

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
DE LA CIUDAD DE ALLEN, RÍO NEGRO, MEDIANTE
EL USO DE LA PLANTA ACUÁTICA *LIMNOBIUM*
LAEVIGATUM



Aguilera Agustín y Repetto Facundo Martin

Directora: Dra. - Ing. Gatti, Marcela Noemí

Co-Directora: Ing. Cesano, Margarita

Proyecto Integrador Profesional - Ingeniería Química

Neuquén - Argentina

Diciembre - 2024

AGRADECIMIENTOS

A mis padres por ser los pilares fundamentales en esta etapa, siendo una muestra de esfuerzo y dedicación en cualquier aspecto de la vida. Papá mostrándome que todo tiene solución con esa capacidad que tiene para resolver cualquier inconveniente y Mamá con sus palabras justas en los momentos en los que más lo necesité. A mi hermana Sofía, por enseñarme lo que significa ser un verdadero hermano y por brindarme siempre su complicidad y compañía inigualable. A mi perrita Ámbar, que desde su llegada nunca más me tocó estudiar solo.

A mis amigos y compañeros de cursada por el apoyo y la alegría constante y hacer que todo este proceso sea mucho más llevadero. Agradecer especialmente a Facundo, por ser un gran amigo y compañero en cada momento de esta etapa, culminar esta etapa junto a él me llena de orgullo. También agradecer a Olivia, por ser mi calma en cada momento, gracias por tu amor y apoyo incondicional en esta última etapa.

A los profesores de la carrera de Ingeniería Química de la Facultad de Ingeniería que con sus palabras motivaron mi periodo como estudiante y en especial a Marcela Gatti por el constante seguimiento en el desarrollo de este PIP.

A la Universidad Nacional del Comahue (UNCo) por abrirme las puertas y formarme como profesional bajo una educación pública y de calidad.

Agustín

En primer lugar, quiero agradecer a la Universidad por brindarme la oportunidad de formarme como profesional y permitirme crecer tanto académica como personalmente. A cada profesora y profesor que aportaron sus conocimientos y dedicación a lo largo de mi carrera.

A mi familia, especialmente a mis padres, quienes me acompañaron en cada paso de este camino. Gracias por su apoyo incondicional, por creer siempre en mí y darme fuerzas en los momentos más difíciles. Este logro es tanto suyo como mío.

Un agradecimiento especial a mi novia, quien me acompañó con paciencia y motivación en el último tramo de esta carrera. Su apoyo fue fundamental para seguir adelante y llegar a este momento.

Por último, quiero agradecer profundamente a Agustín, mi compañero de trabajo y gran amigo, por haber compartido conmigo este proyecto. Gracias por su esfuerzo, compromiso y por estar en cada etapa, desde los primeros días en primer año de la facultad, hasta el final. Este trabajo es también el resultado de su dedicación y constante apoyo.

Facundo

RESUMEN

El presente trabajo analiza un enfoque alternativo de la planta acuática *Limnobium laevigatum* para el tratamiento de aguas residuales urbanas en la ciudad de Allen, Río Negro. *L. laevigatum*, presente en los canales de riego de la región, fue seleccionada por su capacidad para reducir contaminantes de manera eficiente y sostenible, ofreciendo una solución económica adecuada para las condiciones ambientales locales.

El estudio evaluó el desempeño de la planta en un sistema de canal controlado diseñado para simular una aplicación en el mundo real, entre los meses de Octubre 2023 y Abril 2024. Los datos experimentales revelaron que *L. laevigatum* proporcionó una reducción del 60% en la Demanda Química de Oxígeno (DQO), eliminando eficazmente una parte significativa de la materia orgánica del efluente. Además, las formas de Nitrógeno presentaron reducciones sustanciales, con una disminución del 78,7% en el contenido total de Nitrógeno gracias a la asimilación de la planta y al proceso de nitrificación en condiciones aeróbicas. La planta demostró ser eficiente en la remoción de este contaminante, en particular del Nitrógeno amoniacal, que se transformó en nitritos y posteriormente en nitratos, aunque la actividad de desnitrificación fue mínima debido a las condiciones aeróbicas del sistema. Paralelamente, el Fósforo se redujo en un 69,8%, abordando uno de los elementos críticos que impulsan la eutrofización local.

Estos niveles de remoción posicionan a *Limnobium laevigatum* como una candidata viable para integrarse en sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales, especialmente cuando se busca cumplir con los estándares de descarga regionales o criterios de reúso, como los requeridos para riego agrícola. El estudio también exploró los perfiles de concentración de Nitrógeno en todas sus formas a lo largo del canal, mostrando una disminución constante a lo largo del flujo de agua, confirmando la efectividad de la planta en la captación de nutrientes y reducción de contaminantes.

Al utilizar una especie local que no requiere adaptación extensiva, este método de tratamiento minimiza los costos y se alinea con prácticas sostenibles. Así, *L. laevigatum* representa una opción de tratamiento complementaria prometedora que podría apoyar a las instalaciones convencionales de tratamiento de aguas residuales, mejorando la eliminación de contaminantes específicos que son difíciles de gestionar o demasiado costosos para los métodos tradicionales de tratamiento.

Palabras clave: *Limnobium laevigatum* - Tratamiento de aguas residuales urbanas - Plantas acuáticas - Remoción de nutrientes - Nitrógeno - Fósforo - Demanda Química de Oxígeno

ABSTRACT

This study analyzes an alternative approach employing the aquatic plant *Limnobium laevigatum* for urban wastewater treatment in Allen, Río Negro. *L. laevigatum*, found in the region's irrigation canals, was selected for its efficient and sustainable contaminant reduction capabilities, offering an economical solution suitable for local environmental conditions.

The study evaluated the plant's performance in a controlled canal system designed to simulate a real-world application, during October 2023 and April 2024. Experimental data revealed that *L. laevigatum* facilitated a 60% reduction in Chemical Oxygen Demand (COD), effectively eliminating a significant portion of the organic matter from the effluent. Additionally, nitrogen forms showed substantial reductions, with a 78.7% decrease in total nitrogen content due to plant assimilation and nitrification under aerobic conditions. The plant proved to be efficient in removing this contaminant, particularly ammoniacal nitrogen, which was converted into nitrites and subsequently nitrates, although denitrification activity was minimal due to the aerobic conditions of the system. Simultaneously, phosphorus was reduced by 69.8%, addressing one of the critical elements driving local eutrophication.

These removal levels position *Limnobium laevigatum* as a viable candidate for integration into municipal wastewater treatment systems, especially when aiming to meet regional discharge standards or reuse criteria, such as those required for agricultural irrigation. The study also explored nitrogen concentration profiles in all its forms along the canal, showing a consistent decrease along the water flow path, confirming the plant's effectiveness in nutrient uptake and pollutant reduction.

By utilizing a local species that does not require extensive adaptation, this treatment method minimizes costs and aligns with sustainable practices. Thus, *L. laevigatum* represents a promising complementary treatment option that could support conventional wastewater treatment facilities, enhancing the removal of specific contaminants that are difficult to manage or too costly for traditional treatment methods.

Key Words: *Limnobium laevigatum* - Urban wastewater treatment - Aquatic plants - Nutrient removal - Nitrogen - Phosphorus - Chemical Oxygen Demand

INDICE

Índice General

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS.....	2
CAPÍTULO I: FUNDAMENTOS TEÓRICOS Y CONCEPTUALES	3
1.1 Problemáticas locales	3
1.2 Aguas residuales	3
1.2.1 Tipos de aguas residuales	4
1.2.2 Calidad de las aguas residuales	4
1.2.2.1 Características físicas	4
1.2.2.1.1 Turbidez.....	4
1.2.2.1.2 Sólidos totales.....	5
1.2.2.1.3 Color	5
1.2.2.1.4 Temperatura.....	5
1.2.2.2 Características químicas	5
1.2.2.2.1 Nitrógeno	6
1.2.2.2.2 Fósforo.....	7
1.2.2.2.3 Materia orgánica	7
1.2.2.2.4 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO).....	8
1.2.2.2.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	8
1.2.2.3 Presencia de metales pesados	8

1.3	Sistemas de tratamiento convencionales	9
1.3.1	Pretratamiento	10
1.3.2	Tratamiento primario	10
1.3.3	Tratamiento secundario.....	11
1.3.4	Tratamiento terciario.....	12
1.4	Legislación.....	12
1.5	Procesos de depuración por fitorremediación	13
1.5.1	Funciones de las plantas en los sistemas de fitorremediación	14
1.5.2	Tipos de plantas acuáticas.....	15
1.6	Aplicación de plantas acuáticas en tratamiento de aguas residuales	17
1.7	Antecedentes de la depuración de aguas con plantas acuáticas.....	17
1.8	Limnobium laevigatum.....	20
1.8.1	Fitorremediación con Limnobium laevigatum.....	22
CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS		25
2.1	Lugar y fecha de trabajo	25
2.1.1	Lugar	25
2.1.2	Fecha	25
2.2	Descripción del sitio de estudio.....	25
2.2.1	Ubicación	25
2.2.2	Sistema de canales.....	26
2.2.3	Siembra de los canales	27

2.2.4	Operación de los canales	27
2.2.4.1	Tiempo de Retención Hidráulico (TRH).....	28
2.2.4.2	Purga manual de plantas.....	28
2.3	Métodos	29
2.3.1	Parámetros fisicoquímicos analizados	29
2.3.2	Procedimientos experimentales.....	29
2.3.2.1	Determinación de amonio	29
2.3.2.2	Determinación de nitrito.....	30
2.3.2.3	Determinación de nitrato	30
2.3.2.4	Determinación de fosfato	31
2.3.2.5	Determinación de DQO.....	31
2.3.3	Curvas de calibración	32
2.3.3.1	Amonio.....	33
2.3.3.2	Fosfato	33
2.3.3.3	Nitrito	34
2.3.3.4	Nitrato.....	34
2.3.3.5	Ecuaciones DQO	35
2.4	Materiales	36
2.4.1	Equipos.....	36
CAPÍTULO III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		39
3.1	Resultados.....	39

3.1.1	Análisis de parámetros durante el periodo de estudio.....	39
3.1.1.1	Temperatura	39
3.1.1.2	Nitrógeno como amonio (N-NH ₄ ⁺)	42
3.1.1.3	Fósforo como fosfato (P-PO ₄ ³⁻).....	43
3.1.1.4	Nitrógeno como nitrito (N-NO ₂ ⁻)	44
3.1.1.5	Nitrógeno como nitrato (N-NO ₃ ⁻)	45
3.1.1.6	Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	46
3.1.2	Porcentajes de depuración.....	47
3.1.3	Perfiles de concentraciones	49
3.1.3.1	Nitrógeno como amonio (N-NH ₄ ⁺)	50
3.1.3.2	Fósforo como fosfato (P-PO ₄ ³⁻).....	51
3.1.3.3	Nitrógeno como nitrito (N-NO ₂ ⁻)	51
3.1.3.4	Nitrógeno como nitrato (N-NO ₃ ⁻)	52
3.1.3.5	Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	53
3.2	Discusión	54
3.2.1	Fijación de nutrientes en <i>Limnobium laevigatum</i>	54
3.2.2	Nitrógeno.....	55
3.2.3	Fósforo	58
3.2.4	Materia orgánica (DQO)	59
3.2.5	Zonas aeróbicas y anaeróbicas	59
3.2.6	Modelado de perfiles	60

3.2.6.1 Interpretación de constantes	69
CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	71
4.1 Conclusiones.....	71
4.2 Recomendaciones	73
BIBLIOGRAFÍA.....	74
ANEXO	78
Apéndice A	78
Apéndice B	79

Índice de Figuras

Figura 1. Clasificación del Nitrógeno Total presente en las aguas residuales	6
Figura 2. Planta de tratamiento de aguas residuales convencional	10
Figura 3. Esquema de un tanque de sedimentación	11
Figura 4. <i>Typha Domingensis</i>	15
Figura 5. <i>Limnobium laevigatum</i>	16
Figura 6. <i>Nymphaea Elegans</i>	16
Figura 7. <i>Hydrilla verticillata</i>	17
Figura 8. Hojas de <i>Limnobium laevigatum</i>	21
Figura 9. Hojas de <i>Limnobium laevigatum</i>	21
Figura 10. Raíces y estolón de <i>Limnobium laevigatum</i>	22
Figura 11. Presencia de <i>Limnobium laevigatum</i> en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital	23
Figura 12. Presencia de <i>Limnobium laevigatum</i> en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital	23
Figura 13. Presencia de <i>Limnobium laevigatum</i> en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital	24
Figura 14. Localización de <i>Limnobium laevigatum</i> en Río Limay, Neuquén Capital	24
Figura 15. Ubicación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Allen, Río Negro	26
Figura 16. Plano de los canales construidos.....	27
Figura 17. Cambios en el TRH y purga a lo largo del periodo de estudio	29
Figura 18. Curva de calibración para el amonio	33
Figura 19. Curva de calibración para el fosfato	34
Figura 20. Curva de calibración para el nitrito.....	34

Figura 21. Curva de calibración para el nitrato	35
Figura 22. Espectrofotómetro UV-Vis	36
Figura 23. Agitador magnético.....	37
Figura 24. Vortex	37
Figura 25. Placa termostaticadora	38
Figura 26. Variación promedio de las temperaturas de la ciudad de Allen en el periodo de estudio	40
Figura 27 .Crecimiento de <i>Limnobium laevigatum</i> - Día 83	41
Figura 28. Crecimiento de <i>Limnobium laevigatum</i> - Día 94	41
Figura 29. Crecimiento de <i>Limnobium laevigatum</i> - Día 159	41
Figura 30. Crecimiento de <i>Limnobium laevigatum</i> - Día 194	42
Figura 31. Concentración de N-NH ₄ con respecto al tiempo	43
Figura 32. Concentración de P-PO ₄ con respecto al tiempo.....	44
Figura 33. Concentración de N-NO ₂ con respecto al tiempo	45
Figura 34. Concentración de N-NO ₃ con respecto al tiempo	46
Figura 35. Concentración de DQO con respecto al tiempo.....	47
Figura 36. Esquema de toma de muestras en el canal	49
Figura 37. Perfil de Concentración de N-NH ₄ con respecto al avance del canal	50
Figura 38. Perfil de Concentración de P-PO ₄ con respecto al avance del canal.....	51
Figura 39. Perfil de Concentración de N-NO ₂ con respecto al avance del canal	52
Figura 40. Perfil de Concentración de N-NO ₃ - con respecto al avance del canal.....	53
Figura 41. Perfil de Concentración de DQO con respecto al avance del canal.....	54
Figura 42. Depuración del Nitrógeno considerando únicamente la actividad bacteriana	57
Figura 43. Transformaciones en los procesos de nitrificación y desnitrificación	58
Figura 44. Modelado de perfil del amonio	66

Figura 45. Modelado de perfil del nitrito	67
Figura 46. Modelado de perfil del nitrato	68

Índice de Tablas

Tabla 1. Tipos de Fitorremediación	14
Tabla 2. Variación del TRH en el periodo de estudio	28
Tabla 3. Datos promedio de entrada y salida de los canales al final de cada etapa y el porcentaje de eliminación	48
Tabla 4. Datos promedio de la entrada y salida de los canales al finalizar cada etapa de Nitrógeno Total y Fósforo Total, junto con los porcentajes de eliminación	48
Tabla 5. Encabezados 1	65
Tabla 6. Encabezados 2	65
Tabla 7. Encabezados 3	66
Tabla 8. Valor de R2 para el amonio	67
Tabla 9. Valor de R2 para el nitrito	67
Tabla 10. Valor de R2 para el nitrato	68
Tabla 11. Valores de los parámetros modelados	69
Tabla 12. Límites máximos permisibles para Neuquén	78
Tabla 13. Límites máximos permisibles para Río Negro	80

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas residuales urbanas representa uno de los principales desafíos ambientales en Argentina. A medida que las ciudades continúan expandiéndose y la población urbana aumenta, la generación de aguas residuales también se incrementa, poniendo en riesgo la salud pública, los ecosistemas acuáticos y la calidad de los recursos hídricos.

Se reconoce ampliamente que la eutrofización de las aguas superficiales, causada por un exceso de fósforo (P) y nitrógeno (N), altera el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y limita su capacidad para ofrecer los servicios esenciales que demanda la sociedad (*Quirós, 2000*). Por tal razón, es fundamental la transformación y, preferiblemente, la eliminación de estos contaminantes del agua a sus formas menos tóxicas a través de la aplicación de las tecnologías encaminadas al mejoramiento de la calidad del agua, que involucran la acción de fuerzas físicas, procesos químicos, procesos biológicos o la combinación de ellos (*Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013*).

En Argentina, los métodos convencionales para el tratamiento de aguas residuales, como las plantas de fangos activados, han demostrado ser eficientes en la eliminación de materia orgánica. Sin embargo, estos sistemas presentan limitaciones en la remoción de nutrientes como lo son el Nitrógeno y el Fósforo. Una descarga de un curso de agua con un exceso de este tipo de contaminantes puede dañar cuerpos de agua como lo son los ríos Limay, Neuquén y Negro, contribuyendo a su contaminación.

Las tecnologías convencionales suelen ser costosas tanto económica como energéticamente. De esta manera, se plantea la idea de implementar tratamientos alternativos a los mismos, que en este caso involucren plantas acuáticas cuyo crecimiento se produce en zonas cercanas al sitio de estudio. La planta con la que se realiza el trabajo lleva el nombre de *Limnobium laevigatum*. Esto representa una opción especialmente atractiva dentro de una solución innovadora, donde los nutrientes presentes en aguas residuales urbanas e industriales pueden ser recuperados y transformados en biomasa para la producción de biocombustibles y otros productos.

La presente propuesta se base en un método para reducir la contaminación de un cuerpo de agua urbana proveniente de la ciudad de Allen en la provincia de Río Negro, a través del uso de la planta acuática *Limnobium laevigatum*; con el fin de obtener, gracias a la depuración de los contaminantes, un posterior reúso de la corriente de salida tratada.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la capacidad de depuración de la planta acuática flotante *Limnobium laevigatum* de un efluente de una laguna de tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Allen, provincia de Río Negro.

Objetivos específicos

Para llevar a cabo el objetivo general se proponen los siguientes objetivos específicos:

- Utilizar técnicas de laboratorio específicas para determinar características fisicoquímicas de muestras de aguas residuales urbanas.
- Evaluar la eficiencia de depuración de materia orgánica (DQO) por parte de la planta acuática *Limnobium laevigatum* mediante técnicas de laboratorio.
- Evaluar la eficiencia de depuración de iones Nitrógeno en forma de amoníaco, nitrito y nitrato y Fósforo como fosfato por parte de la planta acuática *Limnobium laevigatum* mediante técnicas de laboratorio.
- Realizar modelado de consumo de Nitrógeno utilizando la planta *Limnobium laevigatum* en relación a los respectivos perfiles de concentración.
- Evaluar viabilidad del proyecto a escala industrial, realizando una comparación con plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales de la zona.

CAPÍTULO I: FUNDAMENTOS TEÓRICOS Y CONCEPTUALES

1.1 Problemáticas locales

En la región de Río Negro y Neuquén, varios cuerpos de agua han sido afectados por la contaminación causada por residuos cloacales.

En la ciudad de Cipolletti, Río Negro, se ha documentado la contaminación del río Negro debido a descargas de aguas residuales sin tratar. Estas descargas, provenientes de plantas de tratamiento que operan de manera deficiente o que no cumplen con las normativas vigentes, han causado un aumento significativo de bacterias y otros contaminantes en el agua. La falta de mantenimiento adecuado y la sobrecarga de las plantas de tratamiento son algunas de las causas identificadas en los estudios recientes (*Bark, 2023*).

Otro caso preocupante es el de la ciudad de General Roca, también situada en Río Negro, donde los vertidos cloacales han afectado gravemente la calidad del agua del río Negro. Los análisis han mostrado la presencia de altos niveles de coliformes fecales, lo que representa un riesgo directo para la salud pública. Las autoridades locales han sido criticadas por no tomar medidas más estrictas para controlar estos vertidos, lo que ha llevado a una creciente demanda de la población para que se implementen soluciones efectivas (*Fernández, 2017*).

En Neuquén Capital, además del río Neuquén, el río Limay también ha sufrido episodios de contaminación. A pesar de ser una fuente crucial de agua potable para la región, los vertidos cloacales han impactado negativamente su calidad. La falta de inversión en infraestructura de saneamiento y el crecimiento descontrolado de la población han contribuido a la degradación de este recurso vital (*Herreros, 2024*).

1.2 Aguas residuales

Las aguas residuales son una combinación de los líquidos y residuos arrastrados por el agua proveniente de domicilios, edificios comerciales, fábricas e instituciones combinadas con cualquier agua subterránea, superficial o pluvial que pueda estar presente. Cuando de aguas domésticas se trata, estas consisten en una combinación de aguas negras, que incluyen excremento, orina y lodos fecales; y aguas grises, provenientes de actividades como el lavado y el baño (*Rodríguez Chumbe & García,*

2012).

1.2.1 Tipos de aguas residuales

El conjunto de aguas procedentes de la actividad humana puede contener una gran cantidad de sustancias que afectan su curso y vertido. El tratamiento aplicado a estas aguas puede variar según las fuentes y carga de los contaminantes con la que cuente. Para ello, se distinguen distintos tipos de aguas residuales cuya clasificación depende de su origen (*Raschid-Sally & Jayakody, 2009*):

- Aguas blancas o de lluvia: son aguas procedentes de drenajes o de escorrentía superficial, caracterizándose por grandes aportaciones intermitentes y escasa contaminación.
- Aguas de origen doméstico: son provenientes de los hogares y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades realizadas en el entorno doméstico. Estos vertidos se caracterizan por la incorporación de productos orgánicos, inorgánicos y microorganismos.
- Aguas de origen industrial: son las que las industrias descargan como resultado de sus procesos productivos. Dentro de este tipo de aguas pueden detectarse elementos propios de cada actividad industrial como lo pueden ser productos químicos, hidrocarburos, detergentes, entre otros.
- Aguas de origen agrícola: provienen de la combinación de residuos fecales animales junto con las utilizadas en procesos de cultivo. Se caracterizan principalmente por la presencia de compuestos como pesticidas, herbicidas y estiércol.
- Aguas de origen urbano: estas aguas están compuestas por las aguas residuales domésticas y las aguas residuales industriales o las de escorrentía pluvial. Todas estas aguas se dirigen hacia la EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales).

1.2.2 Calidad de las aguas residuales

1.2.2.1 Características físicas

Entre los aspectos clave para el análisis de la calidad del agua residual se encuentran sus características físicas. Estos parámetros no solo permiten evaluar la naturaleza y origen del efluente, sino también la efectividad de los tratamientos a los que se somete.

1.2.2.1.1 Turbidez

La turbidez mide la claridad óptica del agua. Es provocada por la dispersión y absorción de

la luz por las partículas suspendidas en la misma. Las medidas de turbiedad de las aguas pueden variar dependiendo de la fuente de la que provenga. La obtención de la medición de la turbiedad se lleva a cabo por métodos prácticos-físicos como es la comparación entre la intensidad de luz dispersada en la muestra y la intensidad de luz ya acotada en un registro de suspensión de referencia. Esta característica es importante ya que la materia coloidal suspendida en la superficie del agua absorbe la luz impidiendo su transmisión, donde existe una variabilidad de proporción en relación de las dos características como es la turbiedad y la concentración de sólidos en suspensión de aguas residuales.

1.2.2.1.2 Sólidos totales

Las partículas encontradas en las aguas pueden medirse en términos de sus números y tamaños. Estas son sólidos de mayor tamaño que las moléculas pero que en general el ojo humano no puede distinguir sin ayuda. Pueden adsorber metales tóxicos o químicos orgánicos sintéticos. Los contadores de partículas pueden medir el número de partículas suspendidas (sólidos suspendidos) en los rangos de tamaño generalmente de 1 a 60 μm . Partículas entre alrededor de 0,001 y 1 μm pueden considerarse como partículas coloidales, mientras que los constituyentes menores a 0,001 μm son llamados partículas disueltas (*Mihelcic & Zimmerman, 2012*).

1.2.2.1.3 Color

El color es dado al agua por la materia orgánica disuelta, iones metálicos naturales como el hierro y el manganeso y la turbiedad. Se clasifica como color verdadero o aparente. El color aparente se mide en muestras no filtradas, por lo que incluye el color impartido por la turbiedad. El color verdadero se mide en una muestra de agua pasada a través de un filtro de 40 μm , por lo que es una medida del color impartido por los constituyentes disueltos.

1.2.2.1.4 Temperatura

Las temperaturas de las aguas residuales oscilan, normalmente, entre 10 y 20 °C. En general, la temperatura de un agua residual será mayor que la de las aguas no contaminadas. Esto se debe a la energía liberada en las reacciones bioquímicas que se presentan en la degradación de la materia orgánica.

1.2.2.2 Características químicas

Las aguas residuales urbanas se componen de una amplia variedad de contaminantes que pueden tener un impacto significativo en los ecosistemas acuáticos y la salud pública (*Davies & Masten, 2005*). Debido a esta razón se limitará la descripción para mencionar únicamente los

compuestos de mayor relevancia para el trabajo. Entre estos contaminantes, la materia orgánica se destaca por su descomposición, que consume grandes cantidades de oxígeno, afectando el equilibrio del ambiente acuático. Por otra parte, el agua residual se caracteriza también por contener compuestos inorgánicos dentro de los cuales se encuentran nutrientes como el nitrógeno y fósforo, cuyo exceso puede favorecer fenómenos de eutrofización. Es de importancia conocer los distintos contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas debido a que su correcta medición, ayuda a determinar la eficiencia de los tratamientos de agua.

1.2.2.2.1 Nitrógeno

Dentro de los compuestos nitrogenados de mayor aporte a las aguas residuales urbanas se encuentran los desechos humanos (orina y heces). Aproximadamente el 80% del nitrógeno total presente proviene en forma de urea, que se transforma en amoníaco a través de procesos microbiológicos.

El nitrógeno en el agua residual se clasifica en varias formas, las cuales representan diferentes estados químicos y tienen implicaciones distintas en los procesos de tratamiento. Todas estas formas son comprendidas por el Nitrógeno Total presente; dentro de este se encuentran el Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), abarcando el Nitrógeno orgánico y el Nitrógeno en su forma amoniacal (NH_4^+), y el Nitrógeno oxidado (Nitritos y Nitratos). Esto se observa representado en la *Figura 1*.

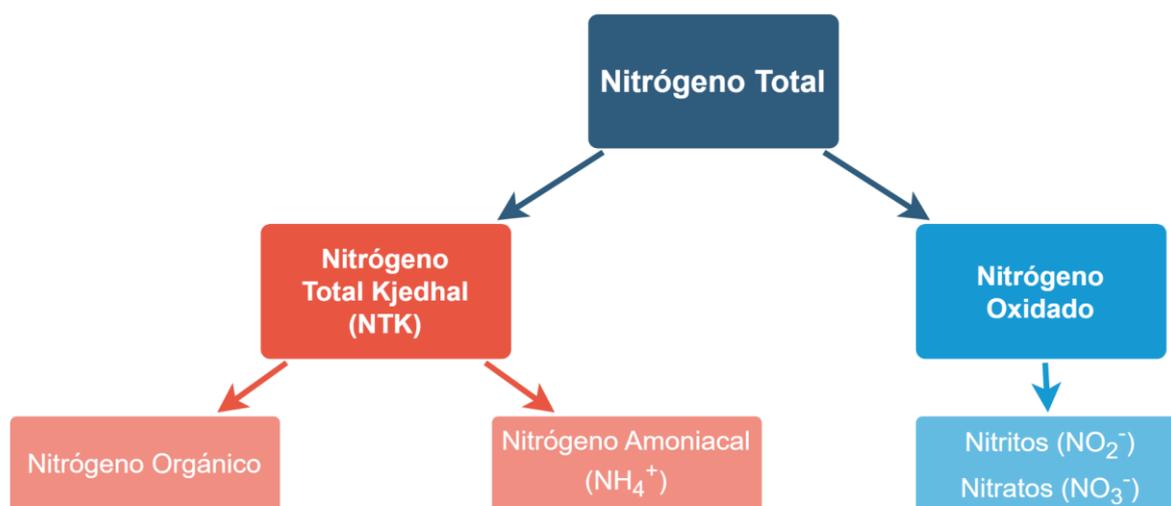


Figura 1. Clasificación del Nitrógeno Total presente en las aguas residuales

El nitrógeno orgánico es aquel que forma parte de compuestos orgánicos, como lo son proteínas, aminoácidos, urea y otros materiales provenientes de desechos humanos y animales.

El amoníaco (NH_3) es una de las formas más comunes del nitrógeno inorgánico en aguas

residuales urbanas. Proviene principalmente de la descomposición de la urea en desechos humanos. A pH bajo y condiciones acuosas, el amoníaco se convierte en amonio (NH_4^+), forma soluble en agua. Ambos compuestos son tóxicos para la vida acuática en altas concentraciones y contribuyen al agotamiento del oxígeno en el agua. Su concentración oscila entre los 15 y 50 mg N/L, siendo el principal aporte de Nitrógeno en las aguas residuales urbanas (*Mihelcic & Zimmerman, 2012*).

El nitrito y nitrato son dos formas oxidadas del nitrógeno, el primero es la forma más inestable mientras que el segundo es la forma final más oxidada. Sus concentraciones en las aguas residuales urbanas son bajas, no superan los 10 mg N/L. Es por eso por lo que su principal presencia se debe a la acción de las bacterias en los distintos procesos de la nitrificación.

1.2.2.2.2 Fósforo

Las aguas residuales urbanas contienen fósforo en diversas formas, tanto orgánicas como inorgánicas, que provienen de una variedad de fuentes, incluyendo desechos humanos (50-65%), detergentes y restos de alimentos (30-50%); así como también de actividades agrícolas (*Knobelsdorf Miranda, 2005*). La concentración típica del Fósforo total suele encontrarse en el rango de entre 3 a 15 mg P/L, representando la suma de todas las formas de fósforo presentes en el agua, incluyendo ortofosfatos, polifosfatos, y fósforo orgánico (*Davies & Masten, 2005*).

Los ortofosfatos (PO_4^{3-}) son la forma inorgánica más frecuente de fósforo y representan la mayor proporción de este elemento en las aguas residuales urbanas.

Los polifosfatos son formas condensadas de Fósforo que, en aguas residuales, pueden hidrolizarse a ortofosfatos en condiciones anaeróbicas o por acción bacteriana.

El Fósforo orgánico está presente en la materia orgánica y su concentración es la más baja de las tres formas posibles del Fósforo. Requiere de descomposición biológica para liberarse como ortofosfato.

1.2.2.2.3 Materia orgánica

La materia orgánica en las aguas residuales urbanas es un componente que refleja la presencia de compuestos derivados de organismos vivos o en descomposición. Está compuesta por una mezcla de compuestos químicos que incluyen carbohidratos (25-50%), proteínas (40-60%), grasas y aceites (8%) y ácidos orgánicos (5%) (*Espigares García & Pérez López, 1985*). Los carbohidratos están compuestos principalmente por azúcares y almidones mientras que las proteínas son compuestos nitrogenados que derivan de restos alimenticios y excretas. Por otro lado, las grasas, provenientes de

las actividades culinarias, están compuestas por aceites grasos con una amplia gama de pesos moleculares, tanto altos como bajos.

Es posible medir la materia orgánica a través de indicadores indirectos como lo son la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO).

1.2.2.2.4 Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)

La Demanda Biológica de Oxígeno es la cantidad de oxígeno que se consume por los microorganismos durante la descomposición de la materia orgánica biodegradable en anhídrido carbónico, agua y productos finales. Se analiza en condiciones aeróbicas y en un periodo de 5 días, de ahí su abreviatura DBO₅. Este parámetro se expresa en las unidades de mg/L de Oxígeno.

1.2.2.2.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno es un parámetro esencial en el tratamiento de aguas residuales ya que representa el oxígeno necesario para descontaminar el agua. Mide la cantidad total de oxígeno necesaria para oxidar toda la materia orgánica, tanto biodegradable como no biodegradable, en una muestra de agua (*Ramalho, 1996*). El proceso de medición de la DQO implica una reacción de oxidación en la que el dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) oxida la materia orgánica presente. La materia orgánica (representada como $C_xH_yO_z$) es oxidada a dióxido de carbono (CO_2) y agua (H_2O) mientras que, en presencia de ácido sulfúrico (H_2SO_4), el dicromato de potasio actúa como agente oxidante, reduciendo de Cr^{6+} (en dicromato) a Cr^{3+} . La cantidad de oxidante consumida se expresa en términos de su equivalencia en oxígeno y el parámetro DQO se expresa en mg/L de Oxígeno.

1.2.2.3 Presencia de metales pesados

Los metales pesados son considerados según la tabla periódica como elementos químicos de alta densidad (mayor a 4 g/cm^3), masa y peso atómico por encima de 20 y tóxicos en bajas concentraciones. Dentro de los más comunes se encuentran el Aluminio, Berilio, Cobre, Hierro, Manganeso, Cadmio, Mercurio, entre otros (*Pabón Guerrero et al., 2020*).

El mayor aporte a la contaminación de las aguas por metales pesados es debido a las actividades industriales, minería y fundición. El hecho de que la principal fuente de metales pesados se concentra en las actividades industriales realizadas por la humanidad, afecta de forma considerable no solo la vida humana sino a los animales, las plantas, las fuentes hídricas y los suelos, en otras palabras, afecta a toda la cadena. Este tipo de elementos son tóxicos para los organismos vivos a

concentraciones bajas (*Pabón Guerrero et al., 2020*).

Dentro de los posibles tratamientos para la presencia de metales pesados en aguas residuales se encuentran procesos físicos y químicos como la precipitación química, adsorción, intercambio iónico y filtración.

El propósito de mencionar la presencia de metales pesados en aguas residuales es únicamente informativo debido a que, para el presente trabajo, no se analiza tal presencia en las muestras de agua.

1.3 Sistemas de tratamiento convencionales

Las aguas residuales crudas (no tratadas) son consideradas como altamente contaminadas, aun cuando la cantidad de contaminantes que éstas contengan pueda parecer pequeña. Por ejemplo, 1 m³ de agua residual pesa alrededor de 1 millón de gramos, aunque pueda contener sólo 500 g de contaminantes. Sin embargo, esta pequeña fracción puede tener serios impactos ecológicos y a la salud si se descarga sin tratar (*Mihelcic & Zimmerman, 2012*).

Las plantas de tratamiento se encargan de recoger las aguas residuales y someter a las mismas a procesos de tipo físico, químicos y biológicos para eliminar las sustancias contaminantes, con el objetivo de devolver este recurso al ciclo del agua, ya sea mediante su vertido a fuentes receptoras o su reutilización. Este método permite una eliminación de aproximadamente entre el 80% y el 90% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), entre el 60% y el 80% de nitrógeno y entre el 50% y el 70% de fósforo. Estas tasas pueden variar según la tecnología empleada y las condiciones operativas de la planta (*Thcobanoglous et al., 2003*).

Normalmente, estos procesos se distribuyen en cuatro etapas: 1) tratamiento preliminar o pretratamiento, 2) tratamiento primario, 3) tratamiento secundario, 4) tratamiento terciario o avanzado. La *Figura 2* muestra un esquema típico de una planta convencional de aguas residuales.

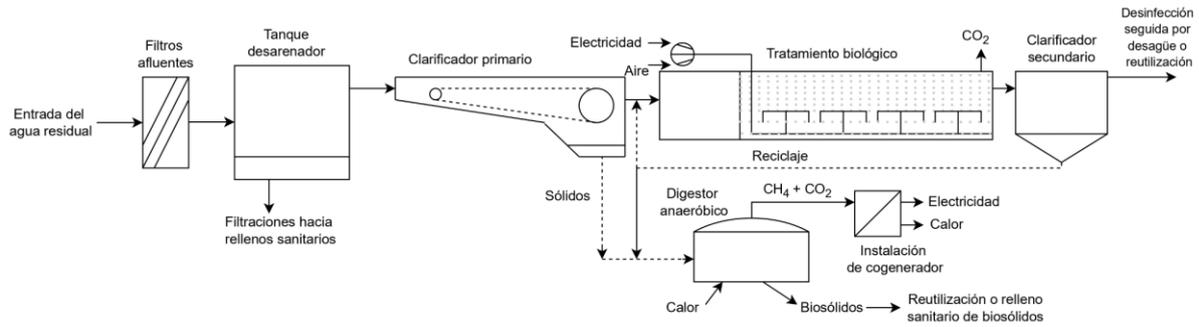


Figura 2. Planta de tratamiento de aguas residuales convencional

1.3.1 Pretratamiento

El tratamiento preliminar, o pretratamiento, es la etapa que da comienzo a la depuración de las aguas residuales y sirve para prepararlas para su purificación durante las siguientes etapas. Así, el agua se libera de objetos que puedan dañar la instalación o los equipos que se usarán a lo largo del proceso de depuración (Grady et al., 1999). Durante esta etapa, primero suele tener lugar un proceso de desbaste, donde se separan los residuos sólidos de mediano y gran tamaño mediante bastidores y filtros de barrera de diferente grosor. Posteriormente, se retira la arenilla por medio de tanques desarenadores con el objetivo de prevenir la abrasión de la tubería y el equipo mecánico. Por último, se utiliza el principio de la flotabilidad para separar partículas sólidas como grasas, aceites y lubricantes que se elevan hacia la superficie donde son removidas por desnate.

1.3.2 Tratamiento primario

La meta del tratamiento primario es la de remover los sólidos mediante el asentamiento de la gravedad inactiva. Esto se realiza por medio de los tanques de asentamiento, también conocidos como tanques de sedimentación o clarificadores, que pueden ser rectangulares o circulares. Típicamente, el agua residual urbana es mantenida por un periodo de aproximadamente 2 horas (Mihelcic & Zimmerman, 2012). Durante la sedimentación, los sólidos se asientan en el fondo del tanque, en donde son recolectados como un lodo líquido sólido. La Figura 3 muestra un tanque de sedimentación.

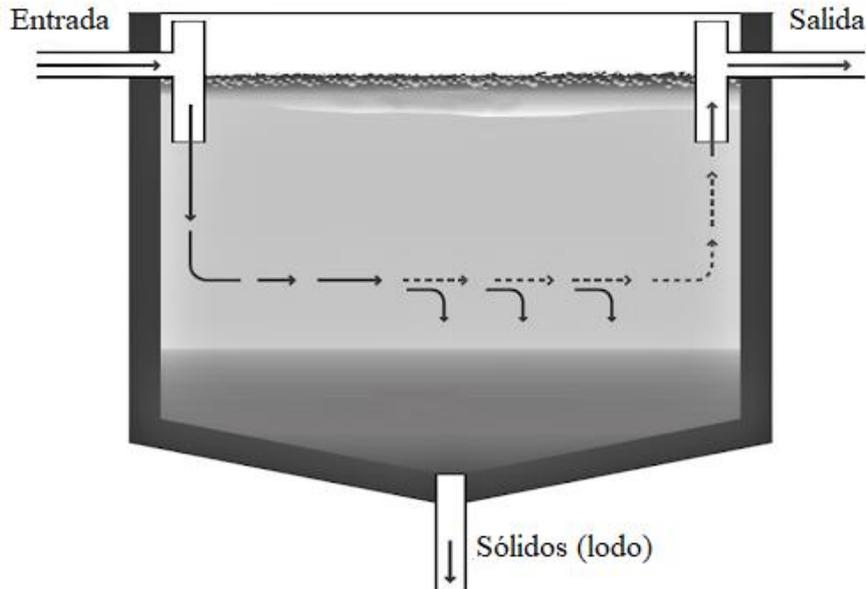


Figura 3. Esquema de un tanque de sedimentación

El tratamiento primario remueve alrededor del 60% de los sólidos suspendidos, 30% de DBO y 20% de Fósforo (P). El DBO y el Fósforo removido en esta etapa están principalmente en su fase de partículas, es decir, son partes de los sólidos suspendidos. Cualquier DBO, N o P disueltos pasará a través del tratamiento primario y entrará al tratamiento secundario. Pueden añadirse coagulantes para mejorar la eliminación de materia de partículas.

El afluente clarificado que sale del tratamiento primario es dirigido hacia el tratamiento secundario, y los sólidos (el lodo), removidos durante el asentamiento, son segregados para mayor tratamiento.

1.3.3 Tratamiento secundario

El agua residual que sale del clarificador primario ha perdido una cantidad significativa de la materia orgánica de partículas que contenía, pero aún tiene una alta demanda de oxígeno debido a una abundancia de materia orgánica disuelta (medida como DBO). El tratamiento secundario, el cual es una forma de tratamiento biológico, utiliza microorganismos para descomponer estas moléculas de alta energía.

El tratamiento más extendido es el de los fangos activados (o lodos activados), donde el agua a tratar se mantiene un tiempo determinado en un tanque, en condiciones variables de oxígeno (condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias) según los requisitos de eliminación requeridos. Aquí

los diferentes tipos de bacterias que habitan en el tanque o reactor se alimentan de la materia orgánica y los nutrientes que contiene el agua, retirándose de estas y pasando al interior de sus organismos.

Tras el proceso biológico es habitual una segunda decantación, o decantación secundaria, donde las bacterias que han crecido en el proceso anterior se precipitan a la parte inferior del decantador, generando una mezcla de agua y sólidos que son lo que se denomina fango biológico. Esta mezcla se extrae o purga por la parte inferior del decantador y permite que por la parte superior salga el agua depurada sin la mayoría de las bacterias y sólidos, dando lugar al agua clarificada.

1.3.4 Tratamiento terciario

Se busca aumentar la calidad final del agua para poder devolverla al medio ambiente (mar, ríos, lagos y demás cuencas hidrográficas) y, en algunos casos, emplearla para la actividad humana. El tratamiento secundario es algunas veces ineficiente para proteger la fuente receptora. La eliminación adicional de contaminantes, especialmente el nitrógeno y fósforo, se logra mediante una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos conocido como tratamiento terciario.

1.4 Legislación

Las normativas que regulan los vertidos de aguas residuales determinan la calidad que estas deben tener en el punto de descarga, estableciendo límites específicos en función de los diferentes usos del agua (*Bonilla Abarca, 2017*). Estas regulaciones incluyen parámetros como la concentración de oxígeno disuelto (OD), DBO, DQO, pH, color, turbidez, dureza, sólidos suspendidos totales (STD), sólidos en suspensión (SS), concentración de productos tóxicos, olor y temperatura (*Ramallo, 1996*).

En Argentina, la Constitución Nacional adopta un sistema federal que descentraliza el poder, permitiendo que las provincias tengan autonomía. Con la reforma de 1994, las provincias delegaron a la Nación la facultad de establecer normas de presupuestos mínimos en materia ambiental, según lo establecido en el artículo 41 de la C.N.A. Este artículo dispone que la Nación debe dictar normas de presupuestos mínimos de calidad ambiental, mientras que las provincias complementan estas normativas.

La Ley N° 25.688 (*Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2002*), que establece el Régimen de Gestión Ambiental de Aguas, determina los presupuestos mínimos para la preservación y uso racional de las aguas. Según esta ley, la autoridad nacional es responsable de establecer los

límites máximos aceptables de contaminación para diferentes usos del agua, además de desarrollar políticas sustentables para su gestión. Estos estándares deben ser incluidos en un Plan Nacional que defina los parámetros de calidad del agua. Sin embargo, la Ley N° 25.688 aún no ha sido reglamentada. Esta falta de reglamentación impide definir parámetros mínimos a nivel nacional para el vertido de aguas tratadas en cuerpos receptores, como ríos y canales, generando diferencias en las exigencias según cada jurisdicción. Existen actualmente diversas iniciativas de organizaciones civiles que exigen la reglamentación de esta norma, con el objetivo de unificar criterios de calidad en el tratamiento de efluentes y así asegurar una protección ambiental coherente y eficaz en todo el país.

En el *Apéndice A* y *Apéndice B* se detallan las normas establecidas para las provincias de Neuquén sobre los límites permisibles en el vertido de cursos de agua (*Honorable Legislatura de la Provincia de Neuquén, 1975*), y de Río Negro sobre los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en efluentes domiciliarios o industriales para su reutilización en riego agrícola (*Departamento Provincial de Aguas de Río Negro, 2015*), respectivamente.

1.5 Procesos de depuración por fitorremediación

La fitorremediación puede considerarse como el conjunto de métodos para degradar, asimilar, metabolizar o detoxificar metales pesados, compuestos orgánicos, radioactivos y petroderivados por medio de la utilización de plantas que tengan la capacidad fisiológica y bioquímica para absorber, retener, degradar o transformar dichas sustancias en otras menos tóxicas (*Delgadillo López et al., 2011*).

Existen distintos tipos de procesos de remediación de los contaminantes, dependiendo de qué parte de la planta participan en la misma o los microorganismos que contribuyen con la degradación (*Núñez López et al., 2004*). En función de este concepto, la *Tabla 1* detalla los distintos tipos de fitorremediación.

Tipo de fitorremediación	Proceso involucrado
Fitoextracción	Las plantas se usan para concentrar los contaminantes en las partes cosechables (hojas y raíces)
Rizofiltración	Las raíces de las plantas se usan para absorber, precipitar y concentrar los contaminantes a partir de efluentes líquidos contaminados y degradar compuestos orgánicos.

Fitoestabilización	Las plantas tolerantes se usan para reducir su movilidad y evitar el pasaje a capas subterráneas.
Fitoestimulación	Se usan los exudados radiculares para promover el desarrollo de microorganismos degradativos (bacterias y hongos).
Fitovolatilización	Las plantas captan y modifican los contaminantes orgánicos y los liberan a la atmósfera con la transpiración.
Fitodegradación	Las plantas acuáticas y terrestres captan, almacenan y degradan compuestos orgánicos para dar subproductos menos tóxicos o no tóxicos.

Tabla 1. Tipos de Fitorremediación

Dependiendo de cómo se encuentre la disposición e infraestructura en donde se ubican las plantas acuáticas, los sistemas de fitorremediación pueden ser de cuatro tipos:

- Humedales construidos: se definen como un complejo de sustratos saturados, vegetación emergente y subemergente, animales y agua que suma los humedales naturales, diseñado y hecho por el ser humano para su beneficio.
- Sistemas de tratamiento con plantas acuáticas flotantes: pueden ser estanques semi construidos o naturales, donde se mantienen plantas flotantes para tratar aguas residuales.
- Sistemas de tratamiento integral: es una combinación de los dos sistemas anteriores.
- Sistemas de rizofiltración: se basa en hacer crecer exclusivamente, en cultivos hidropónicos, raíces de plantas terrestres con alta tasa de crecimiento y área superficial.

1.5.1 Funciones de las plantas en los sistemas de fitorremediación

Uno de los principales procesos que ocurren en el tratamiento de aguas residuales, es la degradación de la materia orgánica que llevan a cabo los microorganismos que viven sobre y alrededor de las raíces de las plantas. Los productos de degradación son absorbidos por las plantas junto con nitrógeno, fósforo y otros minerales. A su vez, los microorganismos usan como fuente alimenticia parte o todos los metabolitos desechados por las plantas a través de su raíz. Además, las plantas tienen la capacidad de transferir oxígeno desde sus partes superiores hasta su raíz, produciendo una zona aeróbica en sus alrededores que favorece los distintos procesos que ocurren durante el tratamiento de aguas residuales domésticas (Núñez López *et al.*, 2004).

Como se ha mencionado, las raíces de las plantas sirven primeramente como sustrato para la comunidad microbiana, cuya actividad reduce significativamente el contenido de sólidos

suspendidos, los niveles de nitrógeno y el consumo de oxígeno. Además, cumplen la función de ser un medio para la filtración y adsorción de sólidos y la acumulación de contaminantes.

Por otro lado, los tallos u hojas emergentes se encargan de atenuar la luz del sol y evitar el crecimiento de algas suspendidas y de reducir los efectos del viento sobre el agua. Las hojas son las encargadas de transferir oxígeno hacia la raíz. Los contaminantes también pueden ser acumulados y transferidos por esta parte de la planta.

La principal ventaja que ofrecen estos sistemas es la gran superficie de contacto que tienen sus raíces con el agua residual, ya que ésta las cubre por completo, lo que permite un gran actividad depuradora de la materia orgánica por medio de los microorganismos adheridos a dicha superficie o por las propias raíces directamente (*Martelo & Lara Borrero, 2012*).

1.5.2 Tipos de plantas acuáticas

Con base en sus formas de vida, las plantas utilizadas en los sistemas de fitorremediación acuática se clasifican en tres grupos:

- Emergentes: la raíz de estas plantas está enterrada en los sedimentos y su parte superior se extiende hacia arriba de la superficie de agua. Sus estructuras reproductoras están en la porción aérea de la planta. Un ejemplo de este tipo es la planta *Typha Domingensis* (ver *Figura 4*).



Figura 4. Typha Domingensis

- Flotantes: se subdividen en dos grupos:
 - Plantas de libre flotación (no fijas): sus tallos y hojas se desarrollan sobre la superficie del agua. Sin embargo, sus raíces no están fijas en ningún sustrato y cuelgan en la columna de agua. Sus

estructuras vegetativas y reproductivas se mantienen emergentes. Un ejemplo de este tipo de planta es la *Limnobium laevigatum* (ver Figura 5).



Figura 5. *Limnobium laevigatum*

○ Plantas de hojas flotantes (fijas): tienen sus hojas flotando sobre la superficie del agua, pero sus raíces están fijas en los sedimentos. Ejemplo de esta planta es la *Nymphaea Elegans* (ver Figura 6).



Figura 6. *Nymphaea Elegans*

● Sumergidas: se desarrollan debajo de la superficie del agua o completamente sumergidas. Sus órganos reproductores pueden presentarse sumergidos, emerger o quedar por encima de la superficie del agua. La planta *Hydrilla verticillata* (ver Figura 7) es un ejemplo de este tipo.



Figura 7. *Hydrilla verticillata*

1.6 Aplicación de plantas acuáticas en tratamiento de aguas residuales

El uso de plantas acuáticas se ha desarrollado como un tratamiento alternativo de aguas residuales en etapas secundarias o terciarias. Estas plantas inyectan oxígeno hacia sus raíces, y el aire no aprovechado es absorbido por microorganismos, principalmente bacterias, que metabolizan los contaminantes mediante transformaciones químicas, como la nitrificación y desnitrificación. Estas plantas asimilan y descomponen nutrientes, materia orgánica e inorgánica (*Hidalgo et al., 2005*).

Los sistemas de tratamiento acuático con macrófitas flotantes se basan en la cobertura vegetal sobre el agua, dispuestos en estanques o canales en serie, aislados y diseñados para permitir la remoción periódica de las plantas. En la fotosíntesis, las macrófitas flotantes emplean oxígeno y dióxido de carbono de la atmósfera, y los nutrientes son absorbidos de la columna de agua a través de las raíces, que también filtran sólidos suspendidos. El desarrollo de raíces depende de la disponibilidad de nutrientes en el agua y la demanda de la planta (*Martelo & Lara Borrero, 2012*). Estos sistemas reducen el paso de la luz solar y limitan la transferencia de gases entre el agua y la atmósfera, manteniéndose libres de algas y en condiciones predominantemente anaeróbicas según parámetros de diseño como la carga orgánica, el tiempo de retención, el tipo y densidad de especies. Por otro lado, esto puede resultar en bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua, lo cual es esencial para la eliminación microbiana de ciertos compuestos (*Martelo & Lara Borrero, 2012*).

1.7 Antecedentes de la depuración de aguas con plantas acuáticas

Las primeras exploraciones con plantas acuáticas en el tratamiento de aguas residuales

iniciaron en la década de 1970, cuando la NASA desarrolló un sistema innovador como parte de sus investigaciones sobre sistemas de soporte de vida para misiones espaciales. Este enfoque fue denominado “Sistemas Cerrados de Soporte de Vida” (Closed Ecological Life Support Systems, CELLS) cuyo objetivo era crear ambientes autosuficientes que pudieran mantener a los astronautas durante largos períodos en el espacio (*Martelo & Lara Borrero, 2012*).

Valderrama (1996) evaluó cuantitativamente, a escala piloto, el efecto de dos plantas flotantes, *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes*, para mejorar la calidad de un agua residual de origen agroindustrial en Santa Fé de Bogotá, Colombia. Las dos especies fueron eficaces en la estabilización y neutralización del pH, reduciendo las concentraciones de coliformes totales, DBO, DQO y sólidos suspendidos totales. Los resultados arrojaron una remoción de coliformes totales del 68 y 22% con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* respectivamente; DBO 76 y 53%, DQO 26 y 18%; sólidos suspendidos totales 70 y 56% con *Limnobium laevigatum* y *Eichhornia crassipes* respectivamente. *Limnobium laevigatum* produjo un incremento en la alcalinidad total con respecto al afluente (de pH 8,5 a 7,3) y fue más efectivo en la eliminación de coliformes fecales que *Eichhornia crassipes*. Para los otros parámetros evaluados: temperatura, conductividad, sólidos disueltos y cloruros, las macrófitas no generaron diferencias importantes en el afluente.

Las especies *Eichhornia crassipes*, *Limnobium laevigatum* y *Typha domingensis* fueron estudiadas por *Ortiz Muñoz et al., (2006)* para la remoción de contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales de hatos lecheros ¹ubicados en un subsector de la laguna Fúquene, Colombia, a través de la implementación de humedales artificiales. Los parámetros evaluados fueron DBO, DQO, nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}) y sólidos totales. Los porcentajes de remoción fueron los siguientes: DBO, 65, 63 y 71% para *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* y *Limnobium laevigatum* respectivamente; DQO, 48, 18 y 38%; nitratos (NO_3^-), 50, 27 y 27%; fosfatos (PO_4^{3-}), 36, -3, 4%; y sólidos suspendidos, 53, 25 y 23% para *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* y *Limnobium laevigatum* respectivamente. Los resultados obtenidos indican que *Eichhornia crassipes* reportó mayor eficiencia en la remoción de carga orgánica para este tipo de residuos líquidos.

Hernández Puerta & Luna Galvis (2016) realizaron una investigación sobre la capacidad de remoción de contaminantes a partir de un sistema compuesto por las plantas acuáticas *Typha latifolia*, *Schoenoplectus californicus* y *Limnobium laevigatum*, para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Colombia). Los contaminantes con mayor concentración de acuerdo con los resultados

¹ Totalidad del ganado bovino destinado específicamente a la actividad lechera en una finca o establecimiento.

de las pruebas realizadas corresponden a Hierro total y Nitrógeno amoniacal (NH_4^+). Los resultados obtenidos permitieron establecer la eficiencia del sistema y a su vez la remoción de los contaminantes en el agua, 93% para Nitrógeno amoniacal y de 75% para Hierro total.

En Perú se llevó a cabo un estudio, realizado por *Rodríguez Chumbe & García (2012)*, sobre la depuración de aguas residuales utilizando especies acuáticas, en la ciudad de Moyobamba. Las mencionadas especies fueron *Eichhornia crassipes* y *Pistia stratiotes*, mediante las cuales se implementó un sistema con un tiempo de retención hidráulico de 8 días, donde se aplicaron las especies mencionadas en diferentes tiempos y por separado. Los resultados obtenidos mostraron que *Eichhornia crassipes* fue más eficiente en la depuración de aguas residuales, logrando remociones altas en: 85% en coliformes totales, 77% en nitratos (NO_3^-), 73% en coliformes termotolerantes, 66% en DBO y 60% en sólidos suspendidos totales. Por otra parte, *Pistia stratiotes* mostró ser muy susceptible a factores ambientales y presencia de plagas, obteniéndose remociones, donde los valores fueron: 67% de fosfatos (PO_4^{3-}), 65% de nitratos (NO_3^-), 63% de DBO y 63% en coliformes totales. Con respecto al comportamiento de la biomasa de ambas especies, se observó un mayor desarrollo radicular de la planta, donde muchas veces éste era el doble o el triple del tamaño de la biomasa aérea².

Fernández F. & Noguera B. (2019) efectuaron un análisis de la capacidad remediadora de la planta *Eichhornia crassipes* en dos tiempos de retención hidráulica como alternativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas en la ciudad de Popayan, Colombia. Los tiempos de retención usados fueron de 6 y 12 días durante un periodo de tres meses, donde se utilizó un tanque plástico de 200 litros como sedimentador para las aguas residuales domésticas, un tanque de cabeza constante para regular el caudal, 5 tanques plásticos como unidades experimentales, dentro de los cuales 4 de estos tenían la planta a estudiar y 1 cumplía la función de control, 10 llaves de paso y tubería de ½ pulgada. Las medias de remoción obtenidas para los tiempos de retención de 6 y 12 días fueron: 61 y 89% de DBO y 44 y 83% de fosfatos (PO_4^{3-}) respectivamente. Se encontraron diferencias significativas en cuanto a la eficiencia de remoción de la DBO y los fosfatos, alcanzando estos, los valores más altos de depuración en el TRH de 12 días. En cuanto a nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) no se encontraron diferencias significativas entre los dos tiempos.

² Cantidad total de materia orgánica viva presente en las partes de las plantas que están sobre el suelo, como hojas, tallos, ramas, flores y frutos.

1.8 *Limnobium laevigatum*

Limnobium laevigatum es una planta acuática también conocida como “Hierba guatona” o “Bocado de rana” es originaria de América del Sur y Central (*Garfias Patricio, 2018*). Se encuentra de manera natural en una amplia gama de hábitats de agua dulce en países como Brasil, Argentina, Paraguay, Uruguay, y México. Esta planta acuática flotante es especialmente común en cuerpos de agua lentos, como estanques, lagunas y ríos de corriente suave.

La planta acuática *Limnobium laevigatum* se encuentra dentro de la siguiente clasificación taxonómica (*Carhuaricra Ferrer, 2019*):

- Dominio: Eukaryota
- Reino: Plantae
- Filo: Spermatophyta
- Subphylum: Angiospermae
- Clase: Monocotyledonae
- Orden: Hydrocharitales
- Familia: Hydrocharitaceae
- Género: *Limnobium*
- Especie: *Limnobium laevigatum*

Esta planta presenta dos tipos de reproducción: a) sexual, por medio de la producción de flores y semillas y b) asexual, por la producción de nuevos clones que forman parte de una misma planta madre hasta la separación (*Garfias Patricio, 2018*).

Las hojas de *Limnobium laevigatum* son de color verde, subcirculares, y tienen un diámetro entre 3 y 15 cm (*Valderrama, 1996*). Son flotantes, glabras³ y brillantes en la parte superior, mientras que en la parte inferior presentan una gruesa capa de tejido esponjoso lleno de aire, lo que les permite flotar en la superficie del agua, como muestra la *Figura 8* y *Figura 9*. Estas hojas están sostenidas por largos pecíolos que también contienen tejido esponjoso. En la etapa juvenil, la planta crece en rosetas de hojas flotantes que yacen sobre la superficie del agua, destacando por la presencia de aerénquima esponjoso en la parte inferior de las hojas. Al madurar, la planta puede alcanzar hasta 50 centímetros de altura y desarrolla hojas emergentes en pecíolos que, a diferencia de los tallos hinchados del jacinto de agua, no están inflados. Además, produce estolones que generan nuevos

³ En botánica, parte de las plantas que carecen de pelos, es decir, que presentan una superficie completamente lisa.

rametos, dando lugar a nuevas plantas (*Carhuaricra Ferrer, 2019*).

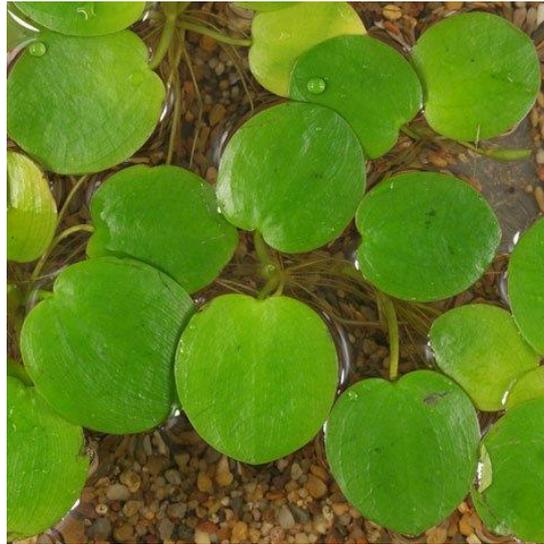


Figura 8. Hojas de *Limnobium laevigatum*



Figura 9. Hojas de *Limnobium laevigatum*

Las flores son pequeñas, blancas y unisexuales, emergiendo de tallos largos. En la misma planta se encuentran flores masculinas y femeninas (*Ortiz Muñoz et al., 2006*). Las flores masculinas tienen entre 6 y 12 estambres, cuyos filamentos se unen formando una columna central, y tres pétalos. Los pedicelos de estas flores miden entre 4 y 10 cm de largo. Las flores femeninas, por su parte, tienen un pistilo bien desarrollado con 6 a 9 estilos profundamente divididos, generalmente blancos, y pedicelos de 2 a 4 cm. La polinización cruzada puede ocurrir por viento o agua. La productividad y la floración de la planta varían según la estación, alcanzando su mayor producción de biomasa y floración durante el verano (*Carhuaricra Ferrer, 2019*).

Produce raíces largas y fibrosas que cuelgan en el agua, generalmente de color marrón oscuro o negro, como se muestra en la *Figura 10*. Estas raíces pueden alcanzar longitudes considerables y ayudan a absorber nutrientes del agua.



Figura 10. Raíces y estolón de *Limnobium laevigatum*

1.8.1 Fitorremediación con *Limnobium laevigatum*

La selección de la planta *Limnobium laevigatum* para el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Allen, Río Negro, se basa principalmente en el hecho de que, a pesar de no ser originaria de la región patagónica (Pérez & Seewald, 2019), ha logrado asentarse de manera exitosa en el entorno local, mostrando adaptabilidad y coexistiendo con la flora nativa. Esto facilita su uso en sistemas de tratamiento, ya que no requiere esfuerzos significativos de adaptación o aclimatación. La presencia de la planta en los canales de riego de Allen permite aprovechar un recurso local ya existente, lo que reduce los costos de implementación y mantenimiento del sistema de tratamiento.

Además, *Limnobium laevigatum* es una planta flotante conocida por su capacidad para absorber nutrientes y filtrar contaminantes del agua (Arán et al., 2016). Su sistema radicular denso también actúa como un medio eficaz para la adsorción de sólidos suspendidos. Estas propiedades la hacen una candidata ideal para la remoción de materia orgánica, nutrientes y otros contaminantes en el tratamiento de aguas residuales, ayudando a mejorar la calidad del agua en la región.

Su crecimiento también se observó en distintos cauces del Río Limay en Neuquén Capital (Provincia de Neuquén) como lo muestra la Figura 11, 12 y 13.



Figura 11. Presencia de *Limnobium laevigatum* en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital

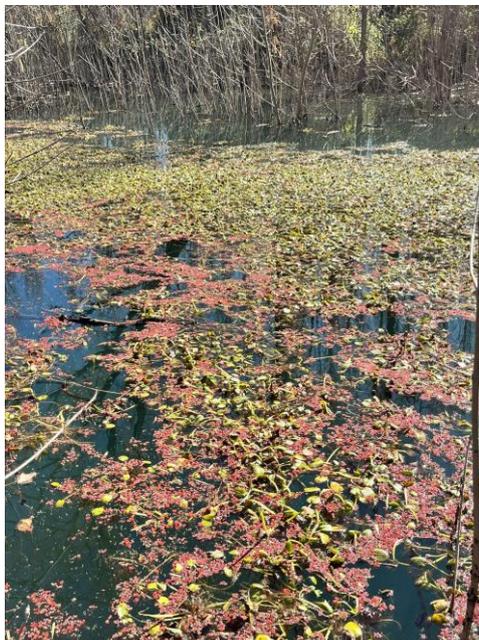


Figura 12. Presencia de *Limnobium laevigatum* en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital



Figura 13. Presencia de *Limnobium laevigatum* en los cauces del Río Limay, Neuquén Capital

El punto donde se localizó la presencia de la planta acuática *Limnobium laevigatum* en el Río Limay se muestra en la Figura 14.

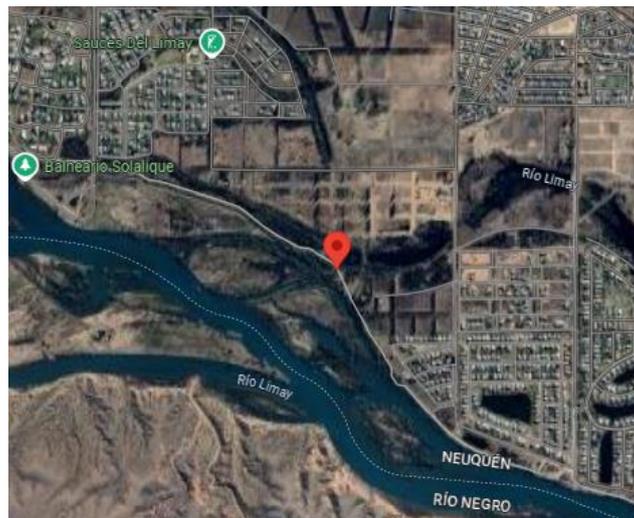


Figura 14. Localización de *Limnobium laevigatum* en Río Limay, Neuquén Capital

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Lugar y fecha de trabajo

2.1.1 Lugar

El desarrollo experimental del presente Proyecto Integrador Final se llevó a cabo en el laboratorio “Depuración de Aguas Residuales” (DAR) perteneciente al Departamento de Química, ubicado en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Comahue (UNCo), Neuquén.

2.1.2 Fecha

El desarrollo del trabajo y la toma de muestras se llevó a cabo durante los meses de Octubre del 2023 hasta Abril del 2024.

2.2 Descripción del sitio de estudio

2.2.1 Ubicación

La planta de tratamiento de aguas residuales por medio de plantas acuáticas se encuentra ubicada en la ciudad de Allen, provincia de Río Negro, Argentina. Se localiza en la salida del conjunto de lagunas que realizan el tratamiento biológico de las aguas residuales urbanas de la ciudad, tal como se muestra en la *Figura 15* (-38.98573596228221 S, -67.808456820741 W)

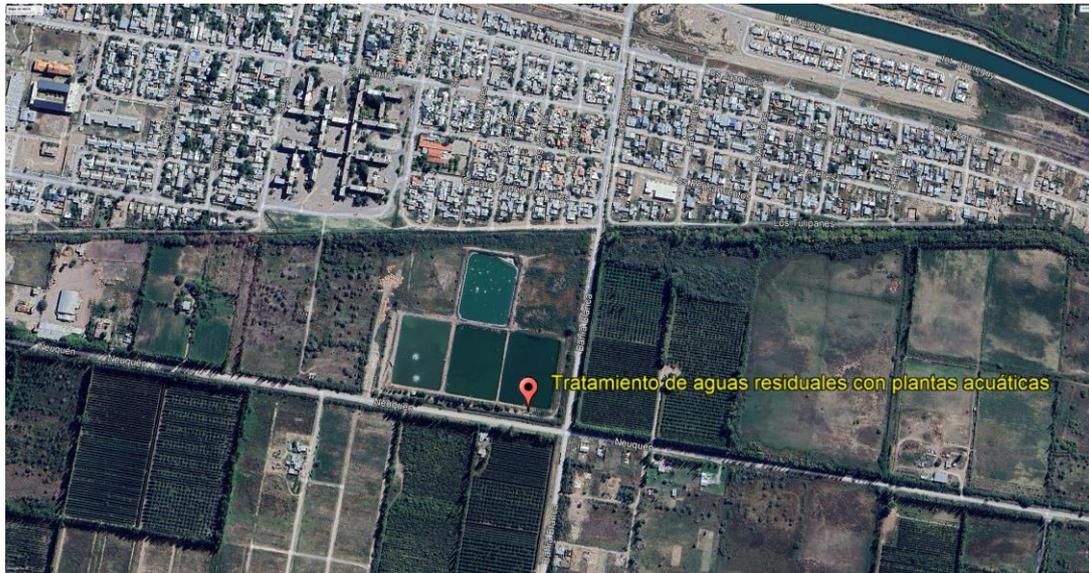


Figura 15. Ubicación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Allen, Río Negro

2.2.2 Sistema de canales

Este sistema de cultivo se compone de dos fases: la primera, donde se introduce la alimentación y se proporciona aire; y la segunda, que consta de cuatro canales idénticos. La construcción fue realizada con ladrillo y hormigón, asentados sobre una base de hormigón y reforzada con una malla cima para aumentar la resistencia y durabilidad de la estructura.

Cada canal tiene las siguientes dimensiones:

- Ancho: 0.41 m
- Largo: 9.95 m
- Alto: 0.6 m

El nivel del líquido es de 0,5 m, por lo que se tiene un volumen útil de líquido de 2,04 m³, sumando un volumen total de 8,159 m³ entre los cuatro canales como se esquematiza en la *Figura 16*.

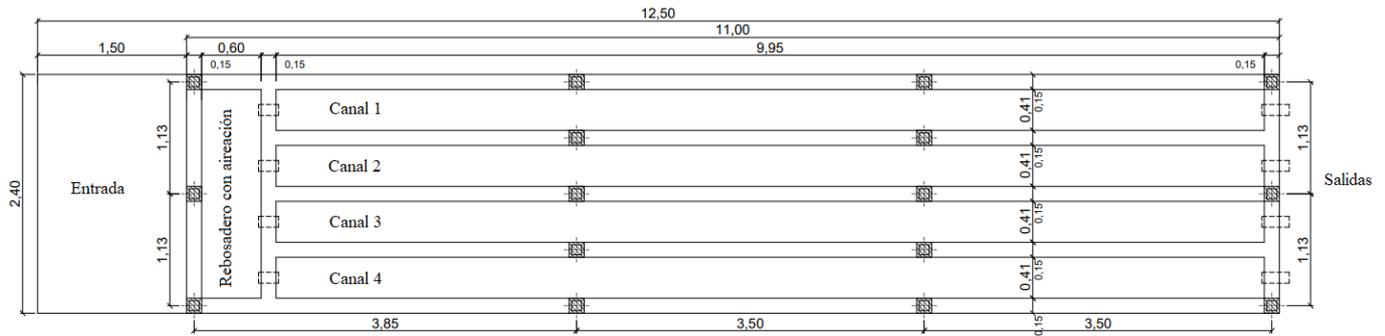


Figura 16. Plano de los canales construidos

2.2.3 Siembra de los canales

La planta acuática que se utiliza es la *Limnobium laevigatum*, siendo la responsable de la actividad de depuración.

Para el cultivo de plantas, fueron construidos 36 canastas de 1 metro de largo, 0,4 metros de ancho y 0,4 metros de profundidad. Las canastas, hechas de una red plástica con orificios romboidales de 4x4 mm, se instalaron nueve en cada canal, fijadas a las paredes con agarres metálicos.

La siembra se llevó a cabo el día 30 de Septiembre del 2023 con plantas provenientes de un canal de riego, ubicado en la ciudad de General Roca, Río Negro, Argentina, a 25 km de la ciudad de Allen. De este canal se obtuvieron 19,3 kg de plantas acuáticas que se trasladaron hacia la planta de tratamiento y se repartieron entre las 36 canastas de los propios canales.

2.2.4 Operación de los canales

El agua ingresa en la pileta de alimentación mediante una bomba de 0,5 HP, con un caudal de 0,08 m³/min (obtenido de la tabla característica de la bomba de impulsión provisto por el fabricante). Para variar el caudal de agua, se utilizó un temporizador digital para medir el tiempo de encendido de la misma, programado para operar entre 3 y 8 minutos, ocho veces al día. Además, en la pileta de alimentación se introduce aire mediante un compresor.

Este sistema opera mediante distintos tiempos de conexión de la bomba de alimentación, generando así variaciones en el Tiempo de Retención Hidráulico (TRH). De esta manera, dependiendo de la cantidad de veces que se active la bomba (N) y del tiempo que se encuentre conectada se va a determinar el TRH.

2.2.4.1 Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

El TRH se define como el tiempo en el que una unidad de fluido, en este caso el agua residual, permanece en un recipiente (canales). Es decir, el tiempo que, el líquido ingresante, tarda en salir del sistema. En el caso de no poseer un tiempo de retención suficiente no se logrará aprovechar al máximo la capacidad depuradora de la planta *Limnobium laevigatum*. Matemáticamente, se define al tiempo de retención hidráulico como la *Ecuación 1*:

$$TRH [Tiempo (hr)] = \frac{Volumen (m^3)}{Caudal (m^3/hr)} \quad \text{Ecuación 1}$$

Durante el periodo de estudio, el TRH se vio modificado en dos ocasiones, iniciando en un valor de 4,9 días (día 0) y disminuyendo a 2,45 (día 54) y luego a 2,14 días (día 95), tal como se muestra en la *Tabla 2*. El hecho de disminuir el tiempo de retención implica que, a través de los canales (volumen fijo), se hace pasar mayor caudal de agua residual. De esta manera, se fuerza a la planta *Limnobium laevigatum* a proporcionar su máximo potencial depurador.

Día Inicio	Día Final	Cantidad de días	Tiempo total conexión de bomba por día	N (Cantidad de veces que se activa la bomba)	TRH (días)
30/09/2023	22/11/2023	53	21 min	7	4,90
23/11/2023	02/01/2024	41	42 min	8	2,45
03/01/2024	25/04/2024	114	48 min	8	2,14

Tabla 2. Variación del TRH en el periodo de estudio

2.2.4.2 Purga manual de plantas

El crecimiento y desarrollo de las plantas puede provocar un deterioro en las mismas por senescencia vegetal⁴, por lo tanto, la purga manual previene que estas contaminen el medio líquido generando aumentos innecesarios de nutrientes en el agua. Es este el motivo por el cual el día 142 se realizó una purga de aproximadamente 87 kg de biomasa vegetal.

La siguiente *Figura 17* esquematiza ambos cambios, tanto el del TRH como el de la purga

⁴ Proceso fisiológico mediante el cual las plantas envejecen y sus tejidos comienzan a deteriorarse de manera gradual, como parte del ciclo de vida normal.

manual de plantas versus el tiempo de duración del trabajo. Considerando como día de trabajo 0 al 1 de Octubre del 2023 y como último día al 31 de Abril del 2024.

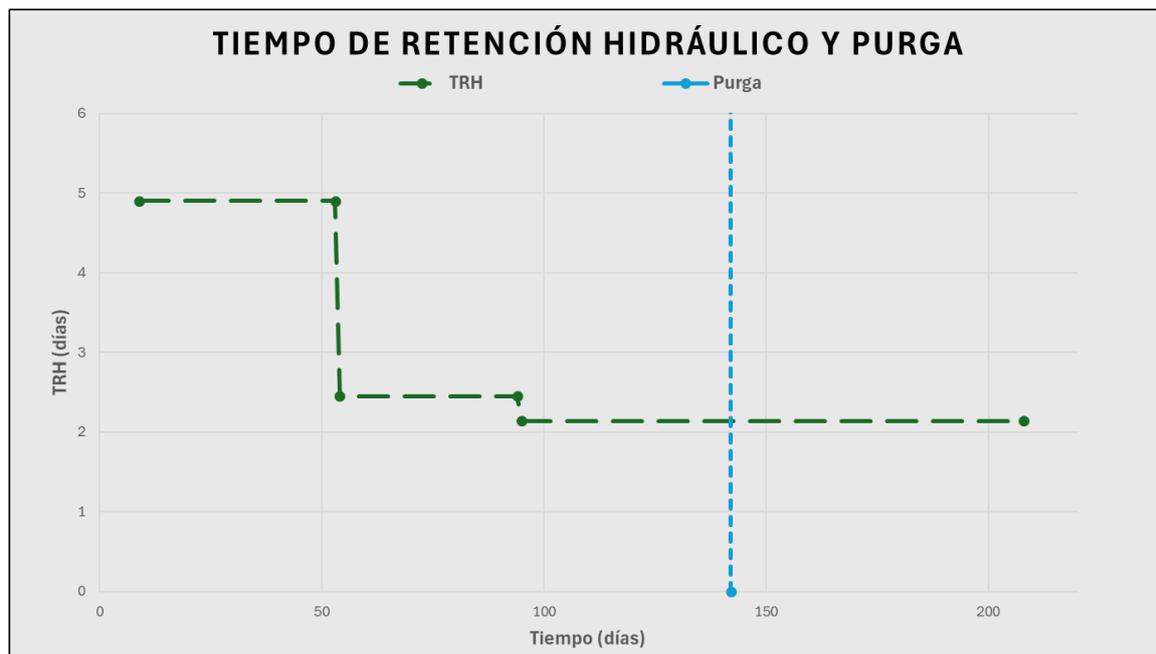


Figura 17. Cambios en el TRH y purga a lo largo del periodo de estudio

2.3 Métodos

2.3.1 Parámetros físicoquímicos analizados

Las muestras extraídas tanto de las salidas como de la entrada de los canales fueron analizadas en el laboratorio para determinar las concentraciones de Nitrógeno, como amonio ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$), nitrato ($N-NO_3^-$) y Fósforo como fosfato ($P-PO_4^{3-}$) mediante absorbancias usando un equipo espectrofotométrico; y de materia orgánica (Demanda Química de Oxígeno) a través de la oxidación química de los compuestos orgánicos disueltos con dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$).

2.3.2 Procedimientos experimentales

2.3.2.1 Determinación de amonio

Preparación de reactivos: para la determinación de Nitrógeno como amonio se prepararon 3 reactivos. Para el reactivo 1 se agregaron 25 g de citrato sódico tribásico dihidratado, 1 g de nitroprusiato sódico, 2 g de EDTA disódico dihidratado y se completó con agua destilada hasta alcanzar los 100 ml. Al reactivo 2 se le agregaron 8 ml de fenol líquido, 2,75 g de hidróxido de sodio

(NaOH) y se completó con agua destilada hasta los 100 ml. Finalmente, para el reactivo 3 se adicionaron 50 ml de hipoclorito (7% Cl_2) y 4 g de hidróxido de sodio, completando con agua destilada hasta los 100 ml.

Procedimiento: se colocaron 10 ml de la muestra en un tubo de ensayo para luego adicionar 0,2 ml del reactivo 1, 0,2 ml del reactivo 2 y 0,2 ml del reactivo 3, respetando ese orden. Se agitó la solución con la ayuda de un vortex y se dejó reposar durante 10 minutos. Por último, se realizó la lectura de la absorbancia en el espectrofotómetro a 630 nm de longitud de onda.

Preparación del patrón de amonio estándar: para realizar la curva de patrón amonio se pesaron 4,714 g de sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), se le adicionaron 5 gotas de cloroformo y le llevó a un volumen de 1000 ml con agua destilada. De esta solución de 1000 ppm, se tomaron 10 ml y se completaron con agua destilada hasta alcanzar los 100 ml, generando de esta manera la solución estándar de 100 ppm.

2.3.2.2 Determinación de nitrito

Preparación de reactivos: para la evaluación de Nitrógeno como nitrito se preparó un reactivo de color-buffer, que contiene 250 ml de agua destilada a la cual se le añadieron 105 ml de ácido clorhídrico concentrado ($\text{HCl}_{(\text{conc})}$), 5 g de sulfanilamida y 0,5 g de diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina. Se agitó la solución hasta que todo se encuentre disuelto por completo. Luego se añadieron 136 g de acetato de sodio y se volvió a disolver. Se llevó a un volumen de 500 ml con agua destilada.

Procedimiento: se añadió 8 ml de la muestra y 0,32 ml de la solución buffer en un tubo de ensayo. Se agitó con el vortex y se permitió que se desarrolle el color de la solución por 10 minutos. Luego se midió la absorbancia en el espectrofotómetro a 540 nm.

Preparación del patrón de nitrito estándar: para la solución patrón se pesaron 0,1493 g de nitrito de sodio (NaNO_2) y se llevo un volumen de 1000 ml con agua destilada. Para preparar el patrón estándar se tomaron 10 ml de la disolución anterior y se llevaron a 1000 ml de volumen.

2.3.2.3 Determinación de nitrato

Preparación de reactivos: para esta determinación se prepararon 2 reactivos. Para el primero (solución de 2,6 dimetilfenol) se disolvieron 1,2 g de 2,6 dimetilfenol en 1000 ml de ácido acético glacial. Para el segundo (solución ácida) se mezclaron 500 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) con 500 ml

de ácido ortofosfórico (H_3PO_4). Luego se le agregaron 0,04 g de ácido amidosulfónico ($\text{NH}_2\text{SO}_3\text{H}$) y se disolvió.

Procedimiento: se colocaron en un tubo de ensayo 7,8 ml de la solución ácida y se añadieron 1 ml de la muestra. Se adicionó 1 ml de la solución de 2,6 dimetilfenol y se agitó con el vortex. Se dejó reposar la solución durante 10 minutos y se midió la absorbancia a 360 nm en el espectrofotómetro.

Preparación del patrón de nitrato estándar: para el patrón se disolvieron 7,218 g de nitrato de potasio (KNO_3) en agua destilada hasta completar los 1000 ml. Luego, de esta última solución se tomaron 50 ml con la ayuda de un pipeta para llevar a 500 ml en un matraz con agua destilada.

2.3.2.4 Determinación de fosfato

Preparación de reactivos: para esta determinación se prepararon 2 reactivos. El reactivo 1 (reactivo colorante) se agregaron 4,3 g de amonio heptamolibdato decahidratado, 0,12 g de antimonio potasio tártaro y se disolvieron junto con 70 ml de agua. Luego se añadieron 27 ml de ácido sulfúrico concentración ($\text{H}_2\text{SO}_{4(\text{conc})}$) y con agua destilada se enrasó un matraz de 250 ml. Para el reactivo 2 (reactivo reductor) se agregaron 25 g de ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$), 2,5 ml de ácido fórmico (CH_2O_2) y con agua destilada se enrasó a 250 ml.

Procedimiento: en un tubo de ensayo se agregaron 5 ml de la muestra a analizar y se le adicionaron 0,4 ml del reactivo 1 y 0,4 ml del reactivo 2, en ese orden. Se mezclaron con vortex, se dejó reposar durante 10 minutos y se midió la absorbancia en el espectrofotómetro a 880 nm.

Preparación de patrón fosfato estándar: para realizar la curva de patrón fosfato se pesaron 0,458 g de fosfato disódico (Na_2HPO_4) y se llevaron a 100 ml con agua destilada. De esta solución se tomaron 0,5 ml y se llevó a 100 ml con agua destilada formando así la solución estándar de 5 ppm.

2.3.2.5 Determinación de DQO

Preparación de reactivos: para esta determinación se utilizaron 4 reactivos, el indicador, la solución oxidante, la solución de digestión y la sal de Mohr para la titulación. Para el indicador se pesaron 1,485 g de 1-10 ortofenantrolina monohidratada y 0,695 g de ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), y se disolvieron en 100 ml de agua destilada. La solución oxidante ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) se prepararon con 12,259 g de dicromato de potasio y se llevó a un volumen de 250 ml con agua destilada. La solución de digestión ($\text{H}_2\text{SO}_4/\text{Ag}_2\text{SO}_4$) se preparó con 15 g de sulfato de plata disueltos en 1000 ml de ácido sulfúrico

concentrado ($\text{H}_2\text{SO}_{4(\text{conc})}$). Por último, para la sal de Mohr se pesan 39,2 g de $\text{Fe}(\text{SO}_4)_2(\text{NH}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y junto con 8 ml de ácido sulfúrico concentrado ($\text{H}_2\text{SO}_{4(\text{conc})}$) se llevaron a un volumen de 1000 ml con agua destilada.

Procedimiento: para la determinación de la DQO se debió analizar la muestra en conjunto con dos blancos y un patrón. El procedimiento cuenta con dos etapas, la preparación de las soluciones (digestión) y la valoración con sal de Mohr.

Para la etapa de digestión, como primer paso se colocó, en tubos de digestión con tapa a rosca, 3,3 ml de muestra, para el caso de los blancos se utilizó agua destilada y para el patrón, solución de biftalato de potasio (KHP). Luego se agregaron 0,06 g de sulfato de mercurio ($\text{HgSO}_{4(\text{s})}$) y 1,6 ml de solución oxidante ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Por último, se añadieron 4,7 ml de solución de digestión ($\text{H}_2\text{SO}_4/\text{Ag}_2\text{SO}_4$) y se agitaron los tubos con ayuda del vortex. Estos preparados se llevaron a la placa digestora durante 2 horas a una temperatura de 150°C .

Una vez enfriados los tubos, se inició el proceso de valoración. Este mismo consistió en verter el contenido de cada tubo en un Erlenmeyer y con 10 ml de agua destilada se enjuagaron los mismos y se vertieron en el recipiente. Se añadió 1 gota del indicador de ortofenantrolina y se cargó la bureta con sal de Mohr. Se introdujo un buzo magnético dentro del Erlenmeyer y se lo colocó en un agitador a baja velocidad. Se valoró la solución con la sal hasta pasar por el viraje de verde agua a rojo ladrillo, indicando el punto final de la titulación. Se valoraron primero los blancos, luego el patrón y las muestras. Para los blancos, luego de la primera valoración, se agregaron 1,6 ml de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ y se volvieron a valorar. Esto fue útil para determinar la normalidad de la sal de Mohr. Para todos los casos se registró el volumen gastado en la valoración.

Preparación patrón DQO: para la preparación de la solución patrón se pesaron 0,425 g de biftalato de potasio (KHP) y se disolvieron en 1000 ml de agua destilada.

2.3.3 Curvas de calibración

Las curvas de calibración en un espectrofotómetro se realizan con el objetivo de establecer una relación cuantitativa entre la concentración de una sustancia en solución y la absorbancia medida por el equipo. Al ser un proceso esencial para determinar concentraciones, cada parámetro iónico tuvo su correspondiente curva de concentración que se exhibirá en esta sección.

Para realizar la curva de calibración se prepararon soluciones estándar con concentraciones

conocidas de las sustancias que se va a medir. Luego se midió la absorbancia utilizando el espectrofotómetro a la longitud de onda correspondiente y se generó la curva de calibración. Esta gráfica muestra la relación entre la concentración de las soluciones frente a la absorbancia medida, que será lineal siguiendo la Ley de Lambert-Beer, cuya ecuación se expresa como una recta ($y=mx + b$); en donde el eje de ordenadas es la absorbancia y el de abscisas es la concentración (*Christian, 2009*).

De esta manera, una vez establecida la curva, es posible medir absorbancias de distintas soluciones y utilizar la ecuación de la recta para determinar la concentración.

2.3.3.1 Amonio

La *Figura 18* muestra el resultado de la curva de calibración para el ion amonio (NH_4^+).

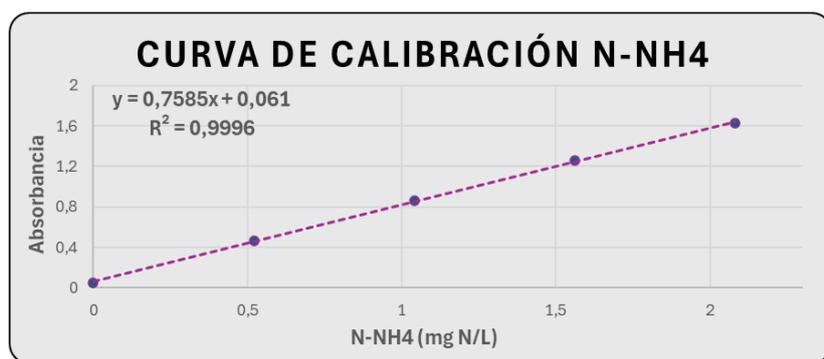


Figura 18. Curva de calibración para el amonio

La ecuación lineal asociada a la curva del amonio es la *Ecuación 2*

$$Abs = 0,7585 * [N - NH_4] + 0,061 \quad \text{Ecuación 2}$$

2.3.3.2 Fosfato

La *Figura 19* presenta el resultado de la curva de calibración para el ion fosfato (PO_4^{3-}).

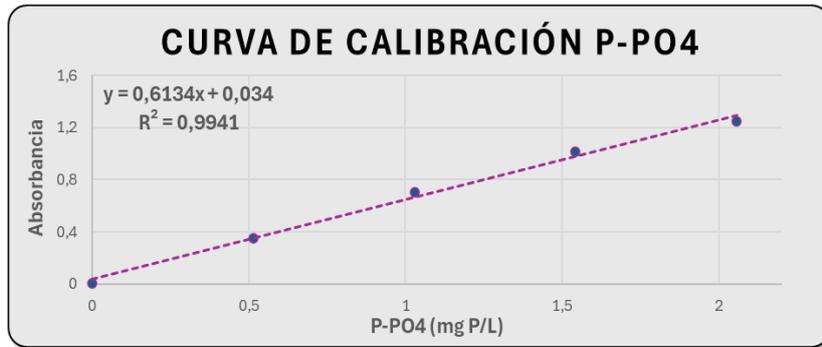


Figura 19. Curva de calibración para el fosfato

La ecuación lineal obtenida para esta calibración es la *Ecuación 3*

$$Abs = 0,6134 * [P - PO_4] + 0,034 \quad \text{Ecuación 3}$$

2.3.3.3 Nitrito

En la *Figura 20* se observa el resultado de la curva de calibración para el ion nitrito (NO_2^-).

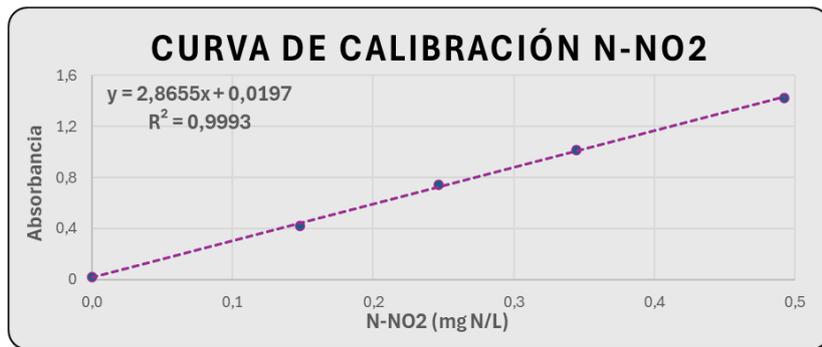


Figura 20. Curva de calibración para el nitrito

La expresión lineal que refleja la tendencia de la curva de calibración se expresa en la *Ecuación 4*.

$$Abs = 2,8655 * [N - NO_2] + 0,0197 \quad \text{Ecuación 4}$$

2.3.3.4 Nitrato

La *Figura 21* muestra el resultado de la curva de calibración para el ion nitrato (NO_3^-).

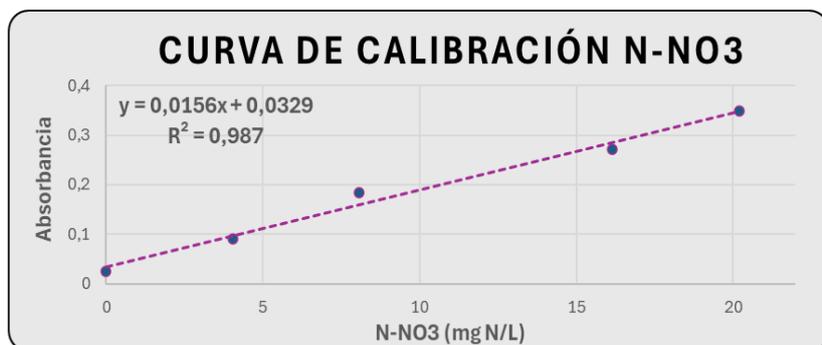


Figura 21. Curva de calibración para el nitrato

La fórmula lineal que representa el comportamiento de la curva de calibración para el nitrato se muestra en la *Ecuación 5*.

$$Abs = 0,0156 * [N - NO_3] + 0,0329 \quad \text{Ecuación 5}$$

2.3.3.5 Ecuaciones DQO

Una vez realizado todo el procedimiento correspondiente al parámetro de Demanda Química de Oxígeno es necesario transformar los volúmenes obtenidos en la valoración en valores útiles de concentración para este parámetro.

Como primer paso, se calcula la normalidad de la sal de Mohr, con la cual se valoraron las muestras, según la siguiente *Ecuación 6*:

$$V_{K_2Cr_2O_7} * N_{K_2Cr_2O_7} = V''_{Sal\ de\ Mohr} * N'_{Sal\ de\ Mohr} \quad \text{Ecuación 6}$$

en donde,

- $V_{K_2Cr_2O_7} = 1,6\ ml$ es el volumen de dicromato de potasio utilizado
- $N_{K_2Cr_2O_7}$ es la concentración del dicromato de potasio, que se obtiene con los datos de la preparación de dicromato (masa y volumen) y su peso equivalente según *Ecuación 7*.

$$N_{K_2Cr_2O_7} = \frac{Masa\ (g) / Peq\ (\frac{g}{eq})}{Vol\ (L)} = 0,2656\ N \quad \text{Ecuación 7}$$

- $V''_{Sal\ de\ Mohr}$ es el volumen promedio de la segunda valoración de los blancos.

Este cálculo de normalidad de la sal de Mohr debe realizarse cada vez que se titula.

Luego, el valor de la DQO en $mg\ O_2/L$ se calcula a partir de la diferencia entre la cantidad

inicialmente añadida de oxidante y la restante tras ser convenientemente transformada como muestra la Ecuación 8:

$$DQO \left[\frac{mg O_2}{L} \right] = \frac{8000 * (V' - ml \text{ sal de Mohr muestra}) * N' \text{ Sal de Mohr}}{Vol \text{ muestra (ml)}} \quad \text{Ecuación 8}$$

en donde,

- 8000 es el peso equivalente del oxígeno en mg.
- V' es el volumen en ml de sal de Mohr utilizada para valorar el ensayo en blanco.
- $Vol \text{ muestra} = 3,3 \text{ ml}$ es el utilizado para la determinación antes de la dilución.

2.4 Materiales

2.4.1 Equipos

Para llevar a cabo las determinaciones fisicoquímicas de los parámetros contaminantes del agua se utilizaron los siguientes equipos:

- Espectrofotómetro UV-Visible

Utilizado para la medición de las absorbancias de las muestras (ver *Figura 22*).



Figura 22. Espectrofotómetro UV-Vis

- Agitador magnético

Empleado junto con el buzo magnético para la agitación constante y uniforme en la titulación (ver *Figura 23*).



Figura 23. Agitador magnético

- Vortex

Para las técnicas que requerían homogeneización uniforme se utilizó el siguiente equipo (ver *Figura 24*).



Figura 24. Vortex

- Placa termostatzadora

Se utilizó una placa “Zeltec ZC 200” para llevar a temperatura las muestras previas a su valoración para DQO (ver *Figura 25*).



Figura 25. Placa termostaticadora

CAPÍTULO III: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Resultados

En esta sección del capítulo se presentará toda la información experimental obtenida mediante ensayos correspondientes a las distintas muestras tomadas. Para poder lograr esto, se realizaron mediciones de los parámetros clave, que brindan información acerca de la calidad del agua, antes y después del tratamiento por medio de la planta acuática *Limnobium laevigatum*. Con el fin de analizar cada parámetro detenidamente, se separa cada uno en secciones distintas del capítulo, estando estos acompañados de gráficos que muestran las tendencias y los cambios observados. Se proporcionará una eficiencia relativa de especie seleccionada para la depuración de cada contaminante analizado. Además, se mostrarán perfiles de concentraciones asociados a uno de los canales, que evidenciará cómo es la variación de la concentración de cada contaminante a lo largo del avance del canal.

3.1.1 Análisis de parámetros durante el periodo de estudio

Dentro de los parámetros analizados, se encuentran la temperatura, el Nitrógeno en varias de sus formas, como los iones amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), el Fósforo como fosfato (PO_4^{3-}) y el cálculo de la materia orgánica expresada en función de la demanda química de oxígeno (DQO).

3.1.1.1 Temperatura

Este análisis tiene como finalidad para este trabajo mostrar las temperaturas ambientales a las que la planta estuvo expuesta a lo largo del tratamiento de las aguas residuales urbanas. Tomando como referencia las temperaturas máximas y mínimas, en el rango de meses en el que se llevó a cabo el trabajo, se obtuvo la *Figura 26* con los valores de temperatura promedio de cada día. Los valores de temperatura fueron obtenidos de los reportes diarios proporcionados por el sitio meteorológico AccuWeather Inc.

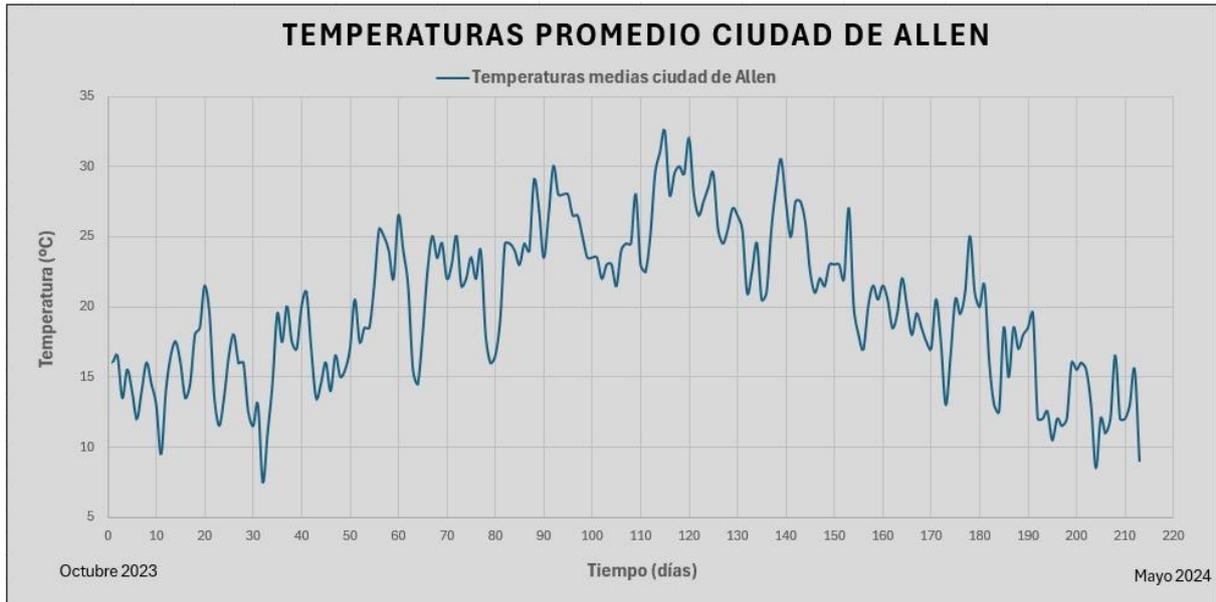


Figura 26. Variación promedio de las temperaturas de la ciudad de Allen en el periodo de estudio

En la *Figura 27*, puede verse que la temperatura promedio fue superior a los 20° C, teniendo un efecto significativo positivo en el crecimiento y desarrollo de la especie *Limnobium laevigatum*. Al estar trabajando a una temperatura elevada, la capacidad de las plantas acuáticas para absorber nutrientes aumenta debido a que la solubilidad de estos se incrementa con la temperatura, lo que facilita su absorción (*Snoeyink & Jenkins, 1980*). Además, las temperaturas cálidas suelen acelerar las reacciones metabólicas de las plantas, promoviendo un crecimiento más rápido y, por lo tanto, generando un mayor consumo de nutrientes presentes en el agua (*Barko et al., 1986*). Esto implica que el proceso de remoción de contaminantes por las plantas podría ser más eficiente en estas condiciones térmicas favorables. La *Figura 27, 28, 29* y *30* muestran cómo fue el crecimiento de las plantas a lo largo del periodo de estudio. Para el día 159 (posterior a la purga), correspondiente a la *Figura 29*, se puede observar como la planta había invadido prácticamente por completo el espacio entre los canales, así como también su pronunciado crecimiento en altura.



Figura 27 .Crecimiento de *Limnobium laevigatum* - Día 83



Figura 28. Crecimiento de *Limnobium laevigatum* - Día 94



Figura 29. Crecimiento de *Limnobium laevigatum* - Día 159



Figura 30. Crecimiento de *Limnobium laevigatum* - Día 194

3.1.1.2 Nitrógeno como amonio ($N-NH_4^+$)

La *Figura 31* muestra la variación de la concentración de Nitrógeno en forma de amonio (NH_4^+) tanto en la entrada de los canales (muestra única) en comparación con un promedio de la salida de los cuatro canales, con respecto al tiempo. En la mencionada figura también se encuentra graficado el momento de la purga, junto con la variación del TRH (eje vertical derecho).

A lo largo de todo el periodo de trabajo, como se observa en la *Figura 31*, la concentración promedio de la salida de los canales es consistentemente inferior a la de entrada, lo que sugiere que existe una considerable depuración de los iones en estudio.

El efecto de disminuir el TRH de 4,9 a 2,45 días tuvo un impacto en la salida de los canales, arrojando valores de concentraciones mayores en la salida en los primeros muestreos luego de la modificación, hasta lograr estabilizarse con el nuevo valor de caudal asignado. Una vez estabilizado, el promedio de las concentraciones de salida disminuyó. Por otro lado, la segunda disminución del TRH tuvo como efecto un aumento en las concentraciones de salida, con tendencias similares a la primera variación de este parametro.

Por otro lado, se observó un efecto positivo luego de la purga manual de las plantas deterioradas. Antes de llevar a cabo este procedimiento, las concentraciones en la salida mostraban una tendencia en alza. Sin embargo, después de la purga, las concentraciones comenzaron a disminuir, lo que sugiere que la eliminación de las plantas en mal estado mejoró la capacidad del sistema para reducir los niveles de contaminantes.

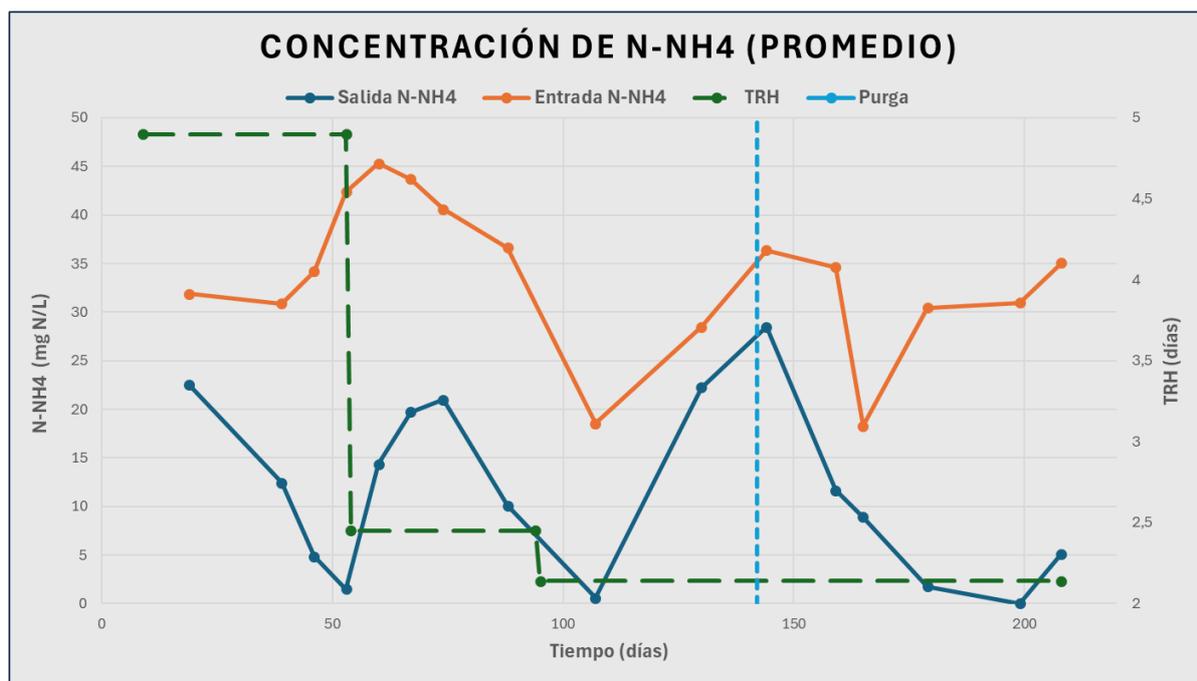


Figura 31. Concentración de N-NH4 con respecto al tiempo

3.1.1.3 Fósforo como fosfato ($P-PO_4^{3-}$)

En la Figura 32 se observan los datos de la variación de Fósforo como fosfatos (PO_4^{3-}) entre la concentración tanto de entrada como de salida promedio de los canales, con respecto al tiempo del tratamiento.

Para tiempos de retención hidráulica altos (bajo caudal), los valores de concentración de salida se mantuvieron siempre por debajo que los valores de concentración de entrada. Cuando se disminuyó el TRH a un valor de 2,14 días, se observa un incremento en los valores de concentración de salida de los canales e incluso superando a los valores de entrada.

Después de la purga, se logró una reducción en las concentraciones de salida de fosfatos, lo que justifica la implementación de esta estrategia. Además, sugiere una mejor adaptación de las plantas al nuevo tiempo de retención hidráulico (TRH), optimizando así la capacidad de eliminación de nutrientes en el sistema.

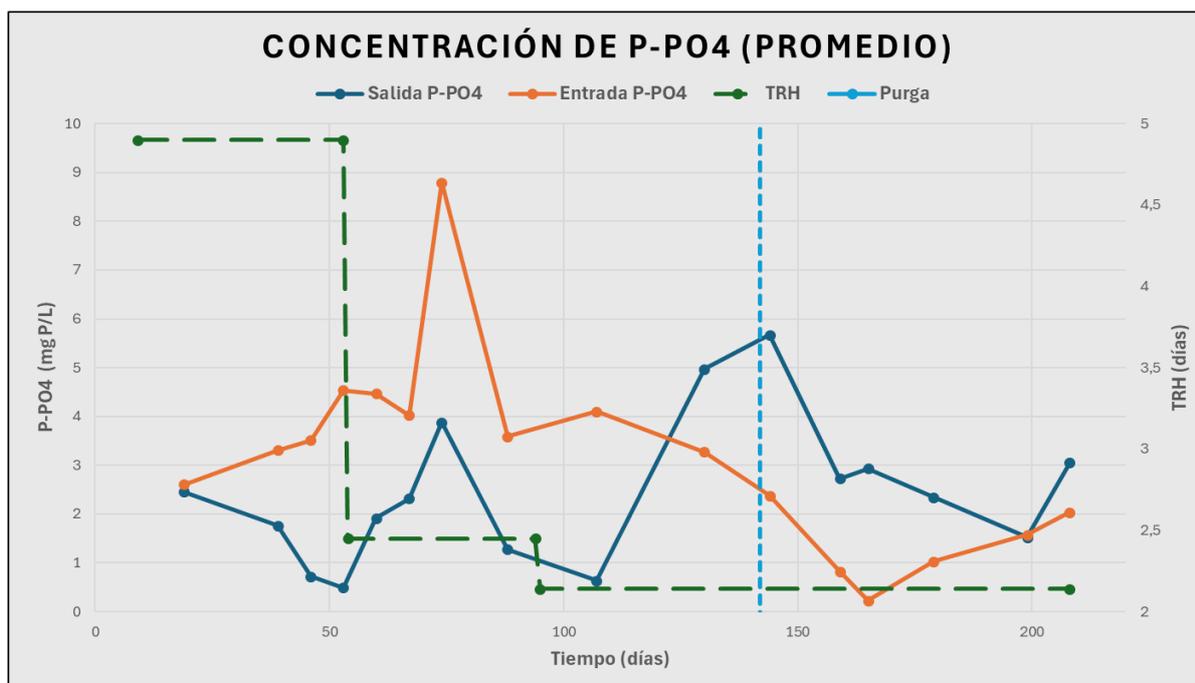


Figura 32. Concentración de P-PO4 con respecto al tiempo

3.1.1.4 Nitrógeno como nitrito ($N-NO_2^-$)

En la *Figura 33* se analiza cómo fue variando el contenido de Nitrógeno como nitrito (NO_2^-) tanto en la entrada como en la salida de los canales (promedio). En todo el espectro de tiempo analizado y considerando la escala a la que se encuentra el gráfico, los valores de concentración de entrada son muy bajos, y el aumento de las concentraciones de salida es pequeño en términos absolutos.

A partir del día 142 (purga de plantas) se logra notar un aumento en las concentraciones de salida de los canales a pesar de las bajas concentraciones de entrada. De esta manera, y teniendo en cuenta lo visto en las primeras muestras, este aumento puede deberse a procesos relacionados con la transformación del nitrógeno desde alguna de sus formas a nitrito.

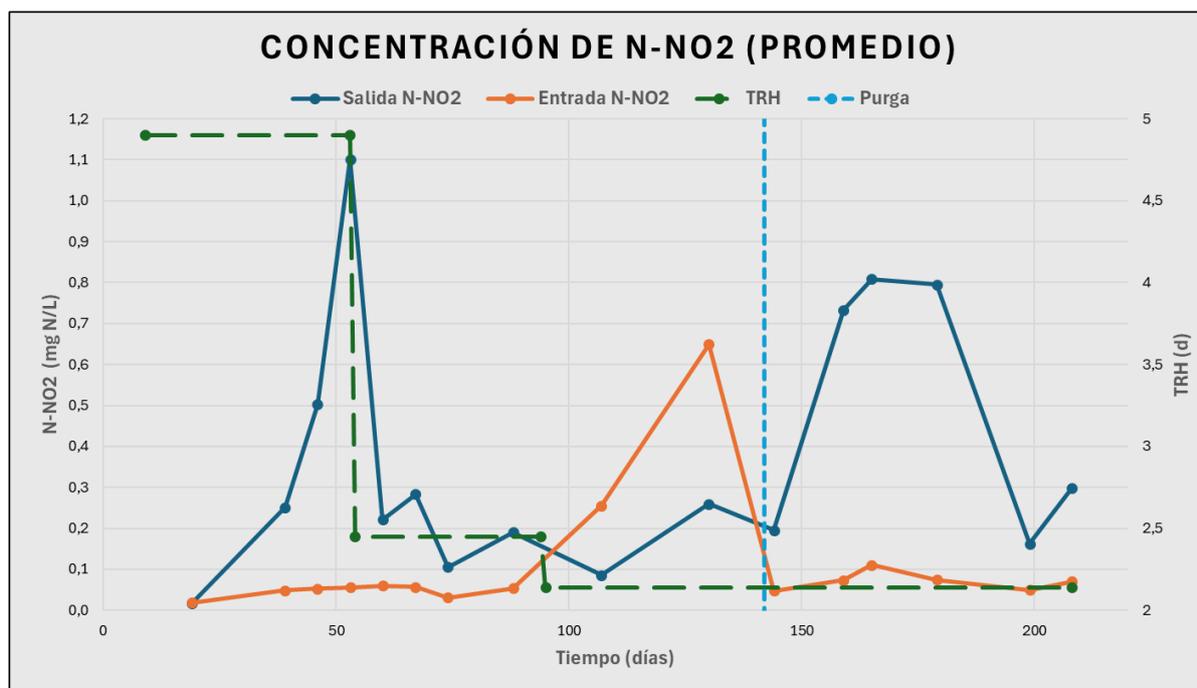


Figura 33. Concentración de N-NO2 con respecto al tiempo

3.1.1.5 Nitrógeno como nitrato ($N-NO_3^-$)

Los cambios que experimenta las concentraciones de Nitrógeno como nitrato (NO_3^-) tanto en la entrada como en la salida en función del tiempo se observan en la *Figura 34*.

Para TRH de altos valores, se aprecia en la *Figura 34* que la carga de concentración de nitratos es muy baja tanto en la entrada como en la salida. El aumento de ambas se aprecia luego del segundo cambio del tiempo de retención hidráulico a 2,14 días.

Luego de la etapa de purga, la concentración de entrada se mantiene en valores muy bajos, lo que requiere que este contaminante prácticamente no se encuentra en el curso de agua residual de entrada. Sin embargo, los respectivos valores de salida promedio de los canales, si muestran un aumento de la concentración de nitratos. De esta manera, se refuerza la idea de la existencia de una posible transformación del nitrógeno desde alguna de sus otras formas a nitrato.

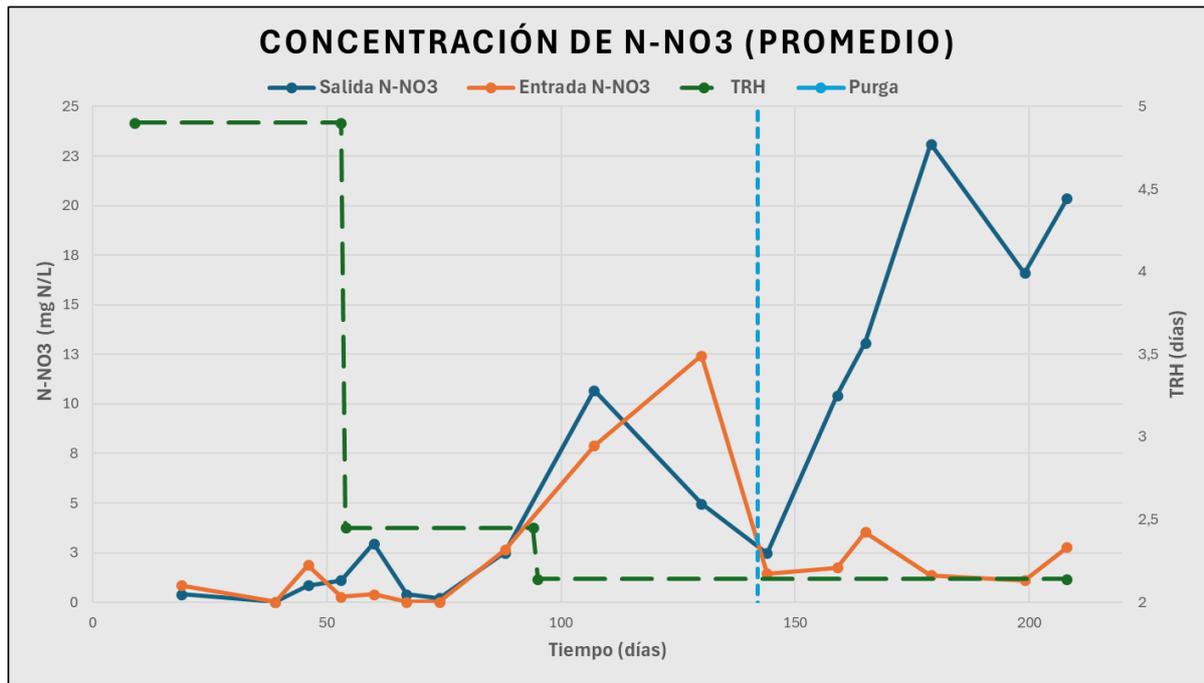


Figura 34. Concentración de N-NO3 con respecto al tiempo

3.1.1.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la *Figura 35* se observan los valores de concentración de DQO de la entrada y de la salida promedio de los cuatro canales. En todo el rango de tiempo analizado se puede apreciar una tendencia decreciente de la materia orgánica independientemente del tiempo de retención utilizado. De esta manera se comprueba que la planta *Limnobium laevigatum* efectivamente depura este contaminante.

La disminución de este parámetro, en principio, puede entenderse como el resultado de la síntesis de la materia orgánica presente en el agua residual, siendo empleada por las plantas para su crecimiento y desarrollo, sin descartar una posible simbiosis de microorganismos presentes tanto en el agua como en las raíces de la planta (*Knobelsdorf Miranda, 2005*).

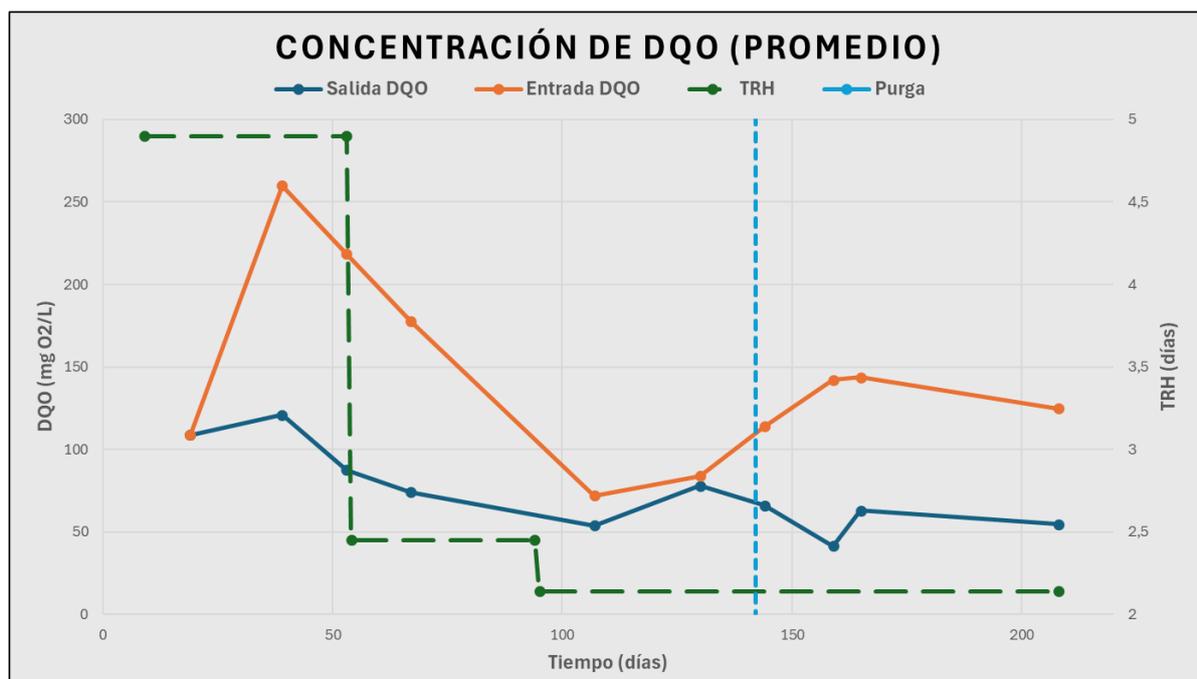


Figura 35. Concentración de DQO con respecto al tiempo

3.1.2 Porcentajes de depuración

Para reportar los porcentajes de eliminación de cada contaminante se dividió el periodo de estudio en tres etapas:

- *Etapa 1:* Consiste en la puesta en marcha de la planta (del día 0 al día 53).
- *Etapa 2:* Operación sin purga de plantas (del día 54 al día 107).
- *Etapa 3:* Operación con purga de plantas (del día 108 al día 208).

En la *Tabla 3* se presentan los datos promedio tanto de la entrada como de la salida de los canales al final de cada etapa.

La *Tabla 4* muestra los datos promedio de la entrada y salida de los canales al finalizar cada etapa de Nitrógeno Total, Fósforo Total y DQO, junto con los porcentajes de eliminación. Los dos primeros datos se obtienen a partir de las fórmulas de las *Ecuación 9* y *Ecuación 10* (Rieger et al., 2013)

$$N_{Total} \left[\frac{mg N}{L} \right] = N_{NH_4} + N_{NO_3} + N_{NO_2} + N_{Orgánico} * \left(0,087 \frac{mg N}{mg DQO} * \frac{mg DQO}{L} \right)$$

Ecuación 9

$$P_{Total} \left[\frac{mg P}{L} \right] = P_{PO_4} + P_{Orgánico} * \left(0,017 \frac{mg P}{mg DQO} * \frac{mg DQO}{L} \right)$$

Ecuación 10

Periodos	Muestra	N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg N/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg N/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg P/L)	DQO (mg O/L)
Etapa 1	Entrada	34,20	1,87	0,05	3,51	218,59
	Salida	4,86	0,86	0,64	0,72	87,43
Etapa 2	Entrada	7,32	7,89	0,35	4,04	59,91
	Salida	0,58	10,68	0,09	1,56	59,91
Etapa 3	Entrada	35,07	2,76	0,07	2,04	124,91
	Salida	5,10	20,36	0,30	3,05	54,65

Tabla 3. Datos promedio de entrada y salida de los canales al final de cada etapa.

Periodos	Muestra	N-Total (mg N/L)	P-Total (mg P/L)	DQO (mg O/L)
Etapa 1	Entrada	90,21	7,01	218,59
	Salida	7,96	2,12	87,43
	%Porcentaje de eliminación	78,7	69,8	60,0
Etapa 2	Entrada	28,33	5,00	59,91
	Salida	16,83	2,42	53,92
	%Porcentaje de eliminación	40,6	51,6	10,0
Etapa 3	Entrada	84,34	4,04	124,91
	Salida	35,84	3,93	54,65
	%Porcentaje de eliminación	57,5	2,7	56,3

Tabla 4. Datos promedio de la entrada y salida de los canales al finalizar cada etapa de Nitrógeno Total, Fósforo Total y DQO, junto con los porcentajes de eliminación.

Se observa en la *Tabla 4* que durante la Etapa 1, en la cual se mantuvo un TRH igual a 4,9 días, el porcentaje de eliminación de los contaminantes es elevado. Al final del periodo de la etapa 2, se observa como los niveles de depuración disminuyen. Hacia el final de la etapa 3, que se caracterizó por un TRH de 2,14 días y purgas manuales de las plantas en mal estado, se denota un aumento en el porcentaje de eliminación del Nitrógeno y DQO, demostrando que el purgado fue eficiente. Sin embargo, debido a condiciones climáticas desfavorables por la disminución del promedio de temperatura, se evidencia el inicio del deterioro paulatino de las plantas. Esto tiene un efecto negativo, aumentando considerablemente la concentración de Fósforo en los canales, disminuyendo la remoción del mismo.

3.1.3 Perfiles de concentraciones

En esta sección se presentan los perfiles de concentración de cada parámetro. De esta manera, se grafica una curva que indica cómo varía la concentración en función de una coordenada de avance a lo largo de uno de los canales, expresada en metros. Las muestras para realizar estos perfiles fueron tomadas el 25 de abril del 2024 (correspondiente al día 208), luego de la purga manual y con la planta operando en un valor de TRH igual a 2,14 días.

Para poder llevar a cabo este ensayo se decidió trabajar únicamente con el canal 1. Como se detalló previamente, los canales cuentan, cada uno, con 9 canastas de plantas y un espacio de aproximadamente 20 cm que separa las canastas. A partir de este espacio es de donde fueron tomadas las muestras, es decir se obtenía el dato de concentración del contaminante al final de cada canasta. A todos estos, se le debe sumar, además, el valor de concentración de entrada del agua residual. Por lo tanto, cada perfil cuenta con 10 muestras, cuyos valores provienen de los indicadores de color rojo de la *Figura 36*.

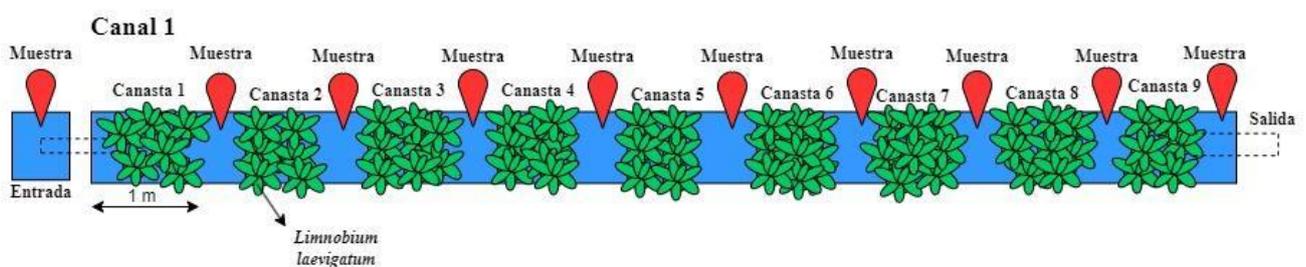


Figura 36. Esquema de toma de muestras en el canal

Este análisis se realiza con el objetivo de determinar las concentraciones de los contaminantes en diferentes puntos del sistema, y comprender cómo se distribuyen los mismos en todo el largo del

primer canal. De este modo se genera una gráfica de cada contaminante para estimar cómo varía su concentración a medida que el agua residual atraviesa las canastas que contienen la planta *Limnobium laevigatum*.

El hecho de evaluar estos perfiles únicamente en el canal 1 asume como suposición que la depuración que se genere en este canal será representativa y equivalente a la generada en los restantes tres canales. Desde el punto de vista dimensional todos los canales poseen la misma medida, y la cantidad de canastas con *Limnobium laevigatum* también es equivalente en cada uno. Todos los canales comparten la misma entrada, siendo esta aireada por medio de un tubo con perforaciones que produce el ingreso de agua residual uniforme a los mismos. Con base en estos factores, se asume representativo el efecto de la depuración del canal 1 para los restantes canales 2, 3 y 4.

3.1.3.1 Nitrógeno como amonio ($N-NH_4^+$)

La *Figura 37* evidencia cómo fue decayendo la concentración de Nitrógeno en forma de amonio (NH_4^+) a medida que el agua residual avanza en el canal. Iniciando con una concentración de entrada de aproximadamente 35 mg N/L y descendiendo paulatinamente hasta alcanzar concentraciones cercanas al cero en los 4 metros del canal. A partir de esta altura y en lo que resta del canal, se observa que la presencia de este contaminante es prácticamente nula debido a sus muy bajas concentraciones.

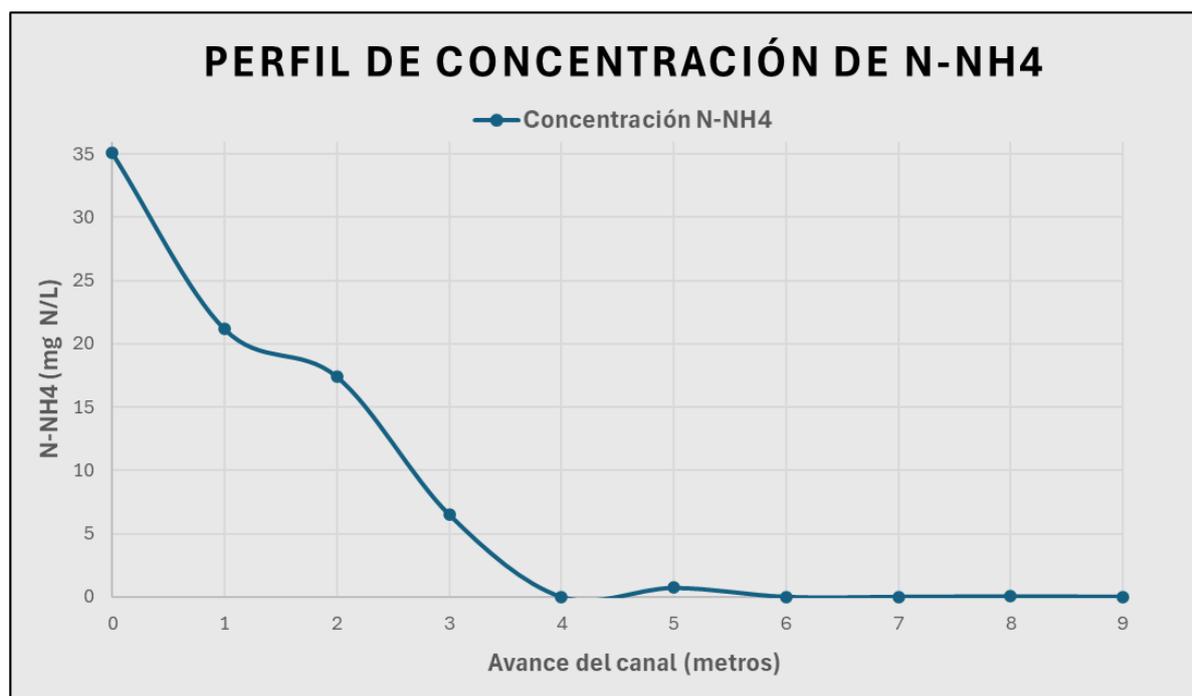


Figura 37. Perfil de Concentración de N-NH4 con respecto al avance del canal

3.1.3.2 Fósforo como fosfato ($P-PO_4^{3-}$)

Un análisis similar al caso anterior se puede realizar para el caso del Fósforo como fosfato (PO_4^{3-}), observado en la *Figura 38*. Su valor de entrada es cercano a 10 mg P/L, el cual se reduce a 4 mg P/L en apenas el primer metro del canal, es decir, luego de la primera canasta. A partir de allí, el decrecimiento en la concentración de fosfato no es tan pronunciado en los metros restantes del recorrido. Finalmente, a la salida de la última canasta, se logra para este contaminante una depuración de la *Limnobium laevigatum* de aproximadamente el 74% a lo largo de todo el recorrido del canal 1 según *Figura 38*.

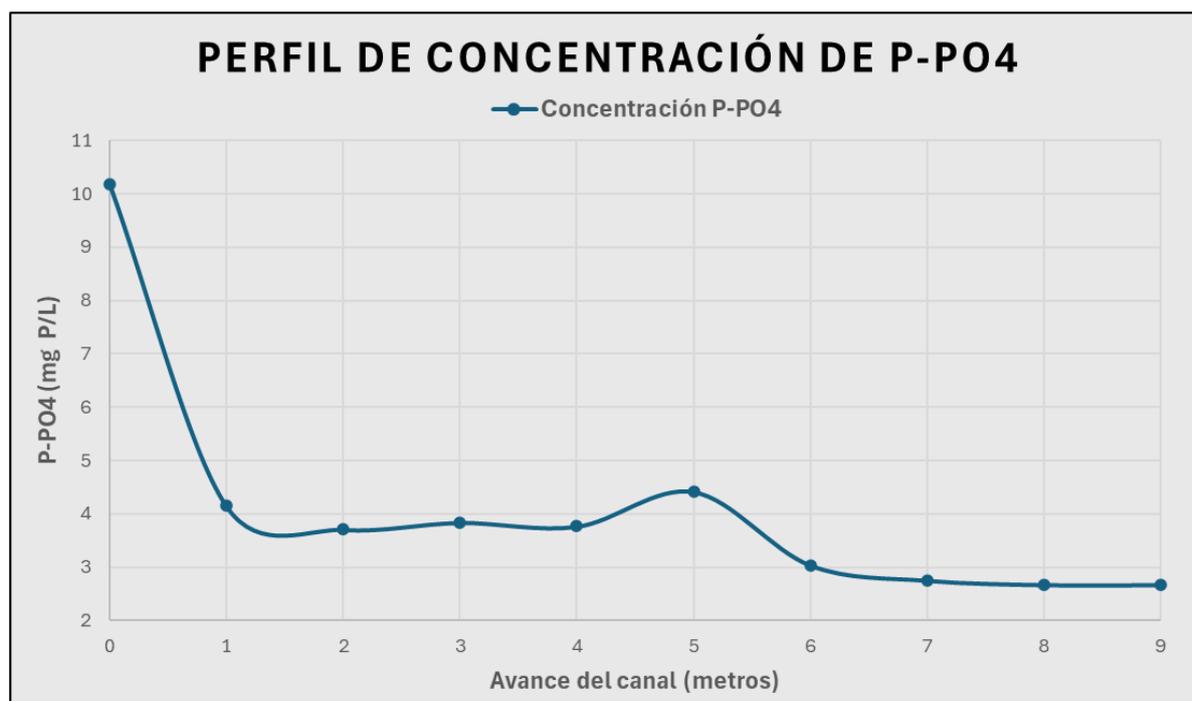


Figura 38. Perfil de Concentración de P-PO4 con respecto al avance del canal

3.1.3.3 Nitrógeno como nitrito ($N-NO_2^-$)

En la *Figura 39* se observa el perfil de concentraciones de Nitrógeno en formato de nitritos (NO_2^-). Siendo la escala del gráfico muy baja, se denota un ingreso muy pobre de nitrógeno como nitrito en el agua residual de entrada. Sin embargo, en los primeros metros de recorrido del canal, aparece un pequeño aumento de concentración de este contaminante que va reduciendo, llegando al final del mismo; alcanzando, en este punto, concentraciones similares a las de la entrada. Esto refuerza la idea de la existencia de alguna transformación de alguna de las formas de Nitrógeno a nitritos mencionada anteriormente.

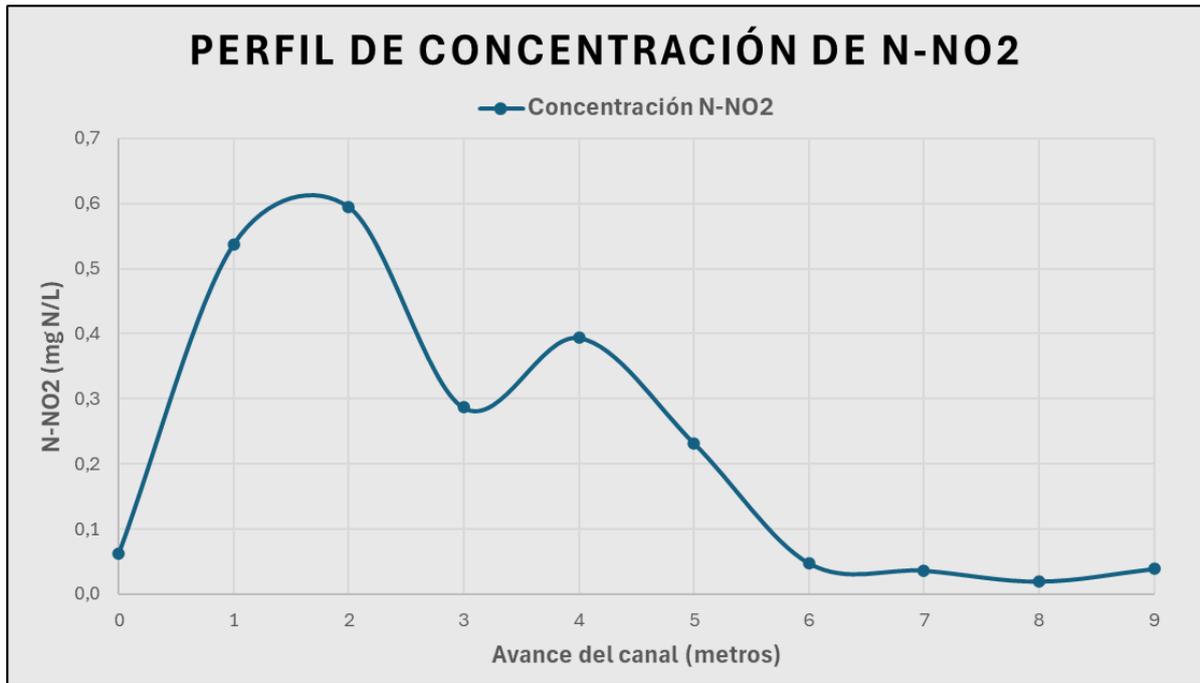


Figura 39. Perfil de Concentración de N-NO2 con respecto al avance del canal

3.1.3.4 Nitrógeno como nitrato ($N-NO_3^-$)

Para el caso de Nitrógeno como nitrato (NO_3^-), cuyo perfil corresponde a la *Figura 40*, se observa una baja concentración de entrada, con relación al resto de los valores muestreados del mismo metros adelante en el canal. El nitrato alcanza un máximo de aproximadamente 30 mg N/L en la mitad del largo del canal, que luego desciende hacia el final, obteniendo en ese punto un dato de 22 mg N/L. El hecho de que el ingreso de agua residual contenga un valor muy bajo de entrada que posteriormente aumenta con el avance del canal, denota nuevamente transformaciones del nitrógeno en el transcurso del proceso de tratamiento.

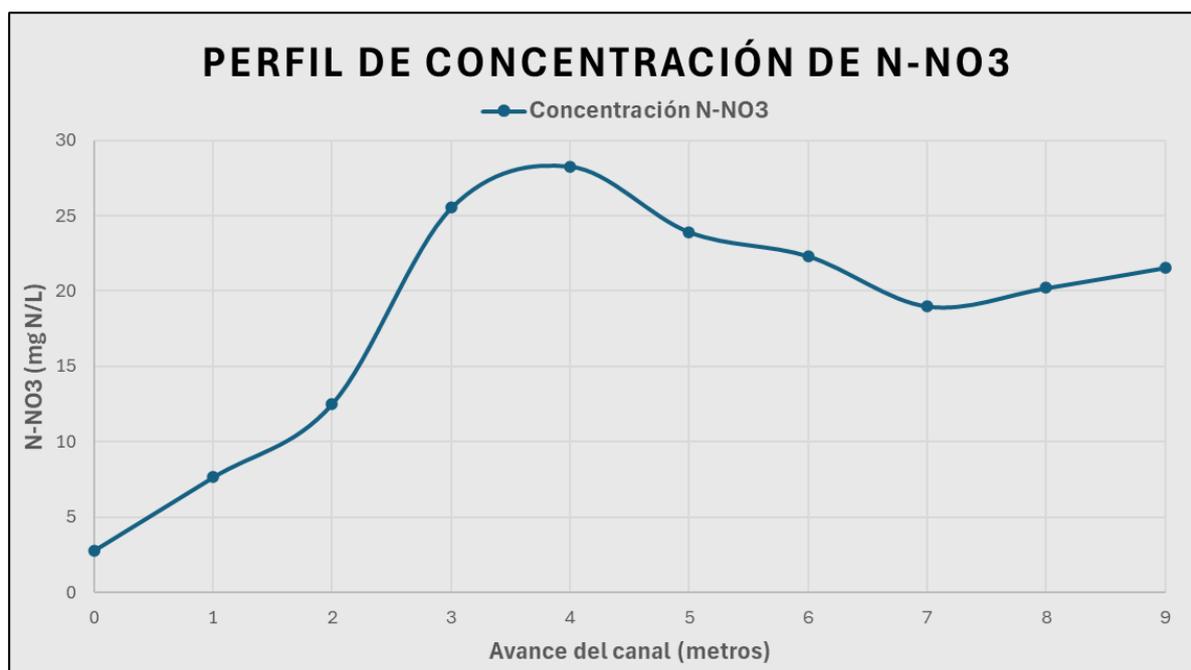


Figura 40. Perfil de Concentración de N-NO3- con respecto al avance del canal

3.1.3.5 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Figura 41 muestra el perfil de concentración de DQO a lo largo del avance del canal. Inicialmente, se observa una disminución significativa en la concentración de la misma, pasando de aproximadamente 120 mg O₂/L a 80 mg O₂/L, sugiriendo así una alta eficiencia de la planta *Limnobium laevigatum* en la remoción de materia orgánica al comienzo del tratamiento.

En los metros posteriores, entre 1 y 4, la concentración de DQO muestra cierta variabilidad con un pico máximo alrededor de los 2 metros y un descenso significativo cercano a los 3 metros. Estas fluctuaciones en la capacidad de remoción de las plantas acuáticas pueden deberse a factores como la densidad de plantas.

A partir del metro 4 hasta el final del canal (9 metros), la concentración de DQO tiende a mantenerse alrededor de 40-60 mg O₂/L con pequeñas oscilaciones. Esto sugiere que, una vez alcanzada cierta longitud del canal, la capacidad de remoción de DQO de las plantas acuáticas se estabiliza y se vuelve más constante.

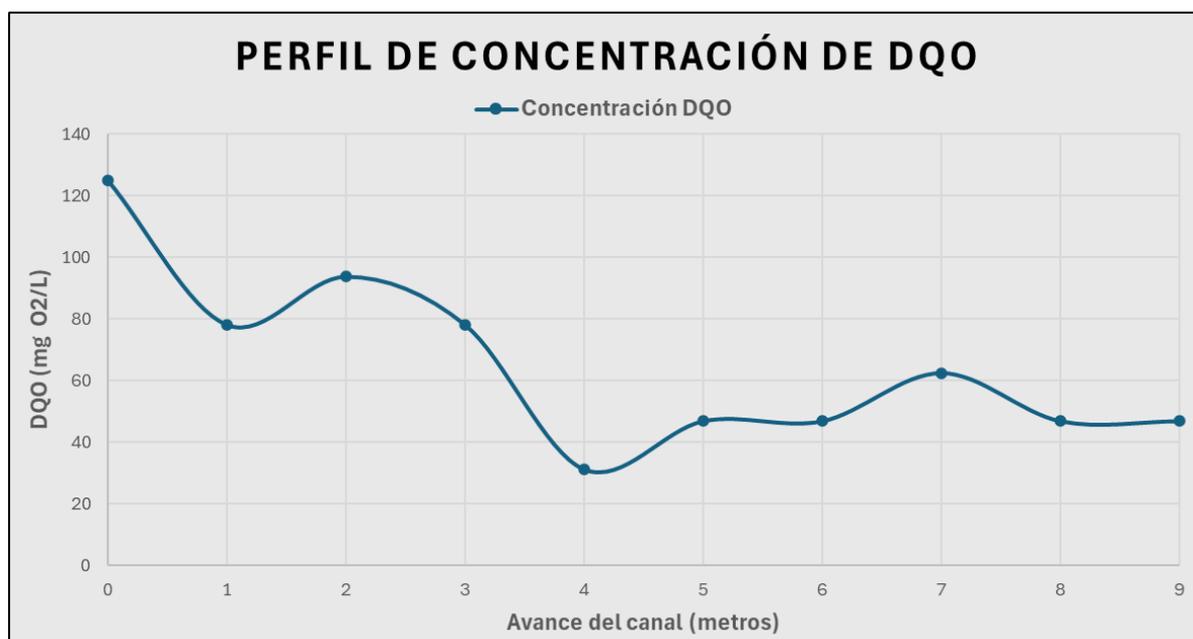


Figura 41. Perfil de Concentración de DQO con respecto al avance del canal

3.2 Discusión

La presente discusión aborda el comportamiento y la dinámica de contaminantes como Nitrógeno, Fósforo y materia orgánica y los distintos procesos involucrados en su depuración. Dentro de esta sección, se tratará el rol de las bacterias en la eliminación de los contaminantes, así como también la fijación de estos mismos por parte de la planta *Limnobiium laevigatum*, junto con las condiciones externas asociadas. Por último, se implementará un modelo que represente el comportamiento de los perfiles de concentración de los contaminantes asociados al Nitrógeno, partiendo de una ecuación matemática específica y obteniendo las constantes que la caracterizan.

3.2.1 Fijación de nutrientes en *Limnobiium laevigatum*

El mecanismo de eliminación de contaminantes como el Nitrógeno y el Fósforo de las aguas residuales, que actúa en paralelo con el proceso de eliminación por bacterias, es la absorción por parte de la planta *Limnobiium laevigatum* y acumulación en sus tejidos.

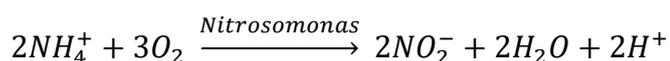
La planta a través de su sistema radicular obtiene oxígeno, agua y los nutrientes necesarios para su normal crecimiento y desarrollo (*Margulis & Sagan, 2012*). Los nutrientes esenciales son aquellos imprescindibles y están implicados directamente en el metabolismo celular, dentro de este grupo se encuentran el Nitrógeno y el Fósforo.

Limnobium laevigatum absorbe nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) del agua a través de sus raíces, transportando estos nutrientes a sus partes aéreas para utilizarlos en la síntesis de compuestos esenciales como aminoácidos y proteínas, fundamentales para su crecimiento. Aproximadamente el 80% del Nitrógeno absorbido se destina a la formación de proteínas, mientras que el 20% restante se distribuye entre ácidos nucleicos y aminoácidos solubles. Por su parte, el Fósforo, mayormente en forma de fosfato (PO_4^{3-}), también es absorbido por las raíces y se integra en ácidos nucleicos (ADN y ARN), ATP y fosfolípidos, cruciales para la estructura celular y la transferencia de energía (*Margulis & Sagan, 2012*).

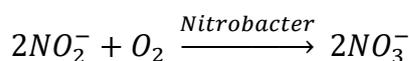
3.2.2 Nitrógeno

El Nitrógeno es uno de los principales contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas. Si solo se tuviese en cuenta la actividad bacteriana, se procesa mediante una etapa de nitrificación y una de desnitrificación que ocurren en zonas cercanas a la planta *Limnobium laevigatum* (*Thcobanoglous et al., 2003*).

La nitrificación implica la transformación del amonio (NH_4^+) en nitratos (NO_3^-) mediante la acción de bacterias especializadas. El primer paso es la amonificación, que consiste en la transformación de la urea y el Nitrógeno orgánico (provenientes de la descomposición de la materia orgánica y desechos humanos) en amonio (NH_4^+). Luego ocurre la oxidación del amoníaco a nitritos (NO_2^-) por medio de las bacterias del género *Nitrosomonas*, siendo este un proceso aeróbico, es decir, que demanda oxígeno (*Ecuación 11*). Esta primera transformación se considera lenta. Posteriormente, las bacterias del género *Nitrobacter* son las encargadas de continuar la oxidación desde el compuesto intermedio (NO_2^-) al compuesto final como lo es el nitrato (NO_3^-) según la *Ecuación 12*. Al igual que en la reacción anterior, este paso también requiere oxígeno y, a diferencia de la primera, es una transformación rápida.



Ecuación 11



Ecuación 12

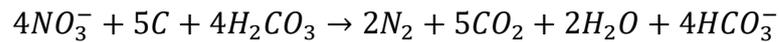
La reacción de nitrificación total corresponde a la *Ecuación 13*:



Ecuación 13

La velocidad de reacción global está controlada por la actividad de las *Nitrosomonas*, es decir, por la velocidad de oxidación del Nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺) a nitritos (N-NO₂⁻). La energía liberada durante la oxidación del amonio es del orden de 54 a 84 Kcal/mol NH₄⁺, mientras que la energía liberada durante la oxidación del nitrato es tan solo de 15 a 21 Kcal/mol NO₂⁻ (*Knobelsdorf Miranda, 2005*). La energía que obtienen las bacterias nitrificantes con estas reacciones es muy escasa, por lo que su velocidad de crecimiento es muy lenta.

Como siguiente etapa se encuentra la desnitrificación, proceso en el cual se elimina el Nitrógeno en forma de nitratos (NO₃⁻) para convertirlo en Nitrógeno gaseoso, elemento que representa el 78% de la atmósfera, mediante bacterias de los géneros *Pseudomonas*, *Paracoccus* y *Bacillus*. Estas bacterias utilizan el nitrato (NO₃⁻) como fuente de oxígeno cuando las condiciones de oxígeno disuelto son bajas o inexistentes (zonas anaeróbicas). El Nitrógeno formado es posteriormente liberado a la atmósfera. La reacción que ocurre en el proceso de desnitrificación corresponde a la *Ecuación 14*, siendo este un mecanismo que consume materia orgánica.



Ecuación 14

Para la interpretación de estas etapas, se analiza el perfil de concentraciones del Nitrógeno (*Figura 42*) en todas sus formas (amonio, nitrito y nitrato), pudiendo observar, en principio, las zonas donde ocurre cada etapa de la transformación de este elemento.

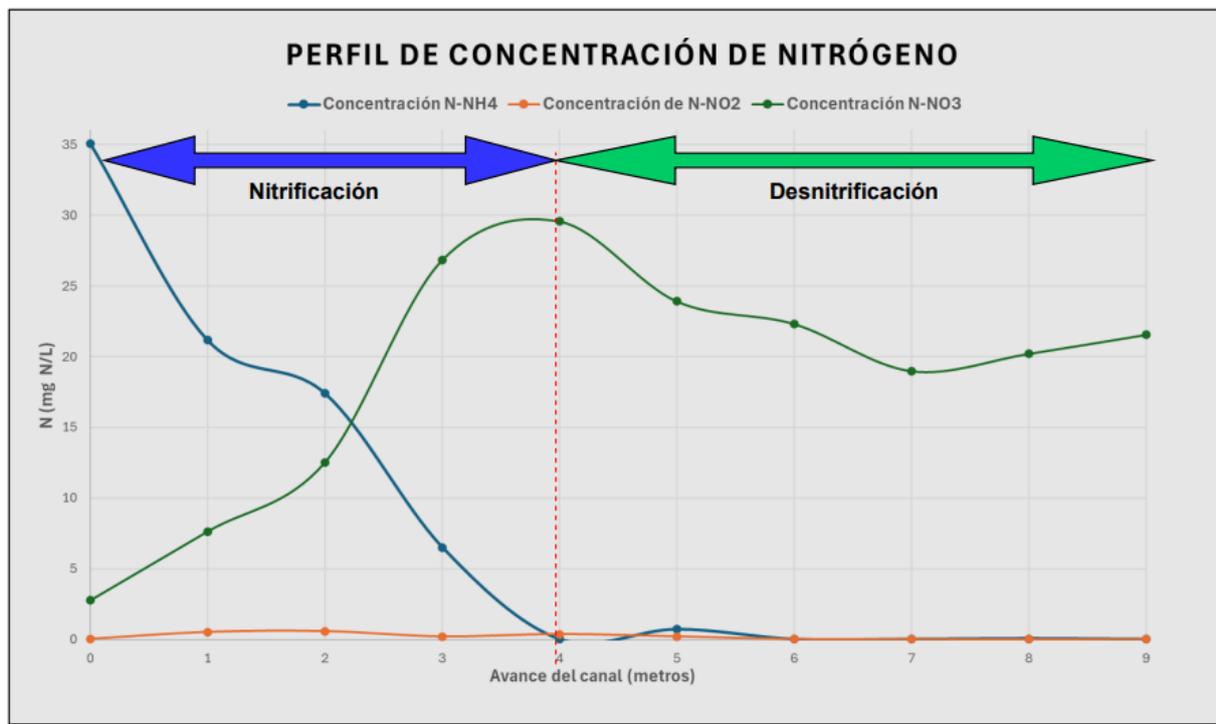


Figura 42. Depuración del Nitrógeno considerando únicamente la actividad bacteriana

La reducción inicial en la concentración de $N-NH_4$, como indica la *Figura 42*, en los primeros metros del canal, demuestra que las bacterias nitrificantes están oxidando el amonio a nitrito (NO_2^-). Luego de los primeros 4 metros la concentración de Nitrógeno como amonio es escasa. Esta rápida reducción del amonio (NH_4^+) se debe al efecto de la transformación por nitrificación, así como también a la absorción del contaminante por parte de *Limnobium laevigatum*. A lo largo de todo este canal, la concentración de nitritos es muy baja, indicando la rápida oxidación de nitritos (NO_2^-) a nitratos (NO_3^-) por medio de las bacterias *Nitrobacter*. Esta baja concentración sugiere que no existe un punto en el canal donde se acumule el compuesto intermediario. Por último, analizando la evolución de la concentración de nitrato (NO_3^-), el aumento inicial en la curva se debe a la nitrificación mencionada anteriormente (transformación de nitrito a nitrato). Por otro lado, la disminución posterior denota un posible proceso de desnitrificación en la parte media y final del canal, utilizando el nitrato como aceptor de electrones en condiciones anaeróbicas, reduciéndolo a Nitrógeno gaseoso (N_2), que es liberado a la atmósfera. Se debe tener en consideración que además del proceso de desnitrificación, la planta también fija y absorbe el nitrato (NO_3^-), participando en el descenso de su concentración. La *Figura 43* muestra las distintas transformaciones que ocurren en los procesos de nitrificación y desnitrificación.

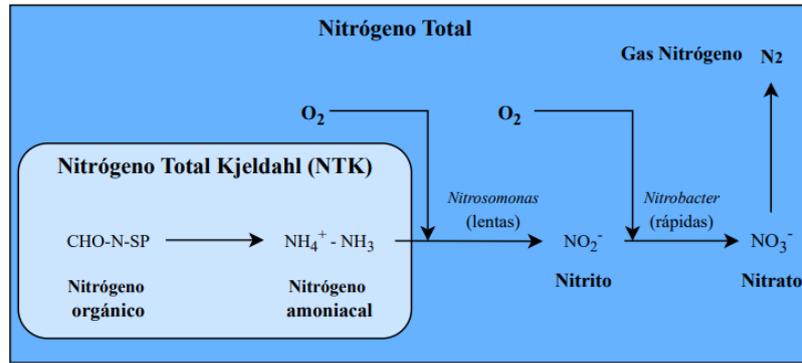


Figura 43. Transformaciones en los procesos de nitrificación y desnitrificación

En conclusión, la planta *Limnobium laevigatum* no solo desempeña un papel fundamental en los procesos de nitrificación y desnitrificación, sino que también actúa como absorbente de contaminantes como el amonio (NH₄⁺) y el nitrato (NO₃⁻), nutrientes esenciales que la planta utiliza para su crecimiento y desarrollo. Estos dos procesos ocurren de manera simultánea en el sistema, contribuyendo a la depuración del Nitrógeno en la corriente de agua residual.

3.2.3 Fósforo

El proceso de eliminación biológica del fósforo consta de dos fases. La primera fase requiere condiciones anaeróbicas y la disponibilidad de compuestos orgánicos de bajo peso molecular como los ácidos grasos volátiles de cadena corta, que son fácilmente almacenables por los microorganismos encargados del proceso. En esta fase, los microorganismos acumuladores de fósforo (OAF) son los encargados de almacenar estos compuestos orgánicos. La energía necesaria para esta síntesis la proporcionan los polifosfatos acumulados, que liberan ortofosfatos al líquido durante su descomposición. Provocando así que, en condiciones anaeróbicas, la concentración de ortofosfatos en el agua aumente.

En una segunda fase, en condiciones aerobias, las células consumen los compuestos orgánicos almacenados en la fase anterior, utilizándolos como fuentes de energía y carbono para el crecimiento celular y para la acumulación, en forma de polifosfatos, de los ortofosfatos disponibles en el líquido. La concentración de los fosfatos incorporados a las células durante esta fase aerobia sobrepasa la cantidad de fosfatos disueltos durante la fase anaeróbica (*Knobelsdorf Miranda, 2005*).

Sin embargo, para el caso de estudio, las bacterias no están sometidas a esta alternancia de condiciones. De esta manera, la depuración del Fósforo como contaminante se realiza principalmente por absorción de *Limnobium laevigatum*.

3.2.4 Materia orgánica (DQO)

La materia orgánica presente en las aguas residuales es utilizada por las bacterias heterótrofas como fuente de carbono para la síntesis celular. En este proceso la planta *Limnobiium laevigatum* actúa como un sistema de aireación para el sustrato (materia orgánica), suministrando oxígeno a las bacterias a través de los canales de aireación. De esta forma, la materia orgánica del agua es degradada de forma aerobia por estas bacterias. En las zonas más alejadas de las raíces y rizomas se puede originar un déficit de oxígeno, generando así un tratamiento de la materia orgánica de tipo anaeróbico (Martínez, 1989).

En un ambiente aeróbico, las bacterias heterótrofas utilizan oxígeno como aceptor de electrones para descomponer la materia orgánica. Este proceso libera dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O) y energía como lo muestra la Ecuación 15, en donde C_xH_yO_zN_n representa la fórmula empírica de compuestos orgánicos y *a*, *b* y *c* son los coeficientes estequiométricos correspondientes.



Ecuación 15

Por otro lado, en ambientes donde no hay oxígeno disponible, las bacterias anaeróbicas degradan la materia orgánica utilizando otros compuestos como aceptores de electrones, como nitratos, sulfatos, o dióxido de carbono. El proceso libera metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) según la Ecuación 16, donde *d*, *e* y *f* son los coeficientes estequiométricos correspondientes.



Ecuación 16

3.2.5 Zonas aeróbicas y anaeróbicas

En el sistema de tratamiento de aguas por medio de *Limnobiium laevigatum* se crean dos tipos de zonas que desempeñan un rol de gran importancia en los procesos de depuración y eliminación de los contaminantes anteriormente mencionados. Estas zonas se forman en diferentes partes del sistema y están asociadas con las interacciones entre la planta, el agua y los microorganismos presentes.

Las zonas aeróbicas, que cuentan con concentraciones de oxígeno suficientes, se pueden encontrar en sitios como la superficie del agua, siendo esta la zona con mayor exposición al aire, recibiendo oxígeno directamente de la atmósfera. Otro sector aeróbico son las raíces de la planta; que

son las receptoras del transporte de oxígeno proveniente desde las hojas a través de sus tallos. Esto crea una zona aeróbica en la rizosfera (entorno inmediato alrededor de las raíces), fundamental para el accionar de los microorganismos.

Por otro lado, dentro de las zonas anaeróbicas, en donde el oxígeno es prácticamente inexistente, ocurren otros procesos de depuración, como lo es la desnitrificación. Estos sectores se encuentran en el fondo del cuerpo del agua, en donde el oxígeno disuelto tiende a agotarse y en microzonas dentro de los biofilms. Estos últimos son comunidades microbianas que se adhieren a las raíces de las plantas (en zonas profundas), generando en el interior del mismo una zona anaeróbica debido al rápido consumo de oxígeno por los microorganismos (la parte externa se encuentra en contacto con el oxígeno). Dentro de estos biofilms, las bacterias pueden alojarse en la parte anaeróbica para desarrollar los procesos de depuración correspondientes.

3.2.6 Modelado de perfiles

Este apartado tiene como objetivo mostrar el modelado de los perfiles de concentración del amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) y la obtención de los parámetros y constantes que caracterizan a cada término.

Como primer paso, se considera que cada canal actúa de manera análoga y similar a un reactor de tipo tubular (TUB) bajo la hipótesis de un modelo fluidodinámico de flujo pistón debido a las siguientes razones:

- **Flujo unidireccional y gradiente espacial:** en un reactor de flujo pistón, el fluido se desplaza de manera continua en una sola dirección a través del tubo, sin mezcla en la dirección longitudinal, lo que crea un gradiente de concentración a lo largo del reactor. En este sistema de canales, el agua residual fluye a lo largo de los canales en una dirección, lo que genera un gradiente de concentración de contaminantes desde el punto de entrada hasta el punto de salida, a medida que los contaminantes son absorbidos por las plantas y por las bacterias.

- **Separación en compartimentos:** las canastas que contienen la planta *Limnobium laevigatum* representan zonas discretas de tratamientos, análogas a los diferentes segmentos de un reactor tubular donde ocurre la reacción.

- **Ausencia de mezcla axial:** en el flujo pistón se asume que no hay mezcla axial significativa, es decir, no hay retroceso del fluido. En este sistema de tratamiento de aguas con canales

largos y segmentados, esta condición es razonable, ya que el flujo es mayormente en la dirección de avance, y la interacción entre el agua en diferentes puntos a lo largo del canal es limitada.

- **Tratamiento gradual y continuo:** a medida que el agua fluye por los canales y pasa a través de las distintas canastas de plantas, los procesos de eliminación de contaminantes ocurren de forma gradual y continua. Esto es similar a lo que ocurre en un reactor de flujo pistón, en donde las reacciones químicas ocurren progresivamente a lo largo de la longitud del reactor.

- **Cinética dependiente de la distancia:** en un reactor de flujo pistón, la conversión de los reactivos (o en este caso, la remoción de contaminantes) depende de la distancia recorrida dentro del reactor, lo que se puede traducir en función del tiempo de residencia y la longitud del canal.

La ecuación de balance para un reactor TUB se expresa mediante la *Ecuación 17*:

$$\frac{dC_i}{d\theta} = \alpha_i * r(C_i) \quad \text{Ecuación 17}$$

en donde C_i representará, para este caso, la concentración de las especies contaminantes a evaluar y θ el tiempo de residencia. Este último valor puede expresarse como muestra la *Ecuación 18*:

$$\theta = \frac{V}{q} = \frac{z*S}{q} \rightarrow d\theta = \frac{S}{q} * dz \quad \text{Ecuación 18}$$

en donde S representa la sección transversal del canal (constante), q es el caudal medido en $m^3/día$ y z el avance del canal en la coordenada horizontal medida en metros (variable punto a punto). De esta manera, la expresión del balance queda como lo muestra la *Ecuación 19*:

$$\frac{dC_i}{dz} = \frac{S}{q} * \alpha_i * r(C_i) \quad \text{Ecuación 19}$$

El término $\frac{S}{q}$ puede expresarse como una única constante (datos conocidos).

El siguiente paso se basa en encontrar una expresión de la velocidad de consumo y/o generación (r) que sea representativa del comportamiento de las concentraciones de los contaminantes dentro del sistema de tratamiento mediante *Limnobium laevigatum*. Para esto, se considera tanto la actividad de la propia planta de absorción de los contaminantes como la actividad biológica mediante la transformación por parte de las bacterias, es decir, el proceso de nitrificación y desnitrificación.

Para describir el comportamiento de los sistemas biológicos se utiliza el modelo de Michaelis-

Menten, que originalmente se emplea para las reacciones enzimáticas, en donde la enzima convierte un sustrato en producto (*Atkins & De Paula, 2010*); representado por la *Ecuación 20*. Es un modelo simplificado capaz de capturar la cinética de saturación que presentan este tipo de procesos.

$$v = \frac{v_{max} * [S]}{K_m + [S]} \quad \text{Ecuación 20}$$

Donde:

- v es la velocidad de la reacción.
- v_{max} es la velocidad máxima que se alcanza cuando la enzima está saturada de sustrato.
- K_m es la constante de Michaelis, que refleja la afinidad de la enzima por el sustrato.
- $[S]$ es la concentración del sustrato.

Este modelo es aplicable tanto a la actividad bacteriana que ocurre en el sistema, como en la capacidad de la planta *Limnobiium laevigatum* para absorber nutrientes. Los transportadores en las raíces se encuentran limitados en este último proceso. A bajas concentraciones, la tasa de absorción es alta, pero al aumentar la concentración de nutrientes, los transportadores se saturan y la velocidad de absorción se aproxima a un valor máximo. Esto sigue el mismo patrón descrito por el modelo de Michaelis-Menten, que capta el comportamiento de saturación observado en estos procesos biológicos.

Para el primer contaminante (amonio) se consideran dos términos en la tasa de consumo, uno de ellos correspondiente a la absorción de la planta y el otro relacionado al consumo por parte de las bacterias, como muestra la *Ecuación 21*.

$$r_{N-NH_4} = r_{Absorción NH_4} + r_{Nitrificación (Nitrosomonas)} \quad \text{Ecuación 21}$$

Para el caso del nitrito, al no ser absorbido por las plantas, se relaciona con el segundo término de la *Ecuación 21* y a su vez se le adiciona uno más relacionado a la transformación hacia la forma más oxidada (nitrato) como indica la *Ecuación 22*.

$$r_{N-NO_2} = r_{Nitrificación (Nitrosomonas)} + r_{Nitrificación (Nitrobacter)}$$

$$\text{Ecuación 22}$$

Por último, para el contaminante en forma de nitrato corresponden tres términos en la *Ecuación 23* de velocidad de consumo/generación. El primero de ellos relacionado al nitrito

proveniente de la nitrificación mediante la bacteria *Nitrobacter*; el segundo refiere a la absorción de este contaminante por parte de *Limnobium laevigatum*; y el tercero, a la transformación en Nitrógeno gaseoso llevada a cabo en el proceso de desnitrificación.

$$r_{N-NO_3} = r_{\text{Nitrificación (Nitrobacter)}} + r_{\text{Absorción } NO_3} + r_{\text{Desnitrificación}}$$

Ecuación 23

Con estas expresiones se obtienen la *Ecuación 24*, *Ecuación 25* y *Ecuación 26* correspondientes a los balances de masa para cada contaminante.

$$\frac{dC_{NH_4}}{dz} = \frac{S}{q} * (-r_{\text{Absorción } NH_4} - r_{\text{Nitrificación (Nitrosomonas)}})$$

Ecuación 24

$$\frac{dC_{NO_2}}{dz} = \frac{S}{q} * (r_{\text{Nitrificación (Nitrosomonas)}} - r_{\text{Nitrificación (Nitrobacter)}})$$

Ecuación 25

$$\frac{dC_{NO_3}}{dz} = \frac{S}{q} * (r_{\text{Nitrificación (Nitrobacter)}} - r_{\text{Absorción } NO_3} - r_{\text{Desnitrificación}})$$

Ecuación 26

El término de la velocidad de nitrificación por medio de las bacterias *Nitrosomonas* es equivalente tanto en la *Ecuación 24* de amonio como en la *Ecuación 25* de nitrito. De esta manera se busca interpretar que todo lo que se consume como amonio por parte de este proceso sea transformado a nitrito. Un razonamiento análogo se utiliza para el caso de las bacterias *Nitrobacter*, en donde la transformación de nitrito a nitrato se ve involucrada y la *Ecuaciones 25* y *Ecuación 26* comparten un término. Notar que el signo negativo en cualquiera de los términos de las velocidades indica que ese contaminante se está consumiendo, mientras que uno positivo hace referencia a una generación del mismo.

Implementando el modelo de Michaelis-Menten se obtienen la *Ecuación 27*, *Ecuación 28* y *Ecuación 29*.

$$\frac{dC_{NH_4}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(-\frac{\mu_1 * [NH_4]}{K_1 + [NH_4]} * \frac{[Nitrosomonas]}{\gamma_{Nitrosomonas}} - \frac{\mu_2 * [NH_4]}{K_2 + [NH_4]} * \frac{[Limnobium laevigatum]}{\gamma_{Limnobium laevigatum, NH_4}} \right)$$

Ecuación 27

$$\frac{dC_{NO_2}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(\frac{\mu_1 * [NH_4]}{K_1 + [NH_4]} * \frac{[Nitrosomonas]}{\gamma_{Nitrosomonas}} - \frac{\mu_3 * [NO_2]}{K_3 + [NO_2]} * \frac{[Nitrobacter]}{\gamma_{Nitrobacter}} \right)$$

Ecuación 28

$$\frac{dC_{NO_3}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(\frac{\mu_3 * [NO_2]}{K_3 + [NO_2]} * \frac{[Nitrobacter]}{\gamma_{Nitrobacter}} - \frac{\mu_4 * [NO_3]}{K_4 + [NO_3]} * \frac{[Limnobium laevigatum]}{\gamma_{Limnobium laevigatum_{NO_3}}} - \frac{\mu_5 * [NO_3]}{K_5 + [NO_3]} * \frac{[Pseudomonas]}{\gamma_{Pseudomonas}} \right)$$

Ecuación 29

A cada término de Michaelis-Menten se le ha agregado un cociente que refleja, en el caso de las tasas de reacción bacteriana (tanto en los procesos de nitrificación como de desnitrificación), la relación entre la concentración de la bacteria involucrada y su constante de crecimiento. Esto permite modelar con mayor precisión la influencia de la cantidad de microorganismos presentes en las velocidades de transformación de los compuestos nitrogenados. Por otro lado, para el caso de la absorción de nutrientes (Nitrógeno en este caso) por parte de *Limnobium laevigatum*, se ha incorporado un término análogo, en el que la concentración de la planta se divide entre su coeficiente de absorción, representando el papel de la planta en la eliminación de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-). Este cociente agregado se puede unificar con el coeficiente μ de cada término, conformando así μ'_i con $i = 1, 2, 3, 4, 5$ como lo muestran la *Ecuación 30, 31, 32, 33, y 34*. Esta simplificación se realiza debido a la consideración de que todas estas concentraciones y constantes de crecimiento y absorción son constantes a lo largo de todo el canal analizado, lo que permite la agrupación de términos junto con otro valor constante.

$$\mu'_1 = \mu_1 * \frac{[Nitrosomonas]}{\gamma_{Nitrosomonas}} \quad \text{Ecuación 30}$$

$$\mu'_2 = \mu_2 * \frac{[Limnobium laevigatum]}{\gamma_{Limnobium laevigatum_{NH_4}}} \quad \text{Ecuación 31}$$

$$\mu'_3 = \mu_3 * \frac{[Nitrobacter]}{\gamma_{Nitrobacter}} \quad \text{Ecuación 32}$$

$$\mu'_4 = \mu_4 * \frac{[Limnobium laevigatum]}{\gamma_{Limnobium laevigatum_{NO_3}}} \quad \text{Ecuación 33}$$

$$\mu'_5 = \mu_5 * \frac{[Pseudomonas]}{\gamma_{Pseudomonas}} \quad \text{Ecuación 34}$$

De esta manera, las expresiones de las variación de la concentración de cada contaminante respecto del avance del canal (ver *Ecuación 27*, *Ecuación 28* y *Ecuación 29*) son reemplazadas por la *Ecuación 35*, *Ecuación 36* y *Ecuación 37* respectivamente, con el correspondiente término de μ'_i en cada una de ellas.

$$\frac{dC_{NH_4}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(-\frac{\mu'_1 * [NH_4]}{K_1 + [NH_4]} + \frac{\mu'_2 * [NH_4]}{K_2 + [NH_4]} \right) \quad \text{Ecuación 35}$$

$$\frac{dC_{NO_2}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(\frac{\mu'_1 * [NH_4]}{K_1 + [NH_4]} - \frac{\mu'_3 * [NO_2]}{K_3 + [NO_2]} \right) \quad \text{Ecuación 36}$$

$$\frac{dC_{NO_3}}{dz} = \frac{S}{q} * \left(\frac{\mu'_3 * [NO_2]}{K_3 + [NO_2]} - \frac{\mu'_4 * [NO_3]}{K_4 + [NO_3]} - \frac{\mu'_5 * [NO_3]}{K_5 + [NO_3]} \right) \quad \text{Ecuación 37}$$

Luego de obtener la totalidad de las ecuaciones necesarias, se debe simular el sistema con el objetivo de encontrar el valor de todas las constantes para generar la representación de los perfiles de concentración. Se implementó mediante el programa Microsoft Excel una tabla que contiene los encabezados de la *Tabla 5*, *6* y *7* y, además, en paralelo, los distintos valores para las constantes involucradas en las velocidades.

Se debe considerar que la expresión de la derivada de la concentración de cada contaminante respecto de la variable “z” es equivalente a la *Ecuación 38*. De esta expresión se despeja, para cada especie iónica analizada, la concentración aproximada para su uso en la *Tabla 5*.

$$\frac{dC_i}{dz} = \frac{\Delta C_i}{\Delta z} = \frac{C_{i1} - C_{i0}}{z_1 - z_0} \quad \text{Ecuación 38}$$

Posición (z)	$[NH_4]_{aprox}$	$[NO_2]_{aprox}$	$[NO_3]_{aprox}$
Toma valores desde el 0 al 9 (metros) con un paso de 0,01 (1 cm).	$[NH_4]_1 = \frac{d[NH_4]}{dz} * (z_1 - z_0) + [NH_4]_0$	$[NO_2]_1 = \frac{d[NO_2]}{dz} * (z_1 - z_0) + [NO_2]_0$	$[NO_3]_1 = \frac{d[NO_3]}{dz} * (z_1 - z_0) + [NO_3]_0$

Tabla 5. Encabezados 1

$r_{Absorción NH4}$	$r_{Nitrificación (Nitrobacter)}$	$r_{Nitrificación (Nitrosomonas)}$	$r_{Absorción NO3}$	$r_{Desnitrificación}$
$\frac{\mu'_2 * [NH_4]}{K_2 + [NH_4]}$	$\frac{\mu'_1 * [NH_4]}{K_1 + [NH_4]}$	$\frac{\mu'_3 * [NO_2]}{K_3 + [NO_2]}$	$\frac{\mu'_4 * [NO_3]}{K_4 + [NO_3]}$	$\frac{\mu'_5 * [NO_3]}{K_5 + [NO_3]}$

Tabla 6. Encabezados 2

$\frac{d[NH_4]}{dz}$	$\frac{d[NO_2]}{dz}$	$\frac{d[NO_3]}{dz}$	$[NH_4]_{real}$	$[NO_2]_{real}$	$[NO_3]_{real}$
Se calcula según la Ecuación 35	Se calcula según la Ecuación 36	Se calcula según la Ecuación 37	Valor de concentración real utilizado para obtener el error con el aproximado	Valor de concentración real utilizado para obtener el error con el aproximado	Valor de concentración real utilizado para obtener el error con el aproximado

Tabla 7. Encabezados 3

Una vez que la primera fila se encuentra completa con los datos, se utiliza la función autocompletar para rellenar automáticamente las filas restantes hasta alcanzar la totalidad de los 9 metros de la columna de posición. Posteriormente se emplea la herramienta “Solver” para hacer variar las 10 constantes de tal manera de obtener el menor valor del promedio de la sumatoria de los errores al cuadrado de las concentraciones de los tres contaminantes. De esta forma, se representan en un mismo gráfico tanto el perfil real como el modelado para cada especie.

Para el caso del amonio, la comparación del perfil con el modelado se muestra en la Figura 44.

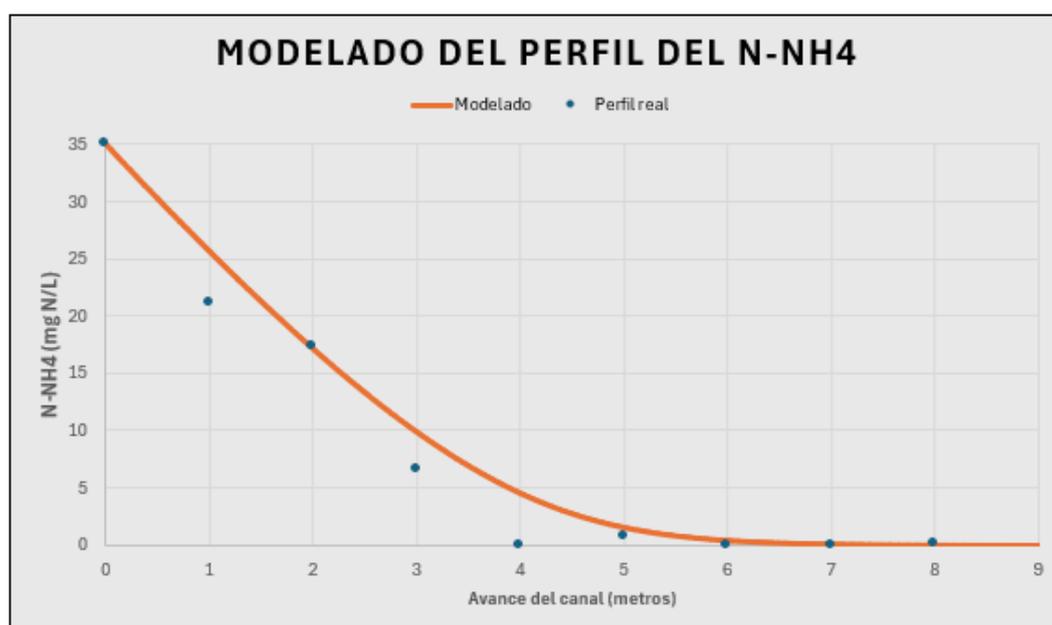


Figura 44. Modelado de perfil del amonio

La Figura 44 denota que el modelado se ajusta de manera precisa al perfil real. Para su corroboración se realiza el cálculo del factor de determinación R^2 . Se trata de una medida estadística que refleja la capacidad del modelo para explicar la variabilidad presente en los datos dependientes. Su valor oscila entre 0 y 1. Mientras más cercano a la unidad se encuentre, indicará que hay una

mayor correspondencia entre las predicciones del modelo y los valores observados. El cálculo se realizó con la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores observados y los valores predichos por el modelo (SSR), y la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores observados y su promedio (SST), según la *Ecuación 39*.

$$R^2 = 1 - \frac{SSR}{SST} \quad \text{Ecuación 39}$$

El valor del factor de determinación entre el modelado y el perfil real para el contaminante amonio se presenta en la *Tabla 8*.

R² (N-NH₄)	0,966
---	--------------

Tabla 8. Valor de R2 para el amonio

El nitrito, por su parte, muestra un modelado que se ajusta de manera adecuada a su comportamiento real, como se presenta en la *Figura 45*.

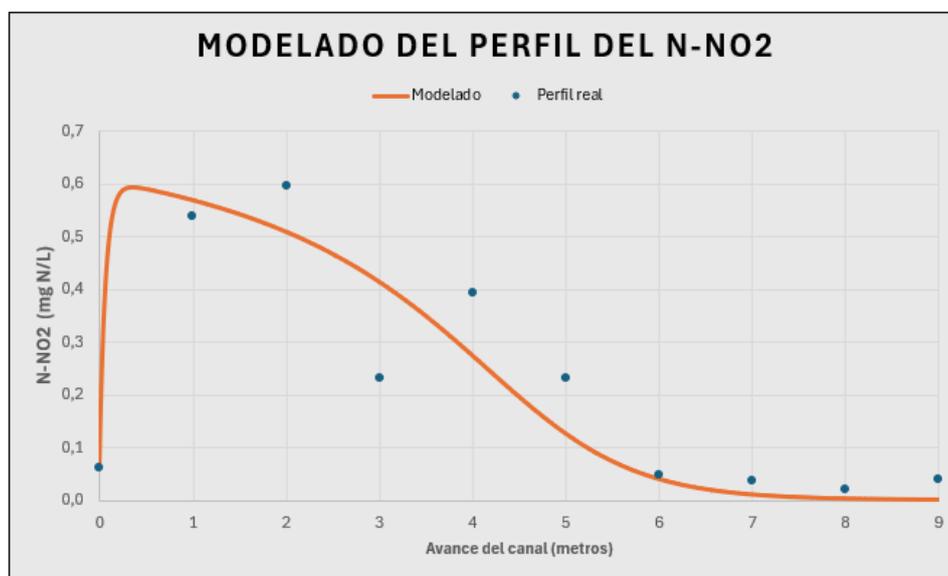


Figura 45. Modelado de perfil del nitrito

El factor de determinación correspondiente se muestra en la *Tabla 9*.

R² (N-NO₂)	0,885
---	--------------

Tabla 9. Valor de R2 para el nitrito

Como último contaminante modelado se encuentra el nitrato, cuya gráfica es la *Figura 46*.

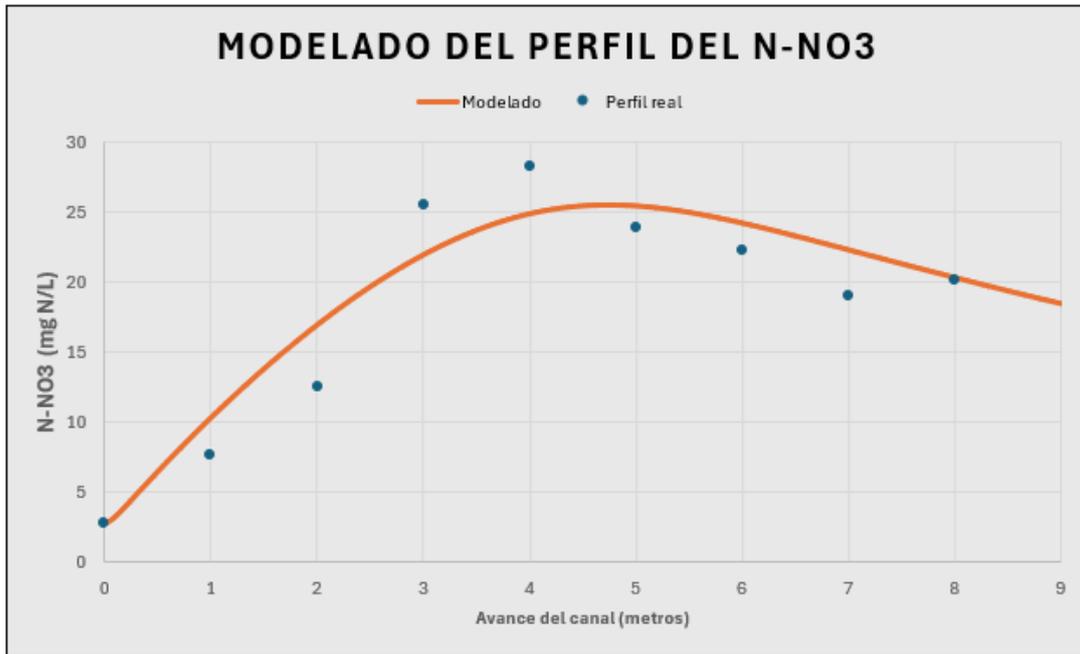


Figura 46. Modelado de perfil del nitrato

El coeficiente de determinación para el contaminante nitrato se presenta en la *Tabla 10*.

R² (N-NO₃)	0,873
---	--------------

Tabla 10. Valor de R2 para el nitrato

Estos modelos se realizaron con un valor único de cada constante involucrada que se presentan en la *Tabla 11* en conjunto con sus respectivas unidades.

Parámetros	Valor
μ'_1 (día ⁻¹)	44,234
μ'_2 (día ⁻¹)	425,262
μ'_3 (día ⁻¹)	11813,020
μ'_4 (día ⁻¹)	494,427
μ'_5 (día ⁻¹)	0,000
K_1 ($\frac{mg}{L}$)	6,090
K_2 ($\frac{mg}{L}$)	1536,253
K_3 ($\frac{mg}{L}$)	186,754

$K_4 \left(\frac{mg}{L}\right)$	1249,132
$K_5 \left(\frac{mg}{L}\right)$	81,028

Tabla 11. Valores de los parámetros modelados

3.2.6.1 Interpretación de constantes

Con los resultados proporcionados, es posible interpretar las constantes de velocidad de los procesos de transformación y absorción de nutrientes en el ciclo del nitrógeno (específicamente en relación con el amonio, nitrito, nitrato) y por parte de la planta *Limnobium laevigatum*. Estas constantes, junto con las constantes de Michaelis-Menten, permiten comprender la eficiencia y afinidad de las plantas y microorganismos en la absorción y transformación de estos nutrientes clave.

- $\mu'_1 = 44,234 \text{ día}^{-1}$: Este valor indica la tasa de conversión de amonio a nitrito, lo cual es parte de la primera etapa de la nitrificación realizada por bacterias nitrificantes *Nitrosomonas*. Un valor moderado como este sugiere que la velocidad de conversión de amonio a nitrito no es extremadamente rápida, lo que es típico en sistemas controlados o naturales con una concentración intermedia de amonio.

- $\mu'_2 = 425,262 \text{ día}^{-1}$: Este valor representa la tasa de absorción de amonio por las plantas. Este valor, relativamente alto sugiere que las plantas tienen una capacidad significativa para absorber amonio, especialmente en un ambiente donde el mismo es abundante. Esto refleja una afinidad bastante buena de las raíces de la planta por el amonio.

- $\mu'_3 = 11813,020 \text{ día}^{-1}$: Esta constante representa la velocidad de conversión de nitrito a nitrato. Este valor tan elevado indica que las bacterias *Nitrobacter*, responsables de este proceso, son extremadamente eficientes en transformar nitrito en nitrato.

- $\mu'_4 = 494,427 \text{ día}^{-1}$: Esta constante representa la velocidad de absorción de nitrato por las plantas. Un valor tan elevado indica que las plantas están absorbiendo nitrato de manera muy eficiente. Se observa que μ'_4 es comparable a μ'_2 indicando que las plantas tienen una capacidad notable para absorber ambos tipos de nitrógeno (amonio y nitrato) de manera eficiente. Esta eficiencia en la absorción es crucial, ya que tanto el amonio como el nitrato son formas de nitrógeno altamente asimilables que desempeñan roles fundamentales en el crecimiento y desarrollo vegetal.

- $\mu_5' = 0 \text{ día}^{-1}$: El valor nulo para la constante de nitrato a nitrógeno gaseoso sugiere que no está ocurriendo la desnitrificación en este sistema o que tiene un valor despreciable. Esto implica que no hay conversión de nitrato a N_2 (nitrógeno gaseoso), lo que puede deberse a la ausencia de condiciones anaeróbicas, que son necesarias para que ocurra el proceso mencionado.

- $K_1 = 6,090 \text{ (mg/L)}$: Este valor indica que la concentración de amonio necesaria para que la velocidad de transformación a nitrito alcance la mitad de su máximo es relativamente baja. Esto sugiere que las bacterias nitrificantes tienen una alta afinidad por el amonio, lo que significa que pueden transformar eficientemente el amonio en nitrito, incluso a concentraciones bajas.

- $K_2 = 1536,25 \text{ (mg/L)}$: Este valor alto sugiere que las plantas acuáticas requieren una concentración significativamente mayor de amonio para que su tasa de absorción alcance la mitad de su valor máximo. Esto puede indicar que la planta no es tan eficiente en la captación de amonio en comparación con las bacterias nitrificantes, lo que podría limitar su crecimiento si la concentración de amonio es baja.

- $K_3 = 186,75 \text{ (mg/L)}$: Este valor indica que la conversión de nitrito a nitrato es moderadamente eficiente, ya que la concentración de nitrito necesaria para que la velocidad de reacción alcance la mitad de su máximo es relativamente baja. Esto refleja la capacidad de las bacterias nitrificantes para transformar nitrito en nitrato de manera efectiva, lo que es crucial para mantener el flujo de nitrógeno en el sistema.

- $K_4 = 1249,13 \text{ (mg/L)}$: Este valor también es alto, lo que sugiere que las plantas requieren una concentración considerable de nitrato para que su tasa de absorción sea significativa. Similar al caso del amonio, esto puede indicar que las plantas tienen una menor eficiencia en la absorción de nitrato en comparación con las bacterias nitrificantes.

- $K_5 = 81,02 \text{ (mg/L)}$: Aunque el valor es menor que los de absorción de nutrientes por las plantas, un μ bajo sugiere que, si hubiera condiciones adecuadas para la desnitrificación, las bacterias podrían convertir nitrato a nitrógeno gaseoso de manera relativamente eficiente. Sin embargo, dado que μ_5' es 0, esto indica que no está ocurriendo desnitrificación en el sistema.

CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 Conclusiones

En el presente Proyecto Integrador Profesional (PIP) se estudió la capacidad de depuración de contaminantes de la especie *Limnobium laevigatum* en el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Allen, Río Negro. Con base en los resultados alcanzados y en función de los objetivos establecidos, se alcanzaron las siguientes conclusiones:

- Se llevaron a cabo satisfactoriamente las técnicas de laboratorio que permitieron caracterizar, de manera precisa, las propiedades fisicoquímicas de las muestras de aguas residuales urbanas.

- Se comprobó que la especie *Limnobium laevigatum* logró reducir significativamente los niveles de materia orgánica, logrando un porcentaje de depuración máximo de 60% de DQO, mostrando una capacidad depuradora efectiva.

- Así mismo, *Limnobium laevigatum* mostró potencial para el tratamiento de las aguas residuales urbanas, alcanzando una eliminación máxima de especies contaminantes como lo son el Nitrógeno y Fósforo totales de 78,7% y 69,8% respectivamente. De esta manera, y con los valores de estos parámetros en el efluente, se logra cumplir con la normativa vigente para reutilización del agua para riego agrícola-forestal (ver Anexo, apéndice B).

- Con base en los perfiles de concentración, se realizaron los correspondientes modelos de consumo de los iones amonio, nitrito y nitrato arrojando resultados de una alta precisión. Los modelos muestran que la planta *Limnobium laevigatum* posee una gran eficacia en la absorción de contaminantes como el amonio y nitrato, como lo indican las constantes μ'_2 y μ'_4 , y sus respectivas tasas K_2 y K_4 . Con respecto al proceso de conversión de amonio a nitrito y su posterior transformación a nitrato, se puede concluir que el primero de ellos ocurre bajo una velocidad moderada, mientras que la conversión restante es especialmente rápida (representada por la constante μ'_3). La ausencia de desnitrificación (o su presencia mínima) sugiere que el sistema está operando en condiciones aeróbicas, ya que la desnitrificación suele ocurrir en condiciones anaeróbicas. Debido a esto la constante μ'_5 posee un valor nulo.

- El método convencional de tratamiento de aguas residuales, que utiliza el proceso de lodo

activado, es altamente eficiente en la eliminación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), así como en la remoción de Nitrógeno y Fósforo. Sin embargo, el tratamiento con plantas acuáticas ofrece beneficios significativos que lo destacan como una alternativa sostenible. Aunque las tasas de eliminación de DQO suelen ser más bajas en comparación con el método convencional, el uso de plantas acuáticas permite la depuración de Nitrógeno y Fósforo con un enfoque más natural y ecológico. Estos sistemas también mejoran la biodiversidad y reducen costos operativos. Este método puede integrarse con tecnologías tradicionales, creando un enfoque híbrido que maximiza la eficiencia y sostenibilidad del tratamiento de aguas residuales. Estos resultados indican que el tratamiento de aguas por plantas acuáticas es un método factible a realizar en una mayor escala, siempre y cuando se regulen las condiciones ambientales a las que la planta está expuesta, evitando así su deterioro en climas desfavorables.

4.2 Recomendaciones

- Realizar un monitoreo prolongado de la eficiencia depuradora de *Limnobium laevigatum* en diferentes épocas del año para evaluar su respuesta a variaciones estacionales.
- Profundizar en los factores ambientales (luz, temperatura, pH, turbidez) que podrían optimizar la eficiencia de la planta *Limnobium laevigatum* en la eliminación de contaminantes.
- Efectuar mediciones sobre el crecimiento real de la planta para poder realizar un modelo del crecimiento de *Limnobium laevigatum* en relación a la absorción de contaminantes.
- Ampliar escala de tratamiento para evaluar comportamiento de *Limnobium laevigatum* a mayores caudales y en un funcionamiento continuo.
- Complementar estudio de presencia de patógenos acuáticos y metales pesados presentes en el curso de agua entrante, y evaluar posible depuración por parte de la planta *Limnobium laevigatum*.
- Evaluar el reaprovechamiento de la biomasa en descomposición para la generación de biogás.

BIBLIOGRAFÍA

- Arán, D. S., Harguinteguy, C. A., Fernández Cirelli, A., & Pgnata, M. L. (2016). *Fitoextracción de Pb, Cr, Ni, y Zn por la planta acuática Limnobium laevigatum y su potencial uso en el tratamiento de aguas residuales.*
- Atkins, P., & De Paula, J. (2010). *Physical Chemistry.* (9 th Edition). W. H. Freeman and Company New York
- Bark, F. (2023, septiembre 1). *La contaminación y la salud del Río Negro bajo la lupa: investigar, invertir, educar.* <https://www.rionegro.com.ar/sociedad/la-contaminacion-y-la-salud-del-rio-negro-bajo-la-lupa-investigar-invertir-y-educar-3115495/>
- Barko, J. W., Adams, M. S., & Clesceri, N. L. (1986). Environmental Factors and Their Consideration in the Management of Submersed Aquatic Vegetation: A Review. *J.AquaticPlantManage.*
- Bonilla Abarca, L. (2017). *Tratamiento de aguas residuales de textilería utilizando carbón activado.*
- Cárdenas Calvachi, G. L., & Sánchez Ortiz, I. A. (2013). *Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efector y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública.*
- Carhuaricra Ferrer, P. (2019). *FITORREMEDIACIÓN POR EL PROCESO DE FITODEGRADACIÓN CON DOS ESPECIES MACRÓFITAS ACUÁTICAS, Limnobium laevigatum y Eichhornia crassipes PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS DE LA LAGUNA FACULTATIVA EN LA LOCALIDAD DE PACAYPAMPA, DISTRITO DE SANTA MARÍA DEL VALLE (HUÁNUCO), AGOSTO – SETIEMBRE 2018.*
- Christian, G. D. (2009). *Química Analítica* (Vol. 6). McGrawHill.

Davies, M. L., & Masten, S. J. (2005). *Ingeniería y ciencias ambientales*. (1ra Edición). McGrawHill.

Delgadillo López, A. E., González Ramírez, C. A., Prieto García, F., Villagómez Ibarra, J. R., & Acevedo Sandoval, O. (2011). *Fitorremediación: Una alternativa para eliminar la contaminación*.

Departamento Provincial de Aguas de Río Negro. (2015). *Resolución N° 1423*.

Espigares García, M., & Pérez López, J. A. (1985). *Composición de Aguas Residuales*.

Fernández, A. (2017, January 17). *Denuncian extrema contaminación del río Negro en Roca*
Las imágenes tomadas por un drone muestran el alto grado de contaminación del río
producto del vertido de líquidos cloacales sin tratamiento.
<https://www.lmcipolletti.com/denuncian-extrema-contaminacion-del-rio-negro-roca-n538577>

Fernández F., M. A., & Noguera B., W. D. (2019). *EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD FITOREMEDIADORA DEL JACINTO DE AGUA (EICHHORNIA CRASSIPES) EN DOS TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRAULICA COMO ALTERNATIVA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS EN EL CORREGIMIENTO DE USENDA, SILVIA –CAUCA*.

Garfias Patricio, C. A. (2018). *Fitorremediación con agua de lavado con el trébol de agua*.

Grady, L. C. P., Daigger, G. T., & Lim, H. C. (1999). *Biological Wastewater Treatment* (Second).

Hernández Puerta, N., & Luna Galvis, J. S. (2016). *PRUEBA PILOTO PARA LA EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LAS PLANTAS FITORREMEDIADORAS DEL HUMEDAL LAS TINGUAS, EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS*.

- Herreros, S. (2024, July 23). *Los líquidos cloacales llegarán sin tratamiento al río Limay durante un mes, por un by pass*. <https://www.rionegro.com.ar/sociedad/los-liquidos-cloacales-llegaran-sin-tratamiento-al-rio-limay-durante-un-mes-por-un-by-pass-3703558/>
- Hidalgo, J. C., Montano, J. J., Marco, Y., & Estrada, S. (2005). RECIENTES APLICACIONES DE LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES CON PLANTAS ACUÁTICAS RECENT APPLICATIONS OF WASTE WATER BY MEANS OF AQUATIC PLANTS ANTECEDENTES GENERALES. In *Theoria* (Vol. 14, Issue 1).
- Honorable Congreso de la Nación Argentina. (2002). *Ley N° 25688/2002: Régimen de Gestión Ambiental de Aguas*.
- Honorable Legislatura de la Provincia de Neuquén. (1975). *Ley N° 899: Código de Aguas*. https://alimentosargentinos.magyp.gob.ar/bpa/Aguas_de_riego/Neuquen/Ley_Aguas_899_NQ.pdf
- Knobelsdorf Miranda, M. J. (2005). Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP. *Ingeniería Del Agua*, 8(1), 67. <https://doi.org/10.4995/ia.2001.2860>
- Margulis, L., & Sagan, D. (2012). *El proceso de nutrición de las plantas*.
- Martelo, J., & Lara Borrero, J. A. (2012). *Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte*. 8.
- Martinez, I. M. (1989). *DEPURACION DE AGUAS CON PLANTAS EMERGENTES*.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2012). *Ingeniería Ambiental*. (1ra Edición). Alfaomega.
- Núñez López, R. A., Meas Vong, Y., Ortega Borges, R., & Olguín, E. J. (2004). *Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones*.
- Ortiz Muñoz, Y. D., Rodríguez R., L. F., Navarro Chaparro, H., Espinosa Garcia, H., & Hernandez Montaña, V. (2006). *Ensayos de eficiencia con macrófitas para la remoción*

de carga contaminante en aguas residuales de hatos lecheros para un subsector de la Laguna de Fúquene’.

Pabón Guerrero, S. E., Benítez, R., Sarria Villa, R. A., & Gallo Corredor, J. A. (2020). *Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción.*

Pérez, C. H. F., & Seewald, P. (2019). *Limnobium laevigatum (HUMB. & BONPL. EX WILLD.) HEINE (ALISMATALES, HYDROCHARITACEAE), UNA NUEVA ESPECIE INVASORA EN LA CUENCA DEL RÍO NEGRO, PROVINCIA DE RÍO NEGRO, ARGENTINA. 9.*

Quirós, R. (2000). *La eutrofización de las aguas continentales de Argentina.*

Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de Aguas Residuales.* Barcelona: REVETÉ, S.A.

Raschid-Sally, Liqa., & Jayakody, Priyantha. (2009). *Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries : results from a global assessment.* [International Water Management Institute].

Rieger, L., Gillot, S., Langergraber, G., Ohtsuki, T., Shaw, A., Takács, I., & Winkler, S. (2013). *Guidelines for using activated sludge models.* IWA.

Rodríguez Chumbe, M. I., & García, K. A. M. (2012). *Depuración de aguas servidas, utilizando especies acuáticas, en la ciudad de Moyobamba.*

Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (1980). *Water Chemistry.* JohnWiley&Sons.

Thcobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, D. H. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and resource recovery (Fourth).* New York, NY. Metcalf & Eddy, Inc. (4th Ed.). Mc Graw Hill.

Valderrama, L. T. (1996). USO DE DOS ESPECIES DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS, *Limnobium laevigatum* Y *Eichhornia crassipes* PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES AGRO INDUSTRIALES. *UNIVERIAS SCIENTIARUM.* , 3, 83–97.

ANEXO

Apéndice A

Provincia del Neuquén Ley de Aguas - "Código de Aguas" Ley N° 899

Parámetro	Límites permisibles en el vertido a curso de agua
PH	6,5 - 9,5
Temperatura	45 °C
Nitrógeno Amoniacal	3 mg/l
Coliformes totales	5000 NMP/100 ml
SSSEE: Grasas y Aceites	50 mg/l
Sólidos Sedimentables en 10'	Su valor está acotado por el parámetro SS 2 hs.
Sólidos Sedimentables en 2 hs	1 ml/l
Demanda Bioquímica de Oxígeno	sobre muestra bruta: 50 mg/l
Demanda Química de Oxígeno	sobre muestra bruta: 250 mg/l
Hidrocarburos totales	30 mg/l
Sustancias Fenólicas	0,5 mg/l
Detergentes	0,5 mg/l
Hierro, Fe (soluble)	1 mg/l
Manganeso, Mn (soluble)	1 mg/l
Cromo total, Cr	1 mg/l
Cinc, Zn	5 mg/l
Cobre, Cu	1 mg/l
Níquel, Ni	1 mg/l
Mercurio, Hg	0,005 mg/l
Arsénico, As	0,1 mg/l
Cianuro, CN	0,1 mg/l
Plomo, Pb	0,5 mg/l
Cadmio, Cd	0,1 mg/l
Fósforo total	1 mg/l
Orgánicos Clorados (Plaguicidas)	0,05 mg/l
Orgánicos Fosforados (Plaguicidas)	0,1 mg/l

Tabla 12. Límites máximos permisibles para Neuquén

Apéndice B

Valores Máximos recomendados de Parámetros Físicoquímicos y Microbiológicos en Efluentes Domiciliarios o Industriales para su reutilización en Riego Agrícola - Forestal (1)

PROVINCIA DE RÍO NEGRO - DEPARTAMENTO PROVINCIAL DE AGUAS (DPA) -

Resolución N° 1423

Parámetros	Unidades	Valor máximo recomendado	Frecuencia de muestreo
A. FÍSICO-QUÍMICOS			
Conductividad	µS/cm	3000	Mensual
PH	-	6-9	Mensual
Grasas y Aceites	mg/l	10	Mensual
Sólidos Sedimentables en 2 horas	mg/l	1	Mensual
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	150	Mensual
B. SUSTANCIAS TÓXICAS INORGÁNICAS			
Aniones			
Cianuros	mg/l	0,1	Semestral
Cloruros	mg/l	500	Semestral
Fluoruros	mg/l	1	Semestral
Sulfatos	mg/l	600	Semestral
Sulfuros	mg/l	1	Semestral
Cationes			
Aluminio	mg/l	0,1	Semestral
Arsénico	mg/l	0,1	Semestral
Bario	mg/l	1	Semestral
Boro	mg/l	0,5	Semestral
Cadmio	mg/l	0,01	Semestral
Calcio	mg/l	-	Semestral
Cobre	mg/l	0,25	Semestral
Cromo total	mg/l	2,5	Semestral

Hierro total	mg/l	1	Semestral
Manganeso	mg/l	0,5	Semestral
Mercurio	mg/l	0,002	Semestral
Níquel	mg/l	0,2	Semestral
C. NUTRIENTES			
Fósforo Total	mg/l	10	Bimestral
Nitratos	mg/l	10	Bimestral
D. PARÁMETROS ORGÁNICOS			
(2) DBO	mg/l	30 _(a) / 100 _(b)	Semestral
DQO	mg/l	250 _(a) / 300 _(b)	Semestral
Detergentes	mg/l	0,5	Semestral
Plaguicidas Organoclorados	mg/l	0,03	Semestral
Fitoestrógenos	mg/l	0,001	Semestral
E. PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS			
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 ml	1000	Mensual
Helmintos	Huevos/1000 ml	<1	Semestral
Salmonella	UFC/1000 ml	ausente	Semestral

Tabla 13. Límites máximos permisibles para Río Negro

(1) Riego de especies forrajeras, oleaginosas o forestales cultivadas en Áreas de Acceso Restringido, con riego gravitacional o localizado (goteo).

(2)(a) Valores para efluentes cloacales / (b) efluentes industriales