A.
- Begoña Carazo Gallego, E. M. (2025). Enfermedades infecciosas más frecuentes asociadas a inundaciones en niños. *Anales de pediatría*.
- Bermúdez, J. (2014). Capítulo primero, Fundamentos de Derecho Ambiental. En *Fundamentos de Derecho Ambiental*. Valparaíso: Ediciones Universitarias de Valparaíso.
- Blanco, E., & Donoso, G. (2016). Agua potable rural: desafíos para la provisión sustentable del recurso.
- Bloom, B. S. (1956). *Taxonomy of Educational Objectives*. Michigan: LONGMANS, GREEN & CO LTD.
- Brown, T. L., LeMay Jr., H. E., Bursten, B. E., & Burdge, J. R. (2022). *Chemistry: The central science* (17 ed.). Pearson.

- Campos, J., Carvalho, S., Portela, R., Mosquera-Corral, A., & Méndez, R. (2007). Kinetics of denitrification using sulphur compounds: Effects of S/N ratio, endogenous and exogenous compounds. *Bioresource Technology*.
- Claus, G., & Kutzner, J. (1985). Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by *Thiobacillus denitrificans*. *Applied and Microbiology Biotechnology*, 283-288.
- Concetta Tomei, M., & Garrido, J. (2024). *Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater: present status & possibilities*. London: IWA Publishing.
- Cooper, P. F. (2001). Historical aspects of wastewater. En P. Lens, G. Zeeman, & G. Lettinga , *Descentralised sanitation and reuse. Concepts, systems and implementation*. IWA Publishing.
- Costafreda, J. L. (2014). *Tectosilicatos con características especiales: Las zeolitas naturales*. Madrid (España) : Fundación Gomez-Pardo.
- Cuervo-López, F., Martinez, F., Gutierrez Rojas, M., Noyola, R., & Gómez, J. (1999). Effect of nitrogen loading rate and carbon source on denitrification and sludge settleability in upflow anaerobic slide blanket (UASB) reactors. *Water Science Technology* .
- de Lemos Chernicharo , C., & Bressani Ribeiro, T. (2023). *Tratamiento de Aguas Residuales Municipales*. División de Agua y Saneamiento: Banco Interamericano del Desarrollo.
- Equipo ANID IDEA ID23I10336. (2025). *IDRO: EVALUACIÓN Y MODELACIÓN DE IMPACTOS AMBIENTALES DE PLANTAS DESALINIZADORAS POR OSMOSIS INVERSA*. Valparaíso.
- Ergas, S., & Aponte-Morales, V. (2014). Biological Nitrogen Removal. En S. Ahuja, *Comprehensive Water Quality and Purification* (págs. 123-149). Elsevier INC.
- Fito, J., & Van Hulle, S. (2021). Wastewater reclamation and reuse potentials in agriculture: towards environmental sustainability. *Environ Dev Sustain*, 2949–2972. doi:<https://doi.org/10.1007/s10668-020-00732-y>
- Fontana, K., & Mutus, B. (2017). Nitric Oxide-Donating Devices for Topical Applications. En A. B. Seabra, *Nitric Oxide Donors, Novel biochemical applications and perspectives* (págs. 55-74). Academic Press.
- Fortt, F. (Noviembre de 2014). Puesta en marcha de un reactor de lecho fijo desnitrificante autótrofo, para la remoción de nitrógeno y azufre a partir de nitrito. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Gadekar, S., Nemati, M., & Hill, G. (2006). Batch and continuous biooxidation of sulphide by *Thiomicrospira* sp. CVO: Reaction kinetics and stoichiometry. *IWA Water research* .

- Garrido Fuentes, P. (Noviembre de 2016). OPERACIÓN DE REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FIJO DE FLUJO ASCENDENTE PARA DESNITRIFICACIÓN AUTÓTROFA A PARTIR DE NITRITO. Valparaíso: UTFSM.
- Garrido Fuentes, P. A. (Noviembre de 2016). Operación de reactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente para desnitrificación autótrofa a partir de nitrito. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- González Quezada, I. M. (Junio de 2024). Puesta en marcha de un reactor UAF para desnitrificación autótrofa-heterótrofa simultánea. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- González Gaete, E. N. (Mayo de 2019). Puesta en marcha de un reactor anaerobio de lecho fijo con flujo ascendente para desnitrificación autótrofa de aguas residuales provenientes de un biodigestor de purines de cerdo. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Graham, J. P., & Polizzotto, M. L. (2013). Pit Latrines and Their Impacts on Groundwater Quality: A Systematic Review. *Environmental Health Perspectives*.
- Guerra, J., & Núñez, A. (2023). *ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO DE LOS SISTEMAS DE REMOCIÓN DE CLORUROS EN AGUAS RESIDUALES DESDE EL AÑO 2010 HASTA LA ACTUALIDAD*. Bogotá: UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS FACULTAD DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES TECNOLOGÍA EN SANEAMIENTO AMBIENTAL.
- Guerrero, L., Montalvo, S., Coronado, E., Chamy, R., Poirrier, P., Crutchik, D., . . . Borja, R. (2015). Performance evaluation of a two-phase anaerobic digestion process of synthetic domestic wastewater at ambient temperature. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental engineering*.
- Hanqin, T., Zihao, B., Hao, S., Qin, X., Naiqing, P., Chaoqun, L., . . . Bowen, Z. (2022). History of anthropogenic Nitrogen inputs (HaNi) to the terrestrial biosphere: a 5 arcmin resolution annual dataset from 1860 to 2019. *Earth System Science Data*. Obtenido de <https://essd.copernicus.org/articles/14/4551/2022/#abstract>
- Hernández Rodríguez, N. Y. (Noviembre de 2014). Diseño y puesta en marcha de un filtro anaerobio para la desnitrificación autótrofa a partir de nitrato. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Ilustre Municipalidad de Casablanca. (2020). *Actualización Plan Regulador Comunal de Casablanca: Adecuación estudio de diagnóstico y proposición para modificar el PRC de Casablanca 1990*. Casablanca, Región de Valparaíso.
- Ilustre Municipalidad de Casablanca. (2022). *Plan de Desarrollo Comunal | PLADECO Casablanca 2022-2030*. Informe final, Nuevo Siglo consultores.

- Ilustre Municipalidad de Casablanca. (2022). *Plan de Desarrollo Comunal | PLADECO Casablanca 2022-2030*.
- International Union of Pure and Applied Chemistry. (2019). IUPAC Compendium of Chemical Terminology (the "Gold Book"). En C. p. Wilkinson. Versión en línea creada por S. J. Chalk. doi:10.1351/goldbook.B00662
- Khanam, N., Abha Singh, A., Kumar Singh, A., & Hamidi, M. (2022). 1.3 Municipal wastewater: Sources and composition. En S. Madhav, P. Singh, V. Mishra, S. Ahmed, & P. Kumar Mishra, *Recent trends in wastewater treatment* (págs. 5-8). Springer Nature.
- López Pérez, J., & Boronat Gil, R. (2019). Contribución de los microorganismos en la génesis de los minerales del azufre y su ciclo biogeoquímico. Estudio en un laboratorio de educación secundaria. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra*, 192-199. doi:ISSN 1132-9157
- Madhav, S., Singh, P., Mishra, V., Ahmed, S., & Mishra, P. K. (2022). *Recent trends in Wastewater Treatment*. Gewerbestrasse 11, 6330 Cham, Switzerland: Springer Nature. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-030-99858-5
- Mateos, K., Chapell, G., Aya Klos, B., Boden, J., Stueken, E., & Anderson, R. (2023). The evolution and spread of sulfur cycling enzymes reflect the redox state of the early Earth. *Science Advances*. doi:https://doi.org/10.1126/sciadv.ade4847
- McCarthy, P. L., & Young, J. C. (1969). The anaerobic filter for waste treatment. Journal of the Water Pollution Control Federation.
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres. *Escuela de Medicina Veterinaria, Universidad Andrés Bello, Santiago, Chile*.
- Metcalf y Eddy. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment & resource recovery*. New York, NY 10121: McGraw-Hill Education.
- Ministerio de Vivienda y Urbanismo (MINVU). (2014). *Plan regulador metropolitano de Valparaíso*. Memoria explicativa, Seremi regional.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA). (Noviembre de 2025). *¿Qué es la Evaluación Ambiental Estratégica?* Obtenido de <https://mma.gob.cl/evaluacion-ambiental-estrategica/eae-que-es-la-evaluacion-ambiental-estrategica/>
- Mohd Aris, M., Chelliapan, S., Md Din, M., Nor Anuar, A., Shahperi, R., Bannir Selvam, S., . . . Yuzir, A. (2017). Effect of organic loading rate (OLR) on the performance of modified anaerobic baffled reactor (MABR) supported by slanted baffles. *Desalination and Water Treatment*.

- Montalvo, S., Guerrero, L., Borja, R., Sánchez, E., Milán, Z., Cortés, I., & de la Rubia, M. (2012). Applications of natural zeolites in anaerobic digestion processes: A review. *Applied Clay science*.
- Moraga Silva, S. (Noviembre de 2016). Puesta en marcha de un reactor anaerobio de lecho fijo con flujo ascendente para remover azufre, nitrato y materia orgánica, a travpes de la desnitrificación simultánea. UTFSM.
- Moraga Silva, S. J. (Noviembre de 2016). Puesta en marcha de un reactor anaerobio de lecho fijo con flujo ascendente para remover azufre, nitrato y materia orgánica a través de la desnitrificación simultánea. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Muñoz Sazo, C. (Noviembre de 2015). Operación de un reactor anaerobio de lecho fijo desnitrificante autótrofo para la remoción simultánea de azufre y nitrógeno a partir de nitrato. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: Universidad Técnica Federico Santa María, Campus Casa Central.
- Muñoz Sazo, C. d. (Noviembre de 2015). Operación de un reactor anaerobio de lecho fijo desnitrificante autótrofo para la remoción simultánea de Azufre y Nitrogeno a partir de Nitrato. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Ambiental*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Nguyen, M.-K., Lin, C., Quang Hung, N., Lie, V.-G., Nguyen, H.-L., Malafaia, G., . . . Rakib, M. (2023). A comprehensive review of microplastic pollution: An interaction with pollutants in the ecosystems and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*.
- Oficina de Asuntos Hídricos, I. M. de Casablanca, con el apoyo de la Dirección de Gestión Medioambiental, Dirección de Desarrollo Comunitario y la Dirección de Obras Municipales. (2024). *Estrategia Hídrica Local 2024-2030*.
- Palacios Molina, M. A. (Diciembre de 2023). Estudio de la influencia de la fuente de azufre y la relación S/N en la desnitrificación simultánea heterótrofa-autótrofa. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico*. Valparaíso: UTFSM, Campus Casa Central.
- Rigby, H., Clarke, B., Pritchard, D. L., Meehan, B., Beshah, F., Smith, S. R., & Porter, N. A. (2016). A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of the Total Environment*, 1310-1338. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>
- Robertson, E. K., Roberts, K. L., Burdorf, L. D., Cook, P., & Thamdrup, B. (2015). Dissimilatory nitrate reduction to ammonium coupled to Fe(II) oxidation in sediments of a periodically hypoxic estuary. *Limnology and Oceanography*.

- Rodríguez, M. J., Rodríguez, G., Serodes, J., & Sadiq, R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia*.
- Sawada, H., Kuykendall, L. D., & Young, J. M. (2003). Changing concepts in the systematics of bacterial nitrogen-fixing legume symbionts. *The Journal of General and Applied Microbiology*.
- Servicio de Evaluación Ambiental. (Noviembre de 2025). SEA Gob. Obtenido de Permisos y pronunciamientos ambientales sectoriales: <https://www.sea.gob.cl/documentacion/permisos-autorizaciones-ambientales/permisos-pronunciamientos-ambientales-sectoriales>
- Shah, M. (2023). Modified Ludzack Ettinger Process - An Innovation for Removal of Biological Nitrogen. *Austin Journal of Biotechnology & Bioengineering*.
- Siciliano, A., Limonti, C., Curcio, G., & Molinari, R. (2020). Advances in struvite precipitation technologies for nutrients removal and recovery from aqueous waste and wastewater. *Sustainability*.
- Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). (Octubre de 2010). Manual operativo de la norma de muestreo de aguas residuales NCh 411/10-2005: Calidad del agua. *Parte 10: Muestreo de aguas residuales. Recolección y manejo de las muestras (SDT-N°006)*.
- Souza, S. F. (Octubre de 2025). Operación de un reactor por lotes para la nitrificación parcial y desnitrificación mixotrófica simultánea. *Memoria para optar al título de Ingeniero Civil Químico*. Valparaíso: Universidad Técnica Federico Santa María.
- Strunk, W., Jr, & White, E. B. (2000). The elements of style. New York: Longman.
- United Nations Environmental Program (UNEP). (2016). *A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment*. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP).
- Van der Gerr, J., Hanraads, J. A., & Lupton, R. A. (2010). The art of writing a scientific article. *Journal of Scientific Communications*, 163, 51-59.
- Von Sperling, M. (2007). Vol. I: Wastewater characteristics, treatment & disposal. En M. Von Sperling, *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. 12 Caxton Street, London: IWA Publishing.
- Wastewater Assessment Program (WWAP). (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. Aguas residuales: El recurso desaprovechado*. París: UNESCO.
- Yanagisawa, S. (2014). Transcription factors involved in controlling the expression of nitrate reductase genes in higher plants. *Plant Science*, 161-171.

Zhao , L., Chen, J., Shen, G., Zhou, Y., Zhang, X., Yijun, Z., . . . Ma, J. (2025). Dissimilatory nitrate reduction to ammonia in the natural environment and wastewater treatment facilities: A comprehensive review. *Environmental Innovation & Technology*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.104011>

ANEXOS

A. Métodos analíticos

A.1 Medición de pH

Al ser un parámetro crítico en el control operacional del bioproceso en cualquier biorreactor, el pH se mide mediante electrodo de bulbo de vidrio sensible a la alcalinidad de las muestras. En el caso del equipo ‘Thermo Scientific Orion 370’ empleado, los medidores ‘PerpHecT®’ miden la resistencia del vidrio sensor de pH y convierten el valor a mediciones de pH con compensación de temperatura. Se debe realizar calibración con uno, dos o tres soluciones tampón -de pH 4.0, 7.0 y 1.0, respectivamente- antes de realizar la medición.

Equipos y materiales

- | | |
|---|---|
| -Vaso precipitado (entre 50-200 mL) | -Equipo Thermo Scientific Orion 370 con electrodo de bulbo de vidrio PerpHecT |
| -Pizeta con agua destilada | |
| -Solución tampón de pH; 4.0, 7.0 y 10.0 | |

Procedimiento metrológico

- Realizar calibración del equipo en cualquiera de las modalidades descritas según el manual técnico del equipo (Manual, Autocalibración de un punto, Autocalibración de dos puntos, Autocalibración de tres puntos)
- Enjuagar el electrodo con agua destilada y secar con precaución y delicadeza
- Sumergir el electrodo en la muestra hasta observar que el bulbo esté completamente sumergido
- Esperar que el *display* del equipo señale la medición como *stable* y registrar el valor de pH
- Retirar el electrodo de la muestra y realizar lavado con agua destilada nuevamente

A.2 Medición de N-NO_3^- (espectrofotometría UV-VIS, método 4500 NO_3^- B)

La espectrofotometría es cualquier técnica que emplee haces de luz para medir concentraciones químicas. La medición de nitratos se realiza con luz ultravioleta, donde se mide la absorbancia a 200 nm. Este método es adecuado para aguas con bajas cargas orgánicas, aunque frente a presencia de materia orgánica disuelta, se utiliza una segunda medición a 275 nm para corregir el valor registrado en la lectura rápida del equipo. La curva de calibración permite verificar la Ley de Lambert-Beer hasta concentraciones de 1 $\text{mg}_\text{N}/\text{L}$. Para eliminar posibles interferencias se adiciona 1 mL de HCl 1 N.

Equipos y materiales

- Espectrofotómetro con doble haz 220nm y 275 nm
- Piseta con agua destilada
- Cubetas de cuarzo de 1 cm de paso óptico
- Piseta con alcohol etílico al 70%
- Solución HCl 1 N

Procedimiento metrológico

- Sobre 50 mL de muestra, filtrada o centrifugada a 3000 rpm durante 5 min de ser necesario, se añade 1 mL de HCl 1N y mezclar bien. Si la muestra no se encuentra dentro de la curva de calibración considerar dilución -en el presente trabajo se empleó una dilución de 1 mL de muestra en matraz de aforo de 10 mL-.²⁰
- Elaborar un patrón con el mismo tratamiento que la muestra con analito
- Ambientar las cubetas con una cantidad adecuada de muestra, tres veces. A la tercera vez se llena la cubeta a un 75% de su capacidad y se procede a registrar la absorbancia a 220 nm y 275 nm.
- Al momento de descartar la muestra de las cubetas, se lava el interior con la Piseta de agua destilada y alcohol.
- Los cálculos con los registros de absorbancia se ingresan en la curva de calibración para determinar la concentración mediante regresión lineal de acuerdo con:

$$\varepsilon = mx + b$$

Donde:	ε	La absorbancia de la muestra	b	El intercepto de la curva de calibración
	m	La pendiente de la curva de calibración	x	La concentración de N-NO_3^-

De manera consiguiente la concentración de nitrato, a partir de los parámetros de ajuste obtenidos mediante regresión lineal, se calcula según:

²⁰ Se recomienda el análisis de la muestra de inmediato. De lo contrario, refrigerar a no más allá de o congelar por un máximo de dos días.

$$\xi = FD \cdot \frac{(\varepsilon_{220} - 2 \cdot \varepsilon_{275}) - b}{m}$$

- Donde: ξ La concentración de N-NO₃⁻
- FD El factor de dilución empleado en la preparación de la muestra
- ε_i La absorbancia a 'i' nm

A.3 Medición de N-NH₄⁺ (Colorimetría, método 4500 NH₃ F – Phenate Method)

La formación de indofenol como subproducto de la reacción de amonio en presencia de hipoclorito y fenol, se identifica mediante la aparición de una coloración azul intensa, de concentración directamente proporcional a la cantidad de amonio presente en la muestra. El espectrofotómetro se comporta como un sistema colorimétrico que registra la absorbancia del complejo formado, a 635 nm, con una curva de calibración lineal hasta los 0.6 mg/L.

Equipos y materiales

- | | |
|---|---------------------------------|
| -Espectrofotómetro UV-VIS, apto para trabajar entre 600-700 nm. | -Piseta con agua ultrapura |
| -Celdas plásticas de 1 cm de paso óptico | -Piseta con alcohol etílico 95% |
| -Matraces Erlenmeyer de 50 mL | -Micropipeta |
| -Matraz de aforo de 25 mL | -Material de vidrio volumétrico |
| -Matraz de aforo de 100 mL | -Parafilm |
| | -Campana de extracción |

Reactivos

- Solución de fenol licuificado

Preparación: Adicionar 1 mL de agua destilada a 10 [g] de fenol. Posteriormente extraer una alícuota de 11.1 [mL] de la muestra y depositar en un matraz de 100 [mL]. Luego aforar con etanol al 95%. **Realizar este procedimiento bajo campana** para minimizar la exposición a la sustancia, que es tóxica. Almacenar refrigerado y cubierto en aluminio.

- Nitroprusiato de sodio 0.5% m/V

Preparación: Pesar 0.5 [g] de la sustancia en una balanza analítica. Trasvasijar a un matraz de aforo de 100 [mL] y aforar con agua destilada.

- Citrato alcalino

Preparación: Agregar 200 gramos de citrato de sodio y 10 gramos de Hidróxido de Sodio a 500 mL de agua destilada en un vaso precipitado de 1000 mL. Agitar, aforar a 1 L y almacenar en botella ámbar.

- Solución oxidante (catalizadora)

Preparación: Mezclar 100 mL del citrato alcalino y 25 mL de hipoclorito de sodio. Se añaden 2.5 mL de esta solución por cada 25 mL de solución problema.

Procedimiento metrológico

- La calibración se realiza empleando una pipeta con una solución patrón de 10 mg/L de NH_4 .
- Bajo campana de extracción, tomar 25 mL de muestra (se empleó un factor de 5:25) y agregar en un matraz Erlenmeyer de en el siguiente orden: 1 mL de fenol licuificado; 1 mL de nitroprusiato de sodio; 2.5 mL de solución oxidante.
- Tapar el matraz con Parafilm o papel aluminio y dejar reposar en oscuridad o luz tenue, en temperaturas no mayores a 27°C , durante mínimo 1 hora y máximo 24 horas.
- Lavar tres veces la celda de plástico para su acondicionamiento. Realizar la medición espectrométrica en una absorbancia de 635 nm, registrar la absorbancia de la muestra.
- Los cálculos con los registros de absorbancia se ingresan en la curva de calibración para determinar la concentración mediante regresión lineal de acuerdo con:

$$\varepsilon = mx + b$$

Donde:	ε	La absorbancia de la muestra	b	El intercepto de la curva de calibración
	m	La pendiente de la curva de calibración	x	La concentración de N-NH_4^+

Así, la concentración de amonio, a partir de los parámetros de ajuste obtenidos mediante regresión lineal, se calcula según:

$$\xi = FD \cdot \frac{(\varepsilon_{675}) - b}{m}$$

Donde:	ξ	La concentración de N-NH_4^+
	FD	El factor de dilución empleado en la preparación de la muestra
	ε_i	La absorbancia a 'i' nm

A.4 Medición de S-SO_4^{-2} (Turbidimetría, método 4500 SO_4^{-2} E)

Este método se basa en la precipitación del ion sulfato en un medio ácido con cloruro de Bario (BaCl_2), lo que facilita la formación de cristales de sulfato de bario (BaSO_4) de tamaño uniforme. La cantidad de formada es proporcional a la concentración de sulfatos presentes en la muestra, por lo que el método permite determinar concentraciones de hasta 40 mg/L de sulfatos. La absorbancia lumínica de la suspensión se mide espectrofotométricamente a 420 nm, permitiendo obtener la concentración mediante una curva de calibración con regresión lineal. Cabe mencionar que la adición de la solución acondicionadora es clave, dado que proporciona el medio de suspensión

para los iones libres, evitando que el analito precipite completamente al momento de adicionar el cloruro de bario. La curva de calibración se construye mediante el método de adiciones estándar en el rango mencionado.

Equipos y materiales

- Espectrofotómetro UV-VIS apto para trabajo en longitud de onda de 420 nm
- Celdas plásticas de 1 cm de paso óptico
- Material volumétrico de vidrio
- Vaso precipitado de 1 L
- Probeta
- Cloruro de Bario di hidratado p.a.
- Alcohol isopropílico
- Cloruro de Sodio
- Glicerol
- Piseta de agua destilada

Reactivos

Solución acondicionadora

Preparación: Agregar a un vaso precipitado de 1 L y mezclar después de cada adición, en el orden indicado: 300 mL de agua destilada, 30 mL de ácido clorhídrico concentrado, 100 mL de alcohol isopropílico y 75 gramos de cloruro de sodio (NaCl). Finalmente, añadir 50 mL de glicerol, medidos en probeta. Mezclar y aforar a un volumen final de 500 mL con agua destilada. Almacenar en un frasco ámbar a temperatura ambiente; esta solución es estable por seis meses.

Procedimiento metrológico

- La muestra se prepara con filtración o centrifugación previa en caso de presentar turbidez. Según la dilución deseada, se transfiere la muestra a un matraz de aforo y se afora con agua ultrapura.
- Transferir la muestra problema y los patrones a vasos precipitados de 100 mL, donde se adiciona, 2.5 mL de la solución acondicionadora, una pequeña cantidad de BaCl_2 , para agitar vigorosamente.
- A partir del momento que se adiciona el cloruro de bario, se debe realizar la lectura de la absorbancia en no más de 5 minutos, dado que de lo contrario precipitan los cristales de sulfuro, pudiendo manchar el material de vidrio, las celdas plásticas, etc.
- Registrar la absorbancia de la muestra y el patrón a 420 nm como longitud de onda. Lavar con rapidez el material empleado y las celdas, con abundante agua destilada y alcohol.
- Se puede comprobar la validez de la curva de calibración existente preparando un patrón de 20 mg/L de la solución trazable de sulfatos y leyéndolo como una muestra normal. Si el resultado es coincidente dentro del rango del 10%, la curva es válida. De lo contrario repetir el patrón o la curva de calibración.

-El cálculo de la concentración de absorbancia se obtiene con la curva de calibración, de acuerdo con:

$$\varepsilon = mx + b$$

Donde: ε La absorbancia de la muestra
 m La pendiente de la curva de calibración
 b El intercepto de la curva de calibración
 x La concentración de S-SO₄⁻²

Finalmente, con los parámetros obtenidos en la curva de calibración y considerando el factor de dilución aplicado, se determina la concentración de sulfato correspondiente mediante la siguiente expresión:

$$\xi = FD \cdot \frac{(\varepsilon_{420}) - b}{m}$$

Donde: ξ La concentración de S-SO₄⁻²
 FD El factor de dilución empleado en la preparación de la muestra
 ε_i La absorbancia a 'i' nm

B. Figuras, Tablas, etc.



Figura Anexo 1. Vista superficial del sistema de tratamiento instalado en ‘Los Almendros’. Obtención propia a partir de la campaña de muestreo en terreno. Mayo 2025.



Figura Anexo 2. Vista superior de la cámara de rejillas del sistema 'Los Almendros', durante la campaña de muestreo con el equipo automático HACH SIGMA900. Julio 2025.



Figura Anexo 3. Verificación en terreno del pH y dureza de las aguas servidas, mediante papel reactivo.
Julio 2025.

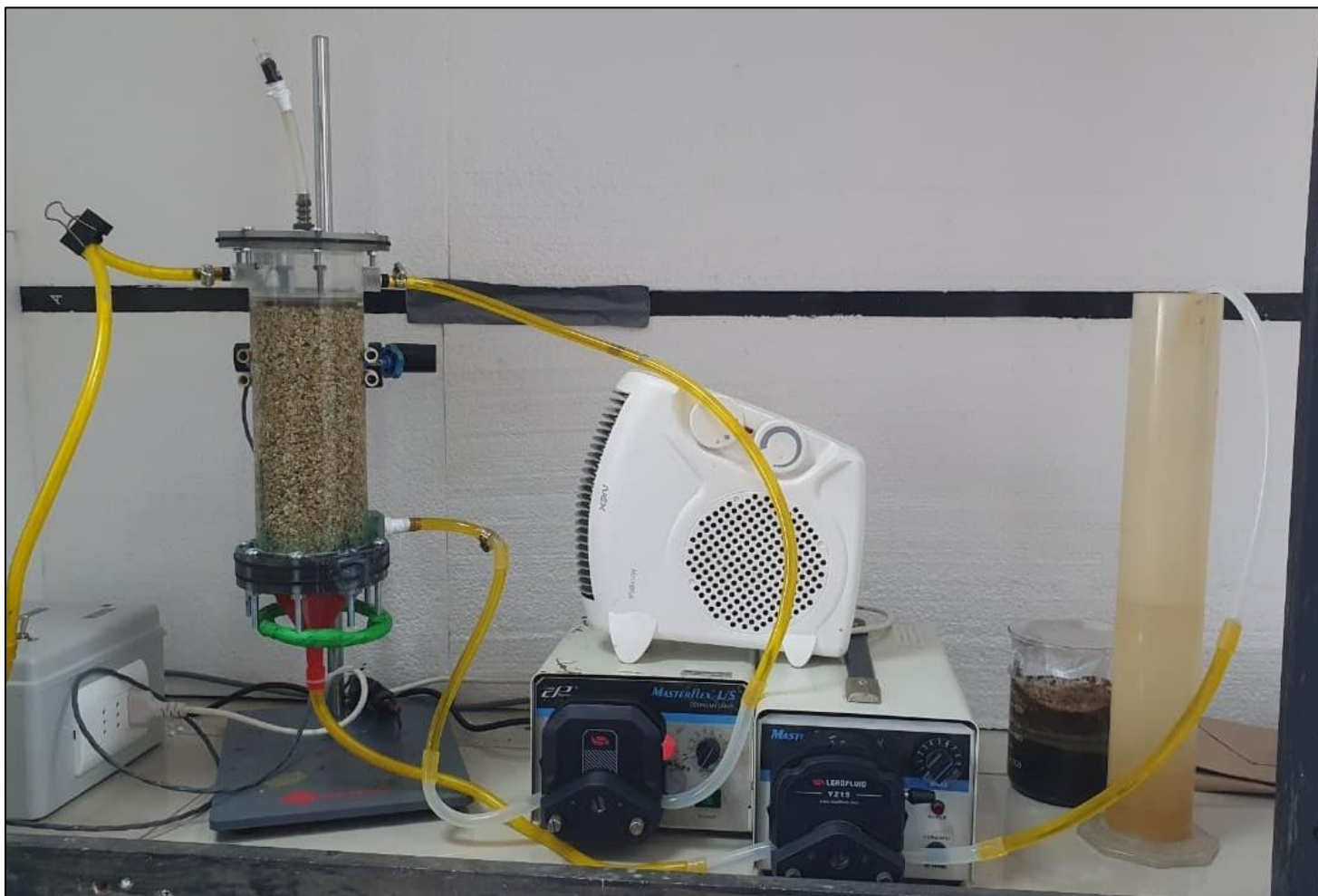


Figura Anexo 4. Configuración de la etapa experimental durante el régimen de enriquecimiento (días 0-45), dentro de la cámara térmica, durante las pruebas hidráulicas.



Figura Anexo 5. Configuración de la experimentación durante la etapa de régimen operativo continuo (días 46-84).

Tabla Anexo 1. Composición del agua sintética propuesta por Guerrero *et al.* (2015). Se puede observar además la composición de la solución de micronutrientes, ídem a la empleada en este trabajo.

Table 1. Composition of the synthetic domestic wastewater.^[28]

Macronutrient solution			Micronutrient solution	
Compound	Source	[mg/L]	Compound	[mg/L]
Starch	C-Carbohydrate; 80%	200	FeCl ₃ ·4H ₂ O	1000
Ovoalbumine	C-Protein; 10%	21.0	CoCl ₂ ·6H ₂ O	1000
Sunflower oil	C-Lipid; 10%	13.1*	MnCl ₂ ·4H ₂ O	250
Urea	N	13.0	CuCl ₂ ·2H ₂ O	15
KH ₂ PO ₄	P	5.26	ZnCl ₂	25
CaCl ₂ ·2H ₂ O	Ca	22.05	H ₃ BO ₃	25
MgSO ₄ ·7H ₂ O	Mg	0.43	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	45
KCl	K	21.3	NaSeO ₃ ·H ₂ O	50
NaHCO ₃	Na	8.76	NiCl ₂ ·6H ₂ O	35
Yeast Extract		100	EDTA	500
Micronutrients		1.0*	HCl 36 %	1*
			Resazurin	250

*Amount expressed in mL/L.

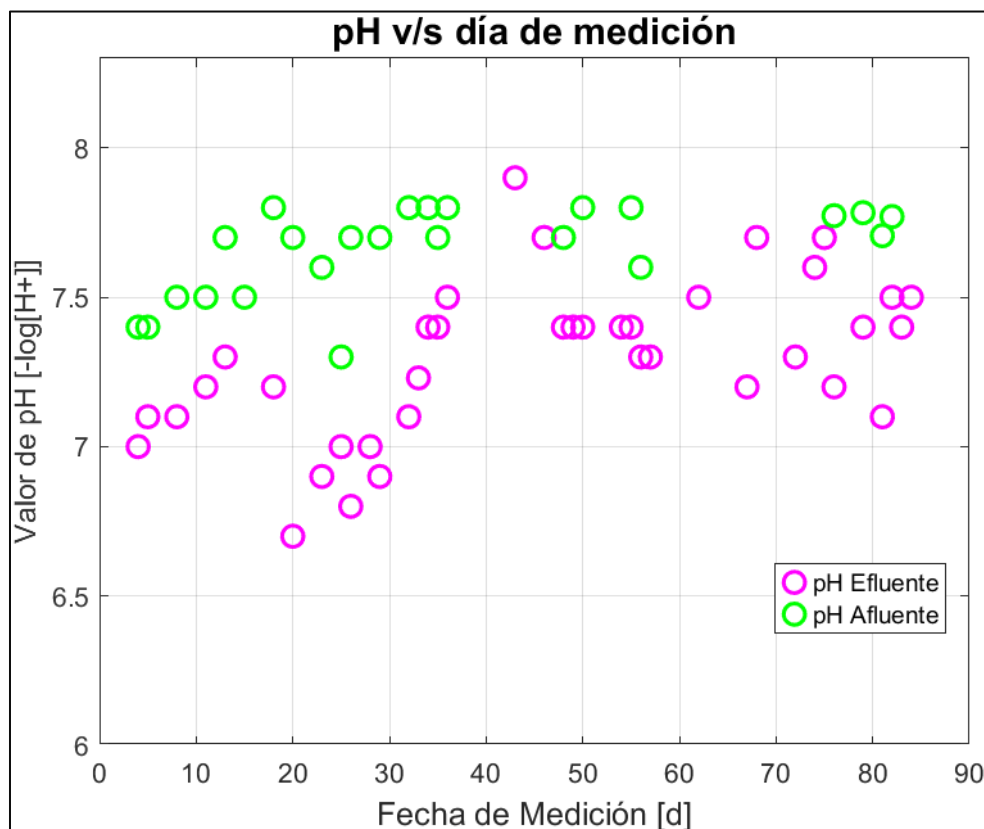


Figura Anexo 6. Gráfico de dispersión de datos registrados para el pH del reactor durante toda la etapa experimental.

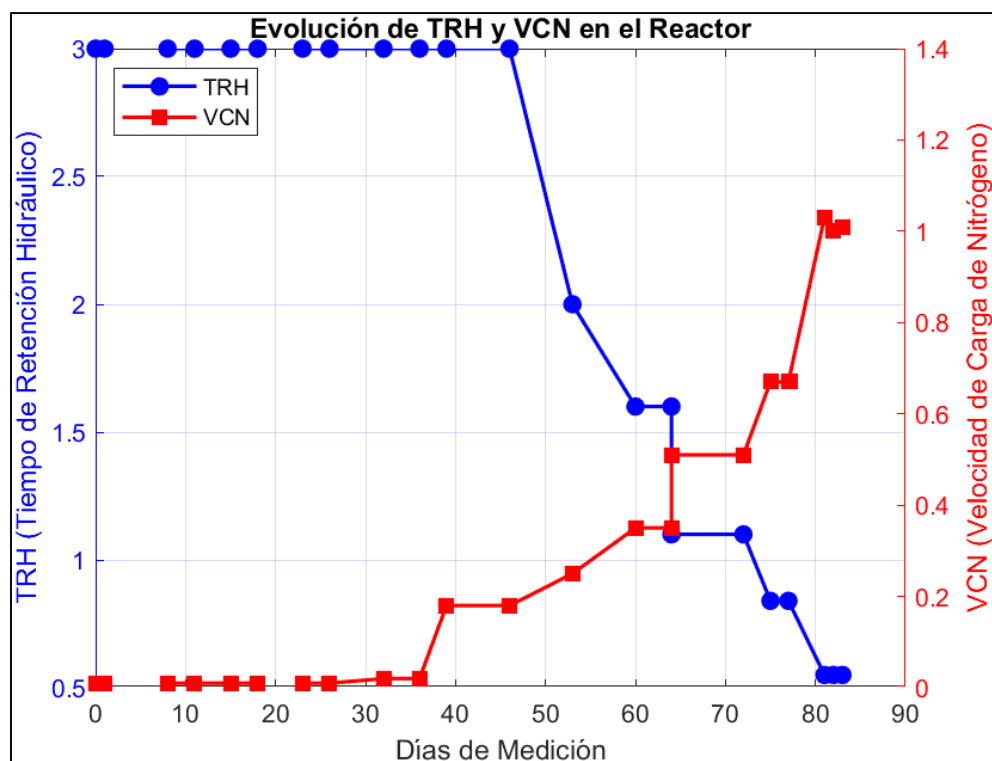


Figura Anexo 7. Gráfica de dispersión del TRH y la VCN durante toda la etapa de experimentación.

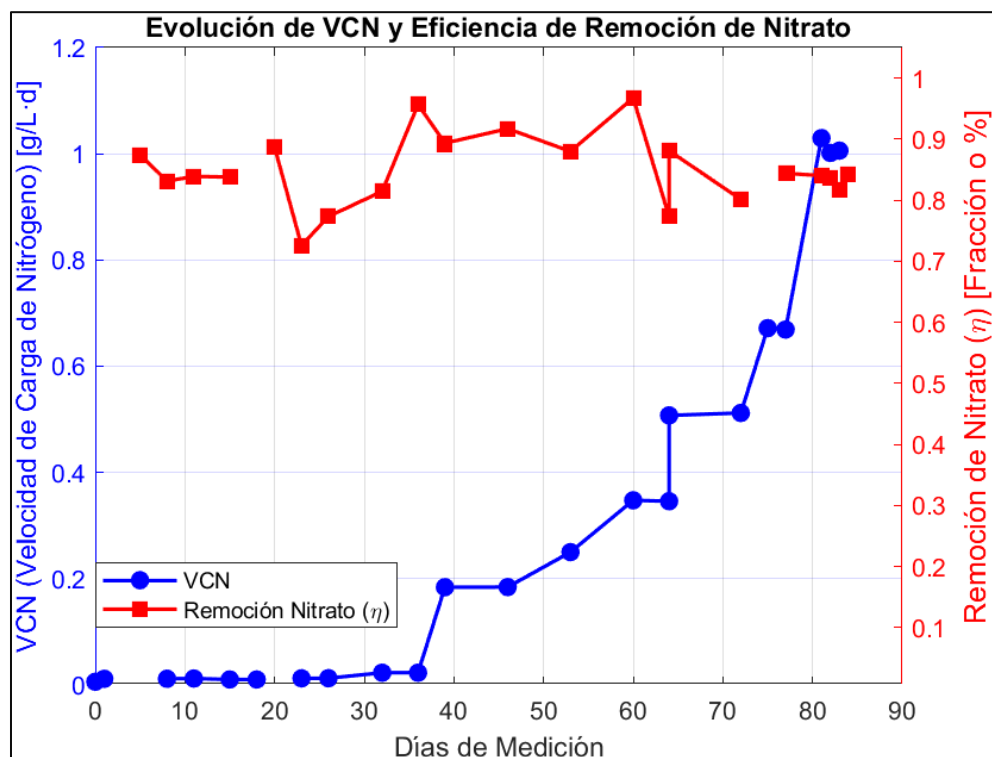
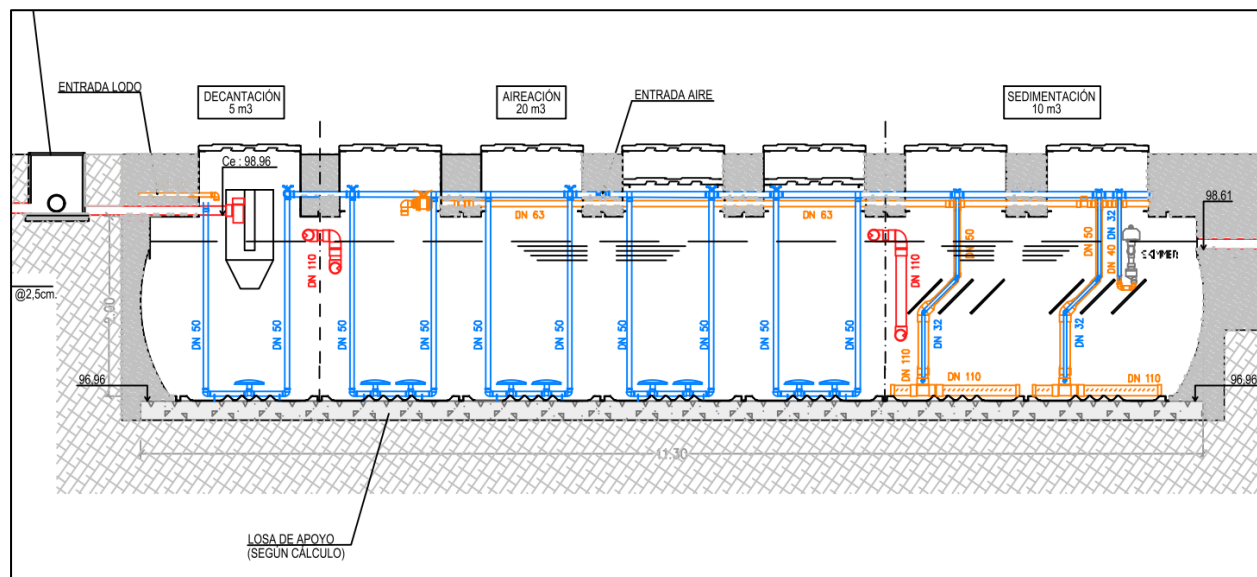
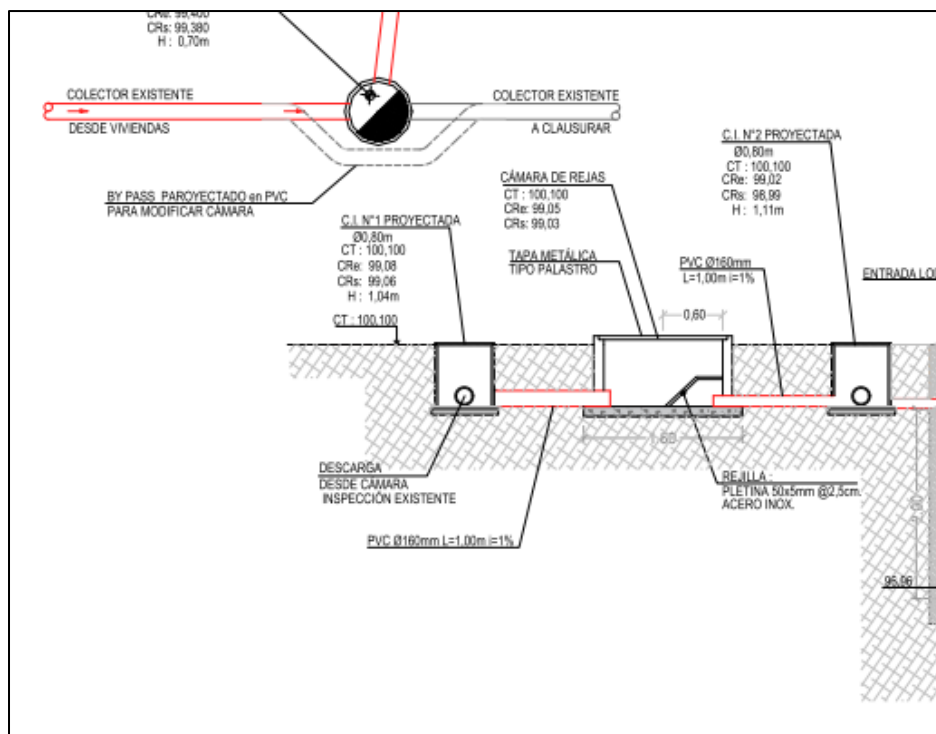


Figura Anexo 8. Gráfica de dispersión de la Velocidad de Carga de Nitrógeno y la remoción de nitrato (%) durante toda la etapa de experimentación. Elaboración propia.



Figura Anexo 9. Plano general del emplazamiento de la planta. Planimetría obtenida a partir de la Secretaría Comunal de Planificación de la I. M. de Casablanca.



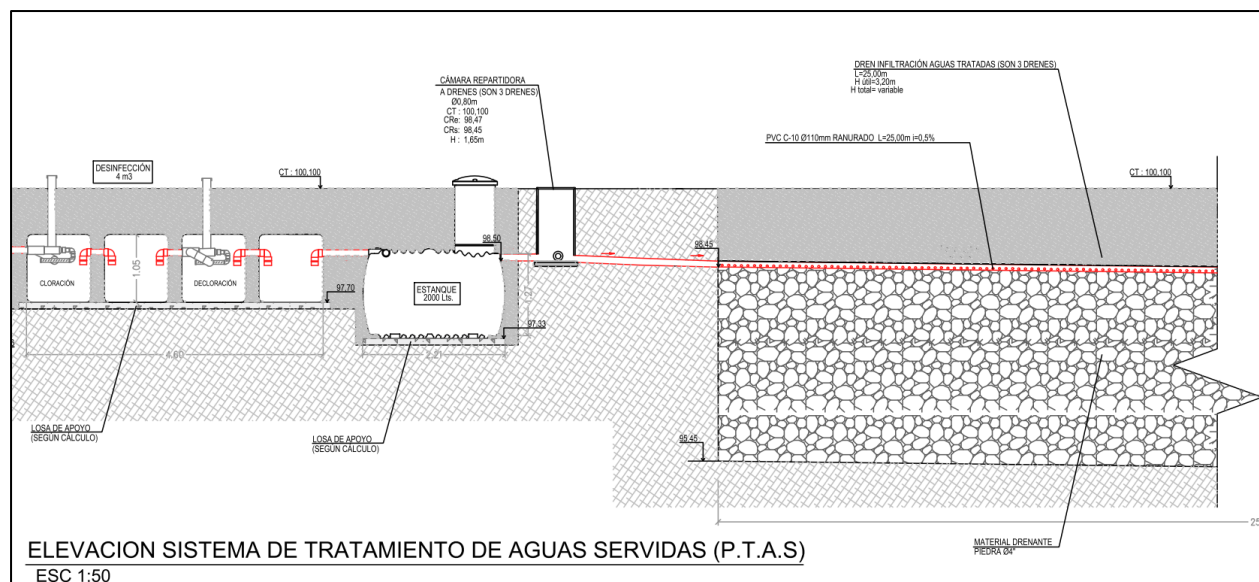


Figura Anexo 12. Plano corte elevación de la unidad de tratamiento de desinfección del sistema 'Los Almendros'. Planimetría obtenida a partir de la Secretaría Comunal de Planificación de la I. M. de Casablanca.

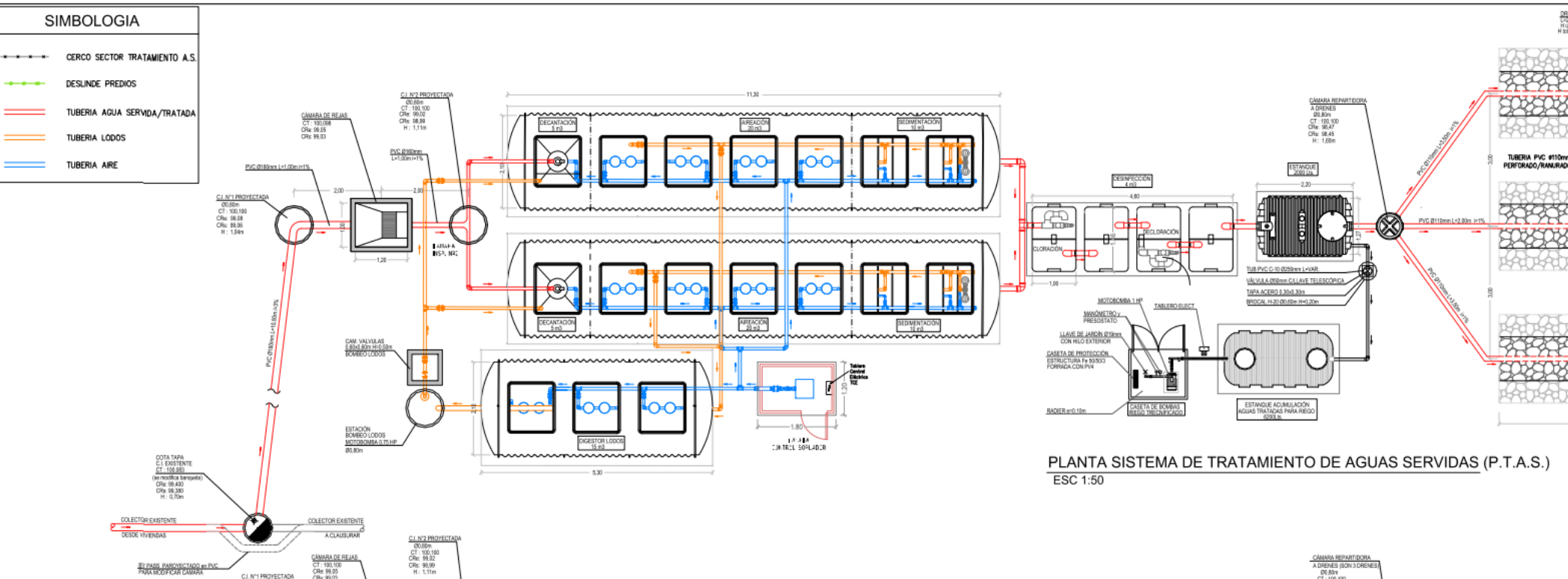


Figura Anexo 13. Plano superior de la planta emplazada en el sistema 'Los Almendros'. Planimetría obtenida a partir de la Secretaría Comunal de Planificación de la I. M. de Casablanca.