

OPINIÓN EXPERTO

INFORME ANÁLISIS DE DINÁMICA Y CONTAMINACIÓN FLUVIAL EN ZONA DICHAM EN VERTEDEROS MUNICIPAL E INDUSTRIAL

Realizado por:



Dr. Ing. Diego Ortiz Cañete

Master en Gestión Ambiental de Sistemas Hídricos

Doctor en Contaminación, Toxicología y Sanidad Ambiental

TABLA DE CONTENIDO

1.- INTRODUCCIÓN	1
2.- METODOLOGÍA	2
3.- RESULTADOS	5
3.1.- <i>Tabla de Resultados de la calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en abril y septiembre del 2019.</i>	5
3.2.- <i>Análisis de calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en abril</i>	6
3.3.- <i>Análisis de calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en septiembre</i>	9
3.4.- <i>Comparación de los muestreos de calidad de agua tomados en abril y septiembre</i>	10
3.5.- <i>Resultados de ensayos microbiológicos encontrados en septiembre</i>	12
3.6.- <i>Dinámica fluvial</i>	14
3.6.1.- <i>Dinámica fluvial en época de mayor pluviometría</i>	14
3.6.2.- <i>Dinámica fluvial en época de menor pluviometría</i>	17
3.7.- <i>Mejora de calidad de agua de empozamientos y métodos de tratamiento de lixiviados</i>	20
3.8.- <i>Modificación geográfica en la zona de vertederos</i>	22
4.- CONCLUSIONES	28
5.- BIBLIOGRAFÍA	29
6.- RECOMENDACIONES	31
7.- ANEXOS	
7.1.- <i>Análisis Experto Medio Ambiental Zona Dicham en Vertederos Municipal e Industrial.</i>	
7.2.- <i>Muestreos de aguas superficiales y subterráneas realizado por Laboratorio Hidrolab en abril del 2019.</i>	

- 7.3.- Muestréos de aguas superficiales y subterráneas realizado por Laboratorio ALS en septiembre del 2019.**
- 7.4.- Muestréos microbiológicos en el sector Dicham provenientes del Laboratorio de Salud Pública de Llanquihue.**
- 7.5.- Declaración de Impacto Ambiental del año 2009 respecto del proyecto denominado “Plan de Cierre y Sellado Vertedero Municipal Comuna de Chonchi”.**
- 7.6.- Resolución 644 del 27 de abril de 2004 otorgada por el Dpto. Programa sobre el Ambiente de Servicio de Salud Llanquihue, Ministerio de Salud.**

ANTECEDENTES PREVIOS

El presente informe tiene por objeto, por una parte, exponer los resultados asociados al análisis realizado al sector que media entre los vertederos Municipal de Chonchi y el Industrial, el cual presenta un área de inundación y como esta área se comporta en su dinámica conforme a las variables que la generan.

Asimismo y, por otra parte, considerar los resultados y conclusiones contenidas en el informe técnico de fiscalización ambiental DFZ-2019-2136-X.RCA, en orden a los estudios realizados en el sector de Dicham encargados por el titular del proyecto Vertedero Industrial Dicham, con el fin de circunscribir las apreciaciones en lo particular realizadas por la Superintendencia de Medio Ambiente, al ámbito global que esta zona de inundación presenta.

INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores problemas es la variabilidad de los sistemas hídricos y sus efectos en el entorno. Es por eso que buscamos fundamentar la dinámica fluvial existente en invierno y verano en la zona de Dicham, en la comuna de Chonchi donde existen dos vertederos emplazados. Un vertedero pertenece al municipio de Chonchi denominado vertedero municipal de Chonchi y otro privado denominado vertedero industrial Dicham. Estos dos vertederos están muy próximos, separados solo por un pequeño predio, pero unidos por un cauce intermitente que en la época de invierno posee una dinámica fluvial activa y en verano solo se visualizan pequeños empozamientos aislados en las zonas más bajas de inundación.

Para evaluar el grado de contaminación que provoca un vertedero al medio es necesario analizar si estos generan lixiviados que puedan generar contaminación en los cuerpos de agua aledaños. El lixiviado de vertederos puede caracterizarse como una solución a base de agua de cuatro grupos de contaminantes (materia orgánica disuelta, macrocomponentes inorgánicos, metales pesados y xenobióticos de compuestos orgánicos [1]). Los principales efectos potenciales de una liberación de lixiviados al agua superficial son la reducción del oxígeno en parte del cuerpo de agua superficial, cambios en el fondo del arroyo de la fauna y flora y la toxicidad de amoníaco [2].

Para analizar los efectos de lixiviados es necesario caracterizar el régimen hidrológico en sus caudales los cuales presentan valores máximos en los períodos invernales y mínimos o nulos en la época estival. Los procesos que determinan las pérdidas por conducción en tributarios intermitentes y/o efímeros son la infiltración o recarga y la evapotranspiración [3].

La eficiencia de conducción de caudales es variable y está estrechamente vinculada al régimen de escurrimientos. Bajo la condición de escurrimientos continuos, típicamente en el periodo invernal, las pérdidas por infiltración se ven notablemente reducidas a valores mínimos, mientras que dicho valor aumenta drásticamente o son totales en el período estival con mínimos o nulos escurrimientos y empozamientos en las zonas más bajas.

En la época invernal donde existen mayores caudales en los tributarios, el destino de los contaminantes difusos provenientes de lixiviados en sistemas acuáticos está gobernado por los procesos de lluvia-escurrimiento pero todos los otros elementos del ciclo hidrológico tienen efectos directos o indirectos sobre los procesos de transporte y transformación de las sustancias contenidas en el agua.

El objetivo principal de este estudio es determinar la dinámica de los empozamientos en invierno y verano para analizar posible influencia de lixiviados.

Objetivos secundarios son:

- Caracterizar físico-químicamente las muestras de aguas superficiales y subterráneas tomadas en abril versus las tomadas en septiembre.
- Determinar las posibles causas si se encuentran diferentes calidades de agua en las muestras tomadas en abril versus las de septiembre.
- Proponer métodos de restauración de los empozamientos.
- Caracterizar la modificación antrópica realizada en el área de estudio.

METODOLOGÍA

Se realizaron 5 visitas a terreno a la zona de estudio para un levantamiento de información sobre los tributarios existentes, las zonas de inundación, el sentido de la escorrentía superficial, el impacto provocado en las zonas de empozamientos, la ubicación de los puntos de muestreo de aguas, cambios en el entorno, etc., de manera de verificar en terreno la información existente (Visitas realizadas el 14/11/2019; 12/12/2019, 13/12/2019, 06/02/2020 y 07/02/2020).

Para caracterizar las aguas superficiales en los empozamientos ubicados en las zonas de inundación y las aguas subterráneas en otros puntos en las cercanías de ambos vertederos se utilizaron muestras de aguas obtenidas en abril del 2019 por el Laboratorio Hidrolab y muestras obtenidas en septiembre del 2019 por el Laboratorio ALS (ver anexos). Para las muestras microbiológicas se utilizaron muestras provenientes del Laboratorio de Salud Pública de Llanquihue (ver anexo).

Se midieron los parámetros físico-químicos que exige el artículo 47 del D.S. N° 189/2005 respecto a rellenos sanitarios a todas las muestras.

Para el análisis de la dinámica fluvial en la zona de vertederos se utilizó un informe Análisis Experto Medio Ambiental Zona Dicham en Vertederos Municipal e Industrial.

Para comparar las concentraciones de los parámetros físico-químicos de cada muestra se utilizó la tabla N° 1 del decreto 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas continentales superficiales.

Para el caso de muestras de aguas subterráneas se comparó con los umbrales de parámetros físico-químicos de la tabla N° 1 del artículo 11 del 47 del D.S. N° 46/2002 respecto a la emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.

Se comparó la calidad de agua de las muestras obtenidas en abril versus las muestras obtenidas en septiembre para observar si hay cambios significativos.

En la Fig. 1 se observan ambos vertederos y su ubicación en el sector Dicham. Con línea azul el vertedero municipal de Chonchi y con línea roja el vertedero industrial Dicham.



Fig. 1: Ubicación de vertedero Municipal de Chonchi (perímetro azul) y el vertedero industrial Dicham (perímetro rojo).

En la Fig. 2 se observa la ubicación de los puntos de muestreo de calidad de agua que se midieron en ambos vertederos y aguas abajo.



Fig. 2: Ubicación de diferentes puntos de muestreo de aguas en el emplazamiento de ambos vertederos y aguas abajo.

El punto 1 corresponde a una muestra obtenida aguas abajo y cerca del vertedero municipal hacia las zonas de inundación. De este punto solo se obtuvieron muestras en el mes de abril, no siendo replicado en el mes de septiembre.

El punto 2 corresponde a muestras tomadas aguas arriba y al norte del vertedero industrial Dicham. En este punto existen muestras del mes de abril y septiembre del 2019.

Los puntos 3 y 4 son muestras tomadas al weste del vertedero industrial Dicham. En este punto existen muestras del mes de abril y septiembre.

El punto 5 es una muestra tomada de aguas subterráneas de pozo profundo en el interior del vertedero industrial Dicham. En este punto existen muestras del mes de abril y septiembre.

El Punto 6 corresponde a un punto ubicado a 1 Km. aguas abajo de la zona de vertederos. En este punto existen muestras del mes de abril y septiembre.

Por último, tenemos el Punto SMA 4 que corresponde a un punto aguas abajo ubicado a 160 metros del vertedero industrial Dicham de donde se obtuvieron muestras solo en septiembre.

Para analizar la dinámica fluvial de forma empírica de los empozamientos ubicados entre vertederos se utilizó en este estudio una cartografía realizada por Constructora e Inmobiliaria Rukán Ltda. Esta cartografía nos entregará las zonas de inundación probables con las cotas más bajas de los empozamientos existentes en época estival y las cotas más altas en época invernal de acuerdo a topografía y relieve de forma actualizada.

Se caracterizó la dinámica fluvial y la zona de empozamientos basados en datos pluviométricos de la zona y se procedió a describir la dinámica de los empozamientos en invierno y verano.

Se realizó una inspección aérea de las áreas entre vertederos con dron donde se procedió a sobrevolar la zona y determinar los cambios en la morfología del terreno en el vertedero municipal donde se puede ver afectada la dinámica fluvial a futuro aguas abajo en la zona de empozamientos entre vertederos.

RESULTADOS

3.1.- Tabla de Resultados de la calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en abril y septiembre del 2019.

Los resultados de los parámetros físico-químicos en cada punto de muestreo se presenta en la tabla 1 y 2. La letra “a” visualiza los resultados de las muestras de calidad de agua tomadas en abril y la letra “b” corresponde a las muestras de calidad de agua tomadas en septiembre. Las muestras que solamente tienen una medida en una fecha determinada se colocaran al comienzo en la tabla 1. Estas muestras corresponden al punto 1, que fue tomada en abril a la salida del vertedero municipal aguas abajo y la muestra SMA 4 que fue tomada en septiembre a 160 metros aguas abajo del vertedero industrial.

Parámetro	Pto. 1 a	SMA 4 b	Pto. 2 a	Pto. 2 b	Pto. 3 a	Pto. 3 b
Cloruros (mg Cl/L)	3,78	52,1	104	52,4	201	13,3
Nitrógeno Amoniacal (mg N/L)	24,7	11,3	20,5	22	10,4	0,08
Nitrógeno Kjeldahl (mg N/L)	54,8	15,5	34,3	24,7	19,9	1
pH (unidad)	6,1 (9,5°C)	7,15 (13,9°C)	7,0 (13,6°C)	7,35 (14,0°C)	7,00 (12,2°C)	6,88 (14,8°C)
Sulfato (mg SO ₄ /L)	5,8	14,0	27,0	10,0	33,0	<10
Cobre (mg Cu/L)	0,064	-	0,115	-	0,119	-
Hierro (mg Fe/L)	4,16	5,731	6,420	1,173	9,110	1,752
Magnesio (mg Mg/L)	3,980	2,624	2,930	4,81	6,950	1,354
Sodio (mg Na/L)	12,6	24,42	42,2	26,65	89,0	5,9
DBO ₅ (mg/L)	142	59	79	21	49	20
DQO (mg/L)	3699	350	780	85	519	33
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	49,3	94	50,4	134	168	15
Conductividad (us/cm)	217	356	471	499,7	1010	65,2
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	253	73	247,0	34,0	32,0	4,0
Turbiedad (UNT)	0,5	31	126,0	29,0	12,3	35,0
Temperatura (°C)	9,50	13,9	13,6	14,0	12,2	14,8

Tabla 1: Muestras de aguas superficiales tomadas en la zona de vertederos. Letra “a” corresponde a muestras tomadas en abril y la letra “b” a muestras tomadas en septiembre.

Parámetro	Pto. 4 a	Pto. 4 b	Pto. 5 a	Pto. 5 b	Pto. 6 a	Pto. 6 b
Cloruros (mg Cl/L)	234	13,6	3,25	12,6	20,7	42,2
Nitrógeno Amoniacal (mg N/L)	16,4	<0,03	1	0,07	3,05	5,06
Nitrógeno Kjeldahl (mg N/L)	46	<0,7	2,09	<0,7	6,73	11,9
pH (unidad)	6,80 (12,5°C)	7,08 (15,6°C)	7,5 (14,3°C)	7,18 (11,4°C)	5,970(9,2°C)	7,47 (10,0°C)
Sulfato (mg SO ₄ /L)	49	<10	1,6	17,0	3,0	<10
Cobre (mg Cu/L)	0,172	-	0,038	-	0,082	-
Hierro (mg Fe/L)	10,6	0,366	0,863	0,625	3,550	1,051
Magnesio (mg Mg/L)	7,060	1,368	3,050	3,243	1,920	1,927
Sodio (mg Na/L)	82,9	6,54	10,6	9,83	26,1	20,03
DBO ₅ (mg/L)	53	16	<2	3	36	69
DQO (mg/L)	477	33	2	20	177	352
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	190	15	45,5	40	12,2	59
Conductividad (us/cm)	1063	66	146	132,3	94,1	249,7
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	66	<3	<5,0	35,0	62,0	260,0
Turbiedad (UNT)	13,6	1,4	1,0	12,0	16,5	13,0
Temperatura (°C)	12,50	15,6	14,3	11,4	9,2	10,0

Tabla 2: Muestras de aguas superficiales y subterráneas tomadas en la zona de vertederos. Letra “a” corresponde a muestras tomadas en abril y la letra “b” a muestras tomadas en septiembre.

3.2.- Análisis de calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en abril.

Basados en la caracterización de los parámetros físico-químicos de las muestras de agua y al análisis realizado en el informe Análisis Experto Medio Ambiental Zona Dicham en Vertederos Municipal e Industrial (Se adjunta en anexo) se destaca lo siguiente:

Existe la presencia de un lixiviado con alta carga orgánica derivados de residuos sólidos domiciliarios con a lo menos 20 de años de antigüedad provenientes del vertedero municipal. Este lixiviado con alta carga orgánica se vio reflejado en las muestras de agua tomadas en el punto 1 a la salida del vertedero municipal en donde se evidenció la mayor concentración de DBO₅, DQO, sólidos suspendidos totales, Nitrógeno Amoniacal, Nitrógeno Kjeldahl y pH más ácido [4] en comparación a los puntos de muestreo restantes ubicadas aguas abajo.

La razón DBO/DQO es una forma científica relativamente estable de caracterizar a un lixiviado de residuos sólidos domiciliarios de acuerdo al tiempo transcurrido de disposición final en un vertedero. La baja razón DBO/DQO de 0,04 encontrada en el punto 1 es una prueba inequívoca de que el lixiviado proviene de residuos sólidos de tipo domiciliarios antiguos de a lo menos 20 años de su deposición final en el vertedero. Otros autores encontraron en vertederos de tipo domiciliarios una razón de DBO/DQO de 0,04 y 0,07 en 23 años en dos vertederos diferentes (Chen and Bowerman, 1974 [5]) ó de 0,1 en 22 años (Lo, 1996 [6]). Lo anterior confirma que lixiviados con a lo menos 20 años de disposición final encontrados en el punto 1 de muestreo solo puede provenir del vertedero municipal que está operando desde hace 35 años y no del vertedero industrial que opera desde hace 12

años. Basados en las concentraciones de los contaminantes orgánicos muestreados en los diferentes puntos, podemos concluir que existe una pluma que se va diluyendo aguas abajo desde el punto 1 al 4, creando un gradiente de mayor a menor concentración.

Esta caracterización físico-química del lixiviado y su comportamiento a partir del punto 1 aguas abajo confirma la dirección del lixiviado generado en el vertedero municipal y su dirección lo que es demostrado también por la modelación hidrodinámica y topografía en el lugar presentada en el informe Análisis Experto Medio Ambiental Zona Dicham en Vertederos Municipal e Industrial.

Al comparar las muestras de agua en cada muestreo y teniendo como referencia el decreto supremo 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales (tabla N° 1) y para el caso de aguas subterráneas los umbrales del artículo 11 del 47 del D.S. N° 46/2002 (tabla N° 1) respecto a la emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas encontramos los siguientes resultados:

- Cloruros en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de las normas (400 mg Cl/L en aguas superficiales y 250 mg Cl/L en aguas subterráneas).
- Nitrógeno Kjeldahl en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de la norma, excepto en el pto. 1 que sobrepasa la norma (50 mg N/L en aguas superficiales y 10 mg N/L en aguas subterráneas).
- pH en todos los puntos dentro de los umbrales a excepción del pto. 6 que es ligeramente más ácido que el límite inferior de la norma (pH entre 6,0 y 8,5 tanto para aguas superficiales como subterráneas).
- Sulfatos en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de la norma (1000 mg SO₄/L en aguas superficiales y 250 mg SO₄/L en aguas subterráneas).
- Cobre en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de la norma (1,0 mg Cu/L tanto para aguas superficiales como subterráneas).
- Hierro en los puntos 1, 5 y 6 bajo el umbral de norma. Puntos 2, 3 y 4 sobre el umbral de la norma (5,0 mg Fe/L para aguas superficiales y para aguas subterráneas).
- DBO₅ en todos los puntos de muestreo sobre el umbral de la norma (35 mg/L), a excepción del pto. 5 que no aplica en la norma de aguas subterráneas, pero sus niveles son ínfimos.
- Sólidos suspendidos totales en los puntos 1 y 2 sobre el umbral de la norma. Los puntos 3, 4 y 6 se encuentran bajo la norma (80 mg/L). El punto 5 no aplica la norma y posee niveles ínfimos.

De acuerdo a los buenos parámetros físico-químicos de calidad de agua del punto 5 en la zona de pozo profundo al interior del vertedero industrial Dicham podemos concluir que las aguas subterráneas no presentan contaminación por lixiviados provenientes de aguas superficiales de acuerdo al artículo 11 del 47 del D.S. N° 46/2002 respecto a la emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.

En la tabla 3 podemos visualizar en los diferentes puntos muestreados en aguas superficiales un resumen de los parámetros físico-químicos que sobrepasaron los umbrales (marcados en negro) determinados en el decreto supremo 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales (tabla N° 1).

Parámetro	Límite Aguas superficiales	Pto. 1	Pto. 2	Pto. 3	Pto. 4	Pto. 6
Nitrógeno Kjeldahl (mg N/L)	50	54,8	34,3	19,9	46	6,73
pH (unidad)	6 y 8,5	6,1 (9,5°C)	7,0 (13,6°C)	7,0 (12,2°C)	6,80 (12,5°C)	5,97 (9,2°C)
Hierro (mg Fe/L)	5	4,16	6,420	9,11	10,6	3,550
DBO5 (mg/L)	35	142	79	49	53	36
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	80	253	247,0	32,0	66	62,0

Tabla 3: Parámetros sobrepasados (marcados en negro) respecto a la norma de descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales en los diferentes puntos de muestreo.

No se puede determinar con certeza el origen de las concentraciones de hierro sobre el umbral de la norma encontrados en los puntos 2, 3 y 4. Sin embargo se observa un aumento gradual desde el pto. 1 al pto. 4. Esto puede ser debido al lavado de la cuenca aguas arriba y depositarse en las zonas más bajas aguas abajo en los empozamientos. Se presume que el hierro se puede liberar cuando el suelo rico en hierro interactúa con el lixiviado de los vertederos, rico en materia orgánica y alto potencial redox en presencia de bacterias reductoras de hierro [7].

El punto 6 a 1000 m. al sur-veste solo presenta una pequeña alteración del DBO₅, siendo de 36 mg/L cuando el límite es de 35 mg/L de acuerdo a la norma. También presenta una leve acidez del pH respecto a la norma estando sobrepasado en el límite.

Se encontró que el DBO₅ sobrepasa en todos los puntos de aguas superficiales el valor de la norma. Sin embargo, se encuentra un gradiente de mayor concentración desde el pto. 1 al punto 4. También se encuentra en el punto 1 que el Nitrógeno Kjeldahl sobrepasa la norma. Los sólidos suspendidos totales sobrepasan la norma en el pto. 1 y pto.2.

Los parámetros sobrepasados tienen más relación a lixiviados de tipo orgánico provenientes de residuos sólidos domiciliarios que de tipo industrial. En residuos de tipo industrial especialmente de la industria acuícola es de esperar encontrar altas concentraciones de cobre debido a la impregnación con productos derivados del cobre (antifouling) de redes peceras y loberas. Sin embargo, las concentraciones de cobre encontradas en los diferentes puntos de muestreo son ínfimas.

3.3.- Análisis de calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo tomadas en septiembre.

Si comparamos las muestras de agua en los diferentes puntos con el decreto supremo 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales (tabla N° 1) y para el caso de aguas subterráneas los umbrales del artículo 11 del 47 del D.S. N° 46/2002 (tabla N° 1) respecto a la emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas encontramos los siguientes resultados:

- Cloruros en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de las normas (400 mg Cl/L en aguas superficiales y 250 mg Cl/L en aguas subterráneas).
- Nitrógeno Kjeldahl en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de las normas (50 mg N/L en aguas superficiales y 10 mg N/L en aguas subterráneas).
- pH en todos los puntos dentro de los umbrales de las normas (pH entre 6,0 y 8,5 tanto para aguas superficiales como subterráneas).
- Sulfatos en todos los puntos de muestreo bajo el umbral de las normas (1000 mg SO₄/L en aguas superficiales y 250 mg SO₄/L en aguas subterráneas).
- Hierro en los todos los puntos bajo el umbral de las normas, a excepción del punto SMA 4 que está sobre el umbral de la norma (5,0 mg Fe/L para aguas superficiales y para aguas subterráneas).
- DBO₅ en todos los puntos bajo el umbral de la normas a excepción del punto SMA 4 y pto. 6 de muestreo que se encuentra sobre el umbral de la norma (35 mg/L para aguas superficiales).
- Sólidos suspendidos totales en todos los puntos bajo el umbral de la norma, a excepción del punto pto. 6 que se encuentra sobre el umbral de la norma (80 mg/L para aguas superficiales).

De acuerdo a los buenos parámetros físico-químicos de calidad de agua del punto 5 en la zona de pozo profundo al interior del vertedero industrial Dicham podemos concluir que las aguas subterráneas no presentan contaminación por lixiviados provenientes de aguas superficiales de acuerdo al artículo 11 del 47 del D.S. N° 46/2002 respecto a la emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.

De acuerdo a la calidad de agua encontrada en las muestras tomadas en los puntos 2,3 y 4 en los empozamientos ubicados al norte y oeste del vertedero industrial Dicham podemos concluir que cumplen con los umbrales establecidos en el decreto supremo 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales (tabla N° 1).

En la tabla 4, marcados en negro podemos observar en los diferentes puntos muestreados en aguas superficiales, un resumen de los parámetros físico-químicos que sobrepasaron los umbrales determinados en el decreto supremo 90 del 2001 que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales (tabla N° 1).

Parámetro	Límite Aguas superficiales	SMA 4	Pto. 6
Hierro (mg Fe/L)	5,0	5,73	1,051
DBO5 (mg/L)	35	59	69
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	80	73	260,0

Tabla 4: Parámetros sobrepasados (marcados en negro) respecto a la norma de descargas de residuos líquidos de aguas continentales superficiales en dos puntos de muestreo.

Se encontraron las dos estaciones de muestreo aguas abajo de los empozamientos afectados con algunos parámetros no cumpliendo la normativa vigente.

Se encontró el hierro ligeramente más alto que la norma en el pto. SMA 4, que puede estar asociado al arrastre de hierro desde aguas arriba provocado por el lavado de terreno por la alta pluviometría registrada a la fecha y por el caudal de agua. El DBO₅ sobre el límite de la norma encontrado en los puntos SMA 4 y pto.6 junto a los sólidos suspendidos totales sobrepasados en el pto. 6 es indicativo que existe una cierta carga orgánica. Esta carga orgánica puede ser aportada por un lixiviado diluido proveniente del vertedero municipal (cómo se determinó en abril su mayor concentración en el pto. 1) o bien debido al aporte de hojarasca y árboles muertos provenientes de las zonas de empozamientos y cauce.

3.4.- Comparación de los muestreos de calidad de agua tomados en abril y septiembre.

El pto.1 que mostró los parámetros físico-químicos más alterados en los muestreos de abril no se muestreó en septiembre. El pto. SMA 4 se muestreó solo en septiembre y no en abril.

Se observa que en el pto. 2 desde abril a septiembre mejoraron mayormente o se mantuvieron estables sin cambios significativos todos los parámetros físico-químicos, a excepción del magnesio que subió levemente y la alcalinidad.

Se observa que en el pto. 3 desde abril a septiembre mejoraron todos los parámetros físico-químicos, a excepción de la turbiedad que subió levemente.

Se observa que en el pto. 4 desde abril a septiembre mejoraron todos los parámetros físico-químicos.

Se observa que en el pto. 5 desde abril a septiembre mejoraron o se mantuvieron estables sin cambios significativos todos los parámetros físico-químicos, a excepción de los cloruros, sulfatos, DQO, Sólidos suspendidos totales y turbiedad que subieron levemente.

Se observa que en el pto. 6 desde abril a septiembre mejoraron o se mantuvieron estables sin cambios significativos algunos parámetros físico-químicos y otros empeoraron. Los parámetros que empeoraron significativamente sobrepasando la norma respectiva, son el aumento del DBO₅ y Sólidos suspendidos totales. También hubo una subida en los cloruros, DQO, alcalinidad y conductividad eléctrica.

En general los contaminantes orgánicos que se observaron en los empozamientos en las muestras tomadas en abril (puntos 2, 3 y 4) disminuyeron considerablemente en las muestras tomadas en septiembre. Esto lo confirma el gran descenso en el Nitrógeno Amoniacal, Nitrógeno Kjeldahl, DBO₅, DQO y Sólidos suspendidos totales.

Esta diferencia en la calidad de agua encontrada entre los meses de abril y septiembre se puede deber al aumento de caudales por la época invernal de mayor pluviometría que a través de procesos de transporte y mezcla diluiría la alta carga orgánica encontrada en abril en el punto 1 dirigiéndola aguas abajo. En la Tabla 5, podemos observar que la mayor lluvia caída estuvo en los meses de junio y julio del 2019. Estos datos corresponden a la estación pluviométrica más cercana con datos actualizados ubicada en Quellón a 70 Km. de distancia pertenecientes a la Dirección General de Aeronáutica Civil, Dirección Meteorológica de Chile, estación identificada como Quellón Ad. (430001).

Fecha	Estación Quellón D.G.A.C.
Mes	Milímetros caídos
ene-19	38,4
feb-19	32,4
mar-19	64,6
abr-19	113
may-19	117
jun-19	182,2
jul-19	221,6
ago-19	116,8
sept-19	63,6
oct-19	147,4
nov-19	135,8
dic-19	64,6

Tabla 5: Lluvia caída por mes en el año 2019 en la estación de pluviometría de la D.G.A.C. ubicada en Quellón.

De la información pluviométrica entregada podemos inferir que los mayores caudales de los tributarios y cotas más altas en los empozamientos se dieron en los meses de junio, julio y agosto.

Estos caudales de agua provocados por la alta pluviometría pueden justificar el buen estado de los empozamientos en las muestras de septiembre por recambio de agua y el arrastre de contaminantes orgánicos que se encontraron aguas abajo en los puntos SMA 4 y pto.6. El origen de los contaminantes orgánicos detectados en las muestras de abril corresponde a un lixiviado proveniente del vertedero municipal como se identificó en las muestras de agua en el pto. 1.

Los procesos de contaminación por lixiviados que un vertedero puede generar al medio acuático van a depender principalmente de si existe lixiviación en sus zanjas cerradas, que son mayoritarias en el vertedero y no de una zanja abierta más en caso de estar en funcionamiento debido a que no cambiará la dinámica global del vertedero en caso de haber lixiviación. De esta manera no se puede atribuir la mejora de la calidad de agua en los empozamientos al no funcionamiento del vertedero industrial Dicham.

En consecuencia, la causa de mejora en la calidad de agua de los empozamientos se deberá a la mayor pluviometría que hubo entre los meses de ambos muestreos de agua, como se describió anteriormente.

3.5.-Resultados de ensayos microbiológicos encontrados en septiembre.

En la Fig. 3 podemos observar las estaciones de muestreo de ensayos microbiológicos de aguas superficiales y subterráneas ubicadas en la zona de vertederos y sus alrededores.

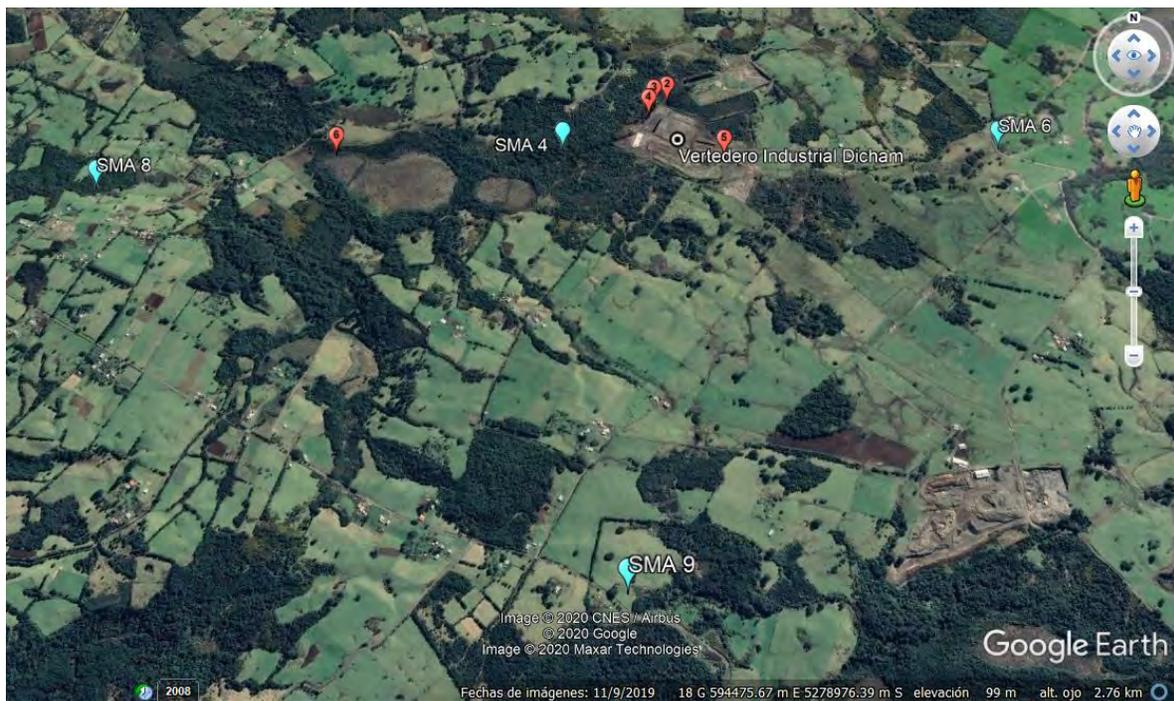


Fig. 3: Ubicación de las estaciones de muestreo microbiológicas en el emplazamiento de ambos vertederos y sus alrededores.

Los resultados de los ensayos microbiológicos encontrados en septiembre se encuentran en la tabla 6 y tabla 7.

Parámetro	Pto. 2	Pto. 3	Pto. 4	SMA 4	Pto. 5	Pto. 6
NMP Coliformes Totales (ger/100ml)	3500	3500	1300	490	33	330
NMP Coliformes Fecales (ger/100ml)	11	49	7,8	330	<2	130
NMP <i>Escherichia coli</i> (ger/100ml)	-	-	-	-	-	-

Tabla 6: Resultados de los ensayos microbiológicos encontrados en las diferentes estaciones de muestreo.

Parámetro	SMA 6	SMA 8	SMA 9
NMP Coliformes Totales (ger/100ml)	220	130	33
NMP Coliformes Fecales (ger/100ml)	17	130	< 2
NMP <i>Escherichia coli</i> (ger/100ml)	-	-	-

Tabla 7: Resultados de los ensayos microbiológicos encontrados en las estaciones de muestreo más alejadas de la zona de vertederos.

Las estaciones Pto 2, Pto. 3, Pto.4, SMA 4, Pto. 6 y SMA 6 corresponde a muestras de aguas superficiales. Las estaciones Pto.5, SMA 8 y SMA 9 corresponden a muestras de aguas subterráneas.

Todas las muestras analizadas en el área de vertederos y alrededores indican la ausencia de *Escherichia coli*. Sin embargo, también se indica la presencia de coliformes totales en todas las estaciones muestreadas. La presencia de coliformes totales no necesariamente implica una contaminación fecal, ya que se puede encontrar en vida libre ampliamente distribuidas en la naturaleza, especialmente en suelos, semillas y vegetales, pero en cantidades bajas.

Se encontró presencia de coliformes fecales en todas las estaciones muestreadas a excepción del agua subterránea ubicada al interior del vertedero industrial (Pto. 5) y el punto SMA 9 de aguas subterráneas que se encuentra a 1.400 metros al sur del vertedero industrial donde sus valores fueron menores a 2.

La alta concentración de coliformes totales y/o coliformes fecales encontrados en la zona de empozamientos (pto. 2, pto.3 y pto.4) y aguas abajo (SMA 4 y Pto. 6) se puede justificar al aporte de excrementos de aves, principalmente Jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus foetens*) y roja (*Cathartes aura*) que utilizan los árboles muertos de la zona de empozamientos y cauce como dormitorios. Se ha logrado constatar que en estos dormitorios se forman pequeñas guaneras que llegan al cauce que pueden estar aportando excrementos.

Estas aves son vectores y provienen del vertedero municipal que se encuentra en funcionamiento. El vertedero industrial al encontrarse cerrado se encuentra con todas sus zanjas con residuos tapados por lo cual no existen aves carroñeras.

3.6.- Dinámica fluvial.

Al ser los tributarios intermitentes entre las épocas de invierno y verano, podemos distinguir dos dinámicas existentes. La primera una dinámica donde existe alta pluviometría o aguaceros grandes en poco tiempo que saturan el suelo rápidamente y generan caudales que conectan ambos vertederos a través de un tributario que fluye desde el vertedero municipal hacia el industrial formando empozamientos en las zonas más bajas. Existe también la dinámica en época estival donde se discontinua el flujo de agua y solo quedan pequeños empozamientos en las zonas más bajas en el trayecto del cauce y en las zonas más bajas de inundación.

3.6.1.- Dinámica fluvial en época de mayor pluviometría.

Esta época de mayor pluviometría se caracteriza por la acumulación de agua en un empozamiento que se encuentra al otro lado del camino a la entrada de vertedero municipal (ver Fig. 4). Luego este caudal de agua ingresa al vertedero municipal y se dirige aguas abajo hacia las zonas de inundación en los empozamientos afectados como se aprecia en el levantamiento de alturas y profundidades de acuerdo a relieves con zonas de inundación realizados en la zona de ambos vertederos (Ver Fig. 5).



Fig. 4: Tributario que ingresa al vertedero municipal. En la esquina superior derecha se puede observar el camino y la entrada al vertedero municipal. (Georreferenciación: 5280135.26 S; 595057.20 E). Fotografía tomada el 13/12/2019.

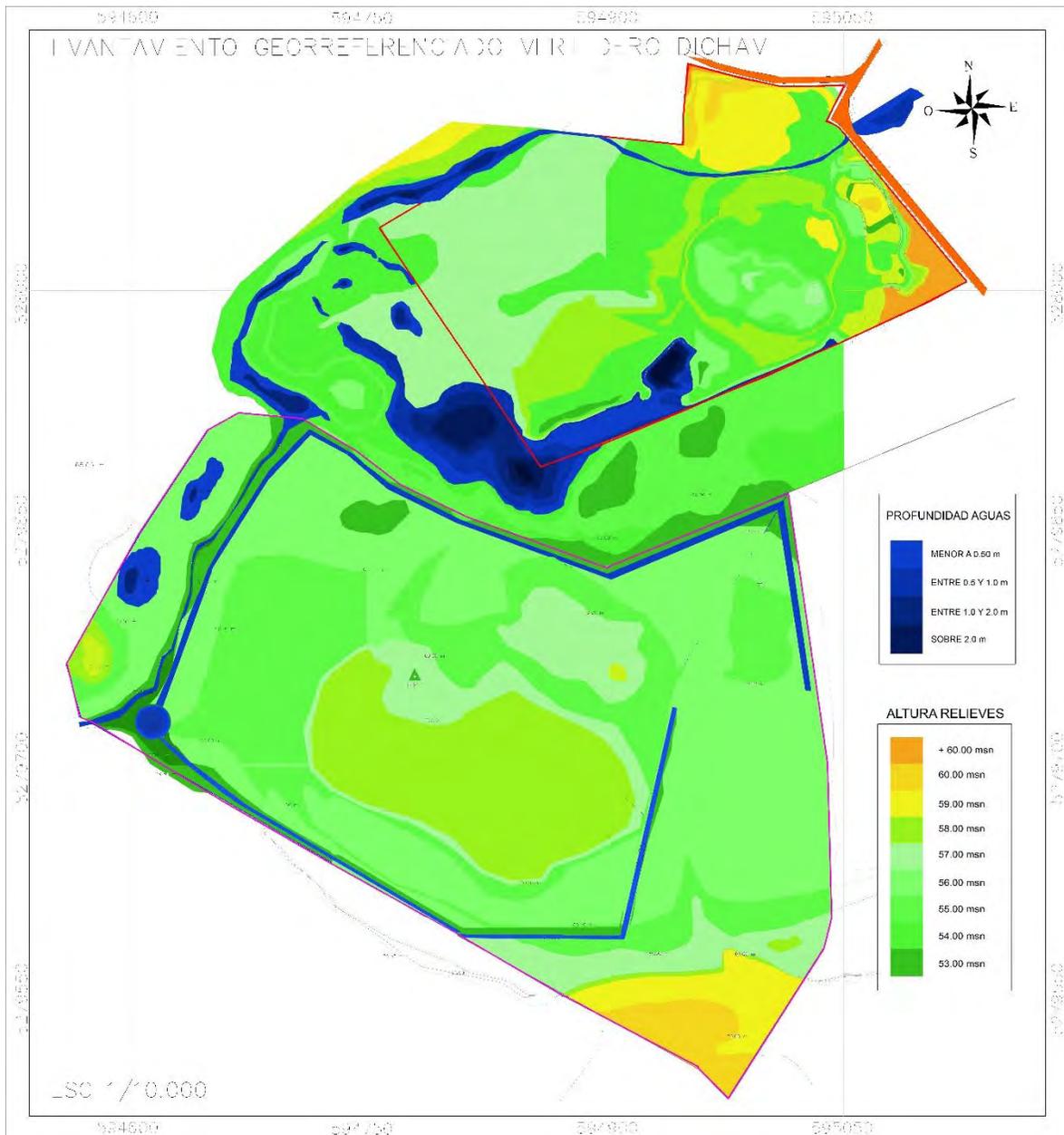


Fig. 5: Levantamiento alturas y profundidades de acuerdo a Relieves con zonas de inundación. En la esquina superior derecha se puede observar la entrada de un tributario al vertedero municipal. Se logra visualizar la existencia de dos empozamientos al interior del vertedero uno en el norte y otro en el sur que coinciden con la zona de drenaje del vertedero.

La Fig. 6 es una fotografía aérea tomada en el interior del vertedero municipal en donde se indica con flechas la trayectoria y sentido de los cauces aguas abajo hacia ambas zonas de empozamientos. Esta trayectoria se determinó analizando videos siguiendo los cauces de agua y la franja de árboles muertos aguas abajo con el dron.



Fig. 6: Trayectoria de los cauces aguas abajo hacia ambas zonas de empozamientos. Fotografía tomada el 20/12/2019.

En la Fig. 6 podemos visualizar que existen dos cauces que contribuyen a la zona de empozamientos, uno que fluye por el costado del vertedero municipal proveniente de un empozamiento a la entrada de este y otro al weste del vertedero. Se puede visualizar que el cauce que fluye por el vertedero municipal se divide en dos cauces menores. Uno fluye directamente a la zona de empozamientos que se encuentran aguas arriba y al norte del vertedero industrial Dicham. El otro cauce se mezcla con el cauce ubicado al weste y va en dirección aguas abajo hacia los empozamientos ubicados al lado weste del vertedero industrial.

Las dinámicas existentes en épocas de pluviometría mayor se caracterizan con suelos altamente saturados de agua que facilitan la formación de empozamientos, el ensanche de los cauces y la mayor profundidad de agua en estos, junto a un régimen hídrico continuo. Este mayor flujo de agua permite una dilución de contaminantes y arrastrar aguas abajo a través de procesos de transporte y mezcla lixiviados diluidos. Esto se comprobó en las muestras de abril que la mayor concentración de contaminantes orgánicos se encontró en el pto. 1 a la salida del vertedero municipal y la pluma generada se iba diluyendo aguas abajo hacia las muestras tomadas en los empozamientos al norte y weste del vertedero industrial. También se encontró en las muestras de septiembre que se diluyeron las cargas orgánicas encontradas en los empozamientos y que fueron aguas abajo hacia las estaciones de muestreo que evidenciaron un mayor nivel de carga orgánica.

Se esperan variaciones a corto plazo en la calidad del lixiviado con el aumento de la pluviometría. Es de esperar que exista una mayor dilución de contaminantes y mejore la condición del cuerpo de agua. Se han observado variaciones estacionales en la composición del lixiviado en varios casos. Åkesson y Nilsson (1997) [8] observó concentraciones más

bajas de lixiviados en la estación lluviosa en un vertedero sueco formado por celdas. Observaciones similares fueron encontradas por Chu et al. (1994) [9] en un vertedero de Hong Kong.

3.6.2.- Dinámica fluvial en época de menor pluviometría.

En época estival los tributarios existentes se discontinúan y solo quedan pequeños empozamientos en las zonas más bajas. En la fig. 7 podemos observar los pequeños empozamientos que se forman en época estival a su nivel de cota más baja de acuerdo a topografía actualizada.

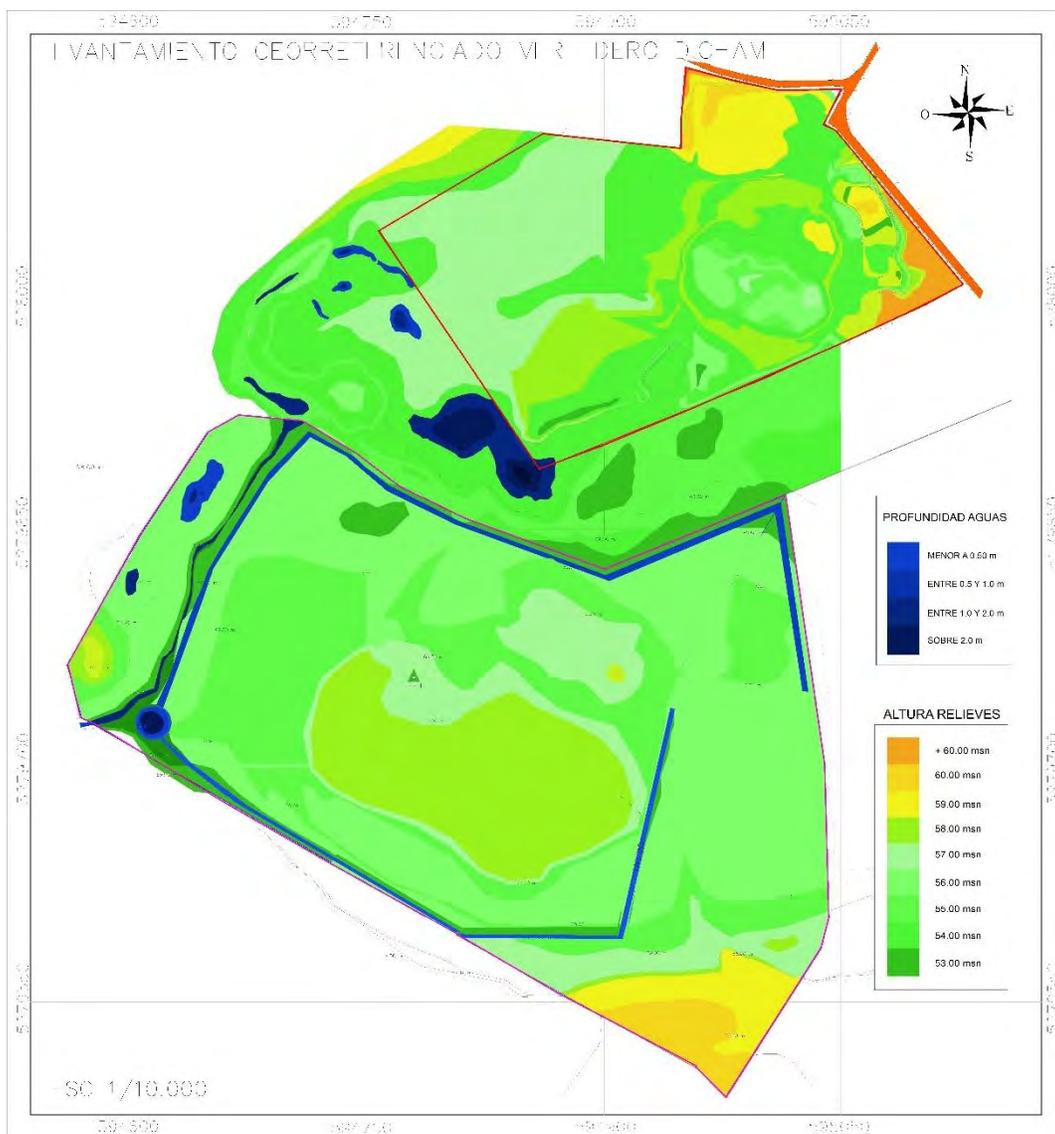


Fig. 7: Levantamiento alturas y profundidades de acuerdo a Relieves con zonas de inundación y pequeños empozamientos encontradas en época estival.

En la Fig. 8, en la fotografía de la izquierda podemos observar cómo se va secando el empozamiento principal en época estival que ingresa por el vertedero municipal que alimenta a los tributarios aguas abajo en invierno. En la fotografía de la derecha de la misma figura podemos observar que se encuentra seco el cauce ubicado al costado norte del vertedero municipal. Las fotografías fueron tomadas el día 07/02/2020.



Fig. 8. Izquierda: Empozamiento casi seco que se encuentra afuera de la entrada del vertedero municipal. Derecha: Cauce seco que se encuentra al costado norte del vertedero municipal.

En la Fig. 9 podemos observar un empozamiento con aguas estancadas que se mantiene en verano ubicado al norte y aguas arriba del vertedero industrial. Fotografía tomada el día 07/02/2020.

Para entender el estado de los empozamientos debemos describir la dinámica de estos. En los cauces de agua intermitentes existe una mayor variabilidad de la materia orgánica y las transformaciones de nutrientes pueden ser más altas y su dinámica más claramente marcada que en los perennes. En verano los canales secos del cauce acumulan hojarasca ribereña y sedimentos durante períodos prolongados [10] [11] [12]. Esto se ve acentuado en los pequeños empozamientos aislados en zonas bajas donde se acumula mayor cantidad de materia orgánica.

Las condiciones hipóxicas en empozamientos desconectados pueden causar la liberación rápida de amonio y fosfato de los sedimentos [13]. A medida que los canales del cauce se secan, los nutrientes disueltos se convierten en evaporitas, y las plantas terrestres reemplazan gradualmente a las macrófitas acuáticas y las algas [14]. Durante los cambios a fases secas, los principales agentes de degradación de la materia orgánica y mineralización cambian de microorganismos e invertebrados acuáticos a fotodegradación y

microorganismos e invertebrados terrestres [15] [12]. Las tasas de transformación de materia orgánica son muy bajas durante las fases terrestres [16] [12].

Cuando se reanuda el flujo, la materia orgánica, los nutrientes y las plantas terrestres que se han acumulado en las superficies de los canales secos se transportan aguas abajo hacia zonas más bajas. Dependiendo de la intensidad de la escorrentía y el contexto geomórfico, estos frentes pueden tomar la forma de empozamientos o la formación de pequeños cauces paralelos [17] [18]. Los solutos y la materia orgánica arrastrada aguas abajo pueden exceder las concentraciones en el flujo base y aumentar en órdenes de magnitud. La lixiviación de la materia orgánica y la disolución de evaporita provocan máximos en las concentraciones de solutos [17] [19] [18]. Los frentes que avanzan en cauces intermitentes pueden mover muchas toneladas de materia orgánica a las aguas receptoras aguas abajo o a lugares donde la atenuación de inundaciones resulta en la deposición dentro del canal del cauce. Estos depósitos pueden ser importantes fuentes de carbono para los organismos heterotróficos [17] [20], pero también pueden causar hipoxia y muertes de peces e invertebrados [19]. Las consecuencias ecológicas de los grandes pulsos de materia orgánica de los cauces intermitentes pueden afectar en la eutrofización e hipoxia de empozamientos en época estival.



Fig. 9. Empozamiento que se mantiene en verano ubicado al norte y aguas arriba del vertedero industrial.

3.7.- Mejora de calidad de agua de empozamientos y métodos de tratamiento de lixiviados.

Si bien existe un flujo natural de materia orgánica que se acumulan en los empozamientos, proveniente de las dinámicas propias de cauces intermitentes, también puede existir el ingreso de lixiviados con alta carga orgánica aportado por los vertederos. Los grandes problemas que presentan los empozamientos y sus cauces aguas abajo es la reducción del oxígeno disuelto al ser consumido por la materia orgánica en su proceso de descomposición. Esto se ha visto reflejado en el alto DBO₅ y DQO encontrados en los meses de abril en los empozamientos y en el mes de septiembre aguas debajo de los empozamientos.

Un método eficiente que aplica directamente a subir los niveles de oxígeno, disminuir significativamente el DBO₅ y DQO sería la aplicación de micro-nanoburbujas a los empozamientos. Este método es poco invasivo y directo a la oxidación de la materia orgánica ya que solo se está inyectando aire u oxígeno que ayudaría a la mejora de la calidad de agua.

Las microburbujas y las nanoburbujas son pequeñas burbujas con un diámetro de 10–50 μm y <200 nm, respectivamente y ha sido explorado para varias aplicaciones especialmente para el tratamiento de agua [21]. Las micro-nanoburbujas tienen una alta capacidad para generar radicales libres altamente reactivos para la oxidación de materia orgánica y desinfección del agua. Esta ventaja podría ayudar a bajar las cargas bacterianas altas encontradas en el cauce y los empozamientos. Se ha encontrado una alta eficacia en la eliminación de *Escherichia coli* y coliformes con la utilización de microburbujas de ozono a través de ondas radicales y de choque generadas por el colapso de la microburbuja [22]. La creación de microburbujas es considerada como la principal causa de inactivación de coliformes, mientras que la contribución específica de cada efecto (ozono o microburbujas) a la inactivación de coliformes aún se desconoce.

Existen otros métodos para tratamiento de aguas y especialmente de lixiviados con características específicas según el contaminante y método de remoción, pero requieren de mayor espacio o tiempo de acción y no son portátiles.

La reducción de los parámetros nocivos de los lixiviados a valores aceptables para que, posteriormente, puedan ser tratados conjuntamente con las aguas residuales, se puede alcanzar mediante la aplicación de diferentes procesos:

- Tratamiento biológico
- Tratamiento físico químico con reactivos.
- Tratamiento de absorción mediante carbón activo.
- Oxidación UV
- Ultrafiltración
- Osmosis inversa
- Tratamiento mixto.

En la tabla 8 se resumen los principales operaciones y procesos de tratamiento biológicos y físico/químicos utilizados para el tratamiento de lixiviados. El proceso o procesos de tratamiento elegidos dependerán en gran parte del contaminante o contaminantes que haya que separar.

PROCESO DE TRATAMIENTO	APLICACIÓN	OBSERVACIONES
Procesos biológicos		
Fagos activados	Separación de orgánicos	Pueden ser necesarios aditivos de desespumamiento; necesario clarificador separador.
Reactores de lotes secuenciados	Separación de orgánicos	Similar a los fagos activados, pero no se precisa un clarificador separado; solamente aplicable con tasas de flujo relativamente lentas
Estanques aireados de estabilización	Separación de orgánicos	Requiere una gran superficie de terreno
Procesos de película fija	Separación de orgánicos	Frecuentemente utilizado con efluentes industriales similares a los lixiviados, pero no ensayado con lixiviados de vertederos
Lagunas anaerobias	Separación de orgánicos	Requisitos de energía y producción de fagos menores que en los sistemas aerobios; requiere calefacción; mayor potencial para la inestabilidad del proceso; más lento que los sistemas aerobios.
Nitrificación/Desnitrificación	Separación de nitrógeno	La nitrificación/desnitrificación puede llevarse a cabo simultáneamente con la separación de orgánicos
Procesos químicos		
Neutralización	Control de PH	De aplicación limitada para la mayoría de los lixiviados
Precipitación	Separación de metales y algunos aniones	Produce un fango, que posiblemente requiera la evacuación como residuo peligroso
Oxidación	Separación de orgánicos; detoxificación de algunas especies inorgánicas	Funciona mejor con flujos de residuos diluidos; el uso de cloro puede provocar la formación de hidrocarburos clorados
Oxidación por aire húmedo	Separación de orgánicos	Costoso; funciona bien con orgánicos refractarios

Operaciones físicas		
Sedimentación/flotación	Separación de materia en suspensión	Sólo tiene una aplicación limitada; puede utilizarse conjuntamente con otros procesos de tratamiento
Filtración	Separación de materia en suspensión	Solamente útil como proceso de afino
Arrastre por aire	Separación de amoníaco u orgánicos volátiles	Puede requerir equipamiento de control de la contaminación atmosférica
Separación por vapor	Separación de orgánicos volátiles	Altos costes energéticos; el valor de condensado requiere un tratamiento adicional
Absorción	Separación de orgánicos	Tecnología probada; costes variables según lixiviado
Intercambio iónico	Separación de inorgánicos disueltos	Útil solamente como un paso de acabado
Ultrafiltración	Separación de bacterias y de orgánicos con alto peso molecular	Propenso al atascamiento; de aplicación limitada para los lixiviados
Ósmosis inversa	Disoluciones diluidas de inorgánicos	Costoso; necesario un pretratamiento extensivo
Evaporación	Cuando no se permite la descarga de lixiviados	Los fangos resultantes pueden ser peligrosos; puede ser costoso excepto en zonas áridas

Tabla 8: Principales operaciones y procesos de tratamientos biológicos y físico/químicos utilizados para el tratamiento de lixiviados [23].

3.8.- Modificación geográfica en la zona de vertederos.

En el mes de enero y febrero se realizaron modificaciones en el lado este, norte, oeste y sur del vertedero municipal.

A la entrada del vertedero municipal se procedió a tapar las tuberías existentes compactando con tierra encima de estas no quedando claro como fluye aguas abajo.

Posteriormente en el lado norte del vertedero municipal por donde fluye este cauce se puede observar la remoción de árboles de rivera que se evidencian en las acumulaciones de tierra recién removidas (Ver Fig.10). Se puede observar al lado izquierdo de la fotografía que junto a la tierra hay restos de ramas y raíces de árboles de rivera. Los árboles de rivera son los grandes controladores de aguaceros que impiden que una crecida brusca llegue a los cauces de agua. Por otro lado, también impiden la erosión y el transporte de carga orgánica hacia los cauces.



Fig. 10. Acumulación de tierra y remoción de árboles de rivera que llegan al trayecto del cauce que pasa por el interior del vertedero municipal al lado norte (Fotografía tomada el 07/02/2020).

Posteriormente en el lado weste del vertedero encontramos que se removió los árboles de rivera y se cubrió con tierra hasta el cerco del vertedero municipal las áreas que se encontraron con aguas eutrofizadas en diciembre de 2019. Se puede observar en la fotografía 11 restos de raíces de los árboles removidos.



Fig. 11. Acumulación de tierra y remoción de árboles de rivera por el lado weste del vertedero municipal. Se observan ramas y raíces removidas. (Fotografía tomada el 07/02/2020).

En la fotografía 12 podemos observar el estado con aguas eutrofizadas a las afueras y adentro del vertedero municipal (izquierda) antes de la audiencia con el Tribunal Ambiental (23 de enero del 2020) y después de la Audiencia cuando se hicieron modificaciones en el entorno tapando con tierra el área de estudio (derecha).

Antes de la Audiencia

Después de la Audiencia



Fig. 11. Izquierda: Cuerpos de agua eutrofizados al interior y exterior del vertedero municipal. Fotografía tomada el 21/12/2019. Derecha: Cubierta con tierra realizada para tapan área eutrofizada realizada después de la Audiencia.

Las áreas modificadas con acumulación de tierras también ocurrieron en casi todo el perímetro sur del vertedero municipal como se aprecia en la Fig. 12.



Fig. 12. Arriba: Lado sur del vertedero municipal sin intervenir antes del 23 de enero. Lado sur del vertedero municipal con acumulación de tierras en el borde realizada después del 23 de enero.

Se observó el día 7 de febrero al interior del vertedero municipal que los maxisacos contenían residuos sólidos de tipo industrial de la industria acuícola. Prueba de ello es una pecera encontrada al interior de un maxisaco como se puede observar en la Fig. 13. Este tipo de residuos sólidos industriales pueden generar lixiviación de cobre. No sabemos con certeza que cantidad de estas peceras se están enterrando en los maxisacos, pero en la fotografía 14 se puede observar una retroexcavadora que se encuentra enterrando gran cantidad de maxisacos sin un tratamiento de zanjas impermeabilizadas para su destino final.

Los efectos de formar una pared de tierra en casi todo el perímetro del vertedero municipal y la remoción de la vegetación de ribera son inciertos en la dinámica de los cauces y los empozamientos existentes. Sin embargo, existe una alta probabilidad que se formen empozamientos con lixiviados al interior del vertedero municipal en su lado sur y surweste. Cualquier salida de posibles lixiviados va a depender de la modificación que realice el vertedero municipal para evacuar esas aguas en dirección aguas abajo hacia el vertedero industrial. Lo anterior puede afectar nuevas zonas de bosque nativo o bien la zona de empozamientos ya impactada.



Fig. 13. Red pecera con residuos de cobre encontrada al interior del vertedero municipal. Fotografía tomada el 07/02/2020.



Fig. 14. Enterramiento de maxisacos con basura industrial al interior del vertedero municipal. Fotografía tomada con dron el 05/02/2020.

Con fecha 6 de enero del 2010 la Superintendencia de Medio Ambiente encontró en el vertedero municipal las siguientes observaciones.

1) Se observa y constata gran cantidad de aves (Jotes y gaviotas). Estos son considerados vectores, por lo cual se estaría incumpliendo el numeral 3 de la resolución 644 del 2004 (adjunto en anexo) sobre presencia de vectores entregada por la Seremi de Salud para la autorización de operación del vertedero municipal. Estos Jotes son posiblemente los que están aportando excrementos al cauce.

2) No se observa tanto en la zona antigua como nueva del vertedero algún sistema de chimeneas. se estaría incumpliendo el numeral 3 de la resolución 644 del 2004 sobre el control de gases entregada por la Seremi de Salud para la autorización de operación del vertedero municipal.

3) No se observa un sistema de manejo de lixiviados solo dos cámaras en la zona antigua. Acá estaría no cumpliendo con la RCA de cierre del vertedero ya que en la pág. 37-40 de la DIA (Adjunto en anexo) dice que contará con dren basal con 5 cámaras de acumulación.

4) El vertedero no cuenta con un sistema de aguas lluvias. Acá estaría no cumpliendo con la RCA de cierre del vertedero ya que en la pág. 43-44 de la DIA (Adjunto) dice que contará con 2 canales perimetrales de evacuación independientes.

También hay que destacar que el vertedero municipal de Chonchi estuvo clausurado por emanaciones tóxicas e incendio en noviembre del año 2016.

CONCLUSIONES

- Existe un lixiviado con alta carga orgánica de residuos antiguos que fluye desde el vertedero municipal hacia el vertedero industrial en el mes de abril del 2019.
- De acuerdo a la caracterización físico-química de las muestras tomadas en abril y septiembre, solo se puede asegurar la existencia de un lixiviado con alta carga orgánica de basura domiciliaria de 20 años antigüedad a la salida del vertedero municipal.
- Se observan concentraciones de hierro pasadas la norma en los empozamientos en abril y después en las muestras de septiembre a 160 metros aguas abajo.
- Existe una disminución significativa de parámetros físico-químicos en los empozamientos entre abril y septiembre siendo la causa más probable la dilución por alta pluviometría. De esta manera se determinó que el no funcionamiento del vertedero no tiene relación con la mejora de calidad de agua encontrada en septiembre.
- Existe contaminación orgánica aguas abajo de la zona de vertederos en el mes de septiembre reflejado en el alto DBO₅ y sólidos suspendidos totales en la estación a 1000 metros aguas abajo.
- Las aguas subterráneas al interior del vertedero industrial Dicham cumplen con la normativa correspondiente en los muestreos de abril y septiembre.
- Existe una contaminación microbiológica en toda el área de estudio, pero las mayores concentraciones de coliformes se encuentran en los dormideros de aves principalmente jotes que habitan los árboles muertos en los cauces en los empozamientos y aguas abajo.
- Se encuentra que la mejor tecnología para remediar los empozamientos son las micro-nanoburbujas. Esta tecnología incorpora oxígeno que hace disminuir la carga orgánica, oxigena las aguas y a través de los radicales libres tiene efecto bactericida.
- Se evidencian grandes cambios realizados con maquinaria pesada en el vertedero municipal. Estos cambios fueron realizados en casi todo el perímetro del vertedero. Se desconoce cuál será la dinámica fluvial en la próxima temporada.
- Existen varios incumplimientos en el vertedero municipal respecto a la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) de cierre aprobada para su funcionamiento como también existen incumplimientos a la resolución 644 del 2004 entregada por la Seremi de Salud para la autorización de operación del vertedero municipal. Esta última es causal de cierre inmediato del vertedero.

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.-J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L., and Holm, P.E. 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 24, 119.
- [2] Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T.H. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate. A review. *Critical reviews In Environmental Science and Technology*.
- [3] Dornes, P., Díaz, P., Pochetti, R., Comas, R., Schulz, C. and Mariño, E., 2016. Escurrimientos, infiltración y recarga en la cuenca inferior del río Atuel.
- [4] Álvarez Contreras, A., & Suárez Gelvez, J. H. 2006. Tratamiento biológico del lixiviado generado en el relleno sanitario” *El Guayabal. Ingeniería y Desarrollo*, (20).
- [5] Chen, K.Y., Bowerman, F.R., 1974. *Mechanisms of Leachate Formation in Sanitary Landfills*. Ann Arbor Scientific Publishing Co., Ann Arbor, MI.
- [6] Lo, I.M.C., 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environ. Int.* 22, 433–442.
- [7] Kumar P. 2007. *Impact of Landfill Leachate on Iron Release from Northwest Florida Iron Rich Soils*. Florida State University Libraries.
- [8] Åkesson, M. and Nilsson, P. 1997. Seasonal changes of leachate production and quality from test cells, *J. Environ. Eng.*, 123, 892.
- [9] Chu, L.M., Cheung, K.C., and Wong, M.H. 1994. Variations in the chemical-properties of landfill leachate, *Environ. Manag.*, 18, 105.
- [10] Gomi T, Sidle RC, Richardson JS. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience* 52: 905–916.
- [11] Acuña V, Tockner K. 2010. The effects of alterations in temperature and flow regime on organic carbon dynamics in Mediterranean river networks. *Global Change Biology* 16: 2638–2650.
- [12] Corti R, Datry T, Drummond L, Larned ST. 2011. Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonization of leaf litter in a temporary river. *Aquatic Sciences* 73: 537–550.
- [13] Von Schiller D, Acuña V, Graeber D, Martí E, Ribot M, Sabater S, Timonier X, Tockner K. 2011. Contraction, fragmentation and expansion dynamics determine nutrient availability in a Mediterranean forest stream. *Aquatic Sciences* 73: 485–498.

- [14] McLaughlin C. 2008. Evaporation as a nutrient retention mechanism at Sycamore Creek, Arizona. *Hydrobiologia* 603: 241–252.
- [15] Austin AT, Vivanco L. 2006. Plant litter decomposition in a semiarid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442: 555–558.
- [16] Stanley EH, Fisher SG, Grimm NB. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience* 47: 427–435.
- [17] Jacobson PJ, Jacobson KM, Angermeier PL, Cherry DS. 2000. Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology* 44: 481–491.
- [18] Corti R, Datry T. 2012. Invertebrates and sestonic matter in an advancing wetted front travelling down a dry river bed (Albarine, France). *Freshwater Science* 31: 1187–1201.
- [19] Hladyz S, Watkins SC, Whitworth KL, Baldwin DS. 2011. Flows and hypoxic blackwater events in managed ephemeral river channels. *Journal of Hydrology* 401: 117–125.
- [20] Bunn SE, Thoms MC, Hamilton SK, Capon SJ. 2006. Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits in between. *River Research Application* 22: 179–186.
- [21] Agarwal, A., Ng, W. J., & Liu, Y. 2011. Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment. *Chemosphere*, 84(9), 1175-1180.
- [22] Sumikura, M., Hidaka, M., Murakami, H., Nobutomo, Y., Murakami, T., 2007. Ozone micro-bubble disinfection method for wastewater reuse system. *Water Sci. Technol.* 56 (5), 53–61.
- [23] Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, Samuel A. 1994. “Gestión Integral de Residuos Sólidos”. Editorial Mc Graw Hill. Madrid, España.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar un muestreo de aguas superficiales al comienzo de la época de formación del cauce (marzo-abril) en el interior y exterior del vertedero municipal principalmente en el lado oeste, sur y aguas abajo en la zona de empozamientos. Generalmente estas primeras aguas reciben los lixiviados más concentrados como se apreció en abril 2019. Por aporte de quistes de microalgas de la temporada anterior se pueden formar nuevamente los cuerpos de agua eutrofizados.