

CAPÍTULO 4

LA CONEXIÓN ENTRE HIDROLOGÍA Y CALIDAD DE AGUAS: UN FACTOR CLAVE EN LA CONSERVACIÓN DE LAS TURBERAS EN LA REGIÓN DE AYSÉN

Brian Reid & Rodrigo Torres

Centro CIEP, Coyhaique, Chile.

E-mail: brian.reid@ciep.cl

RESUMEN

Este capítulo presenta una evaluación del estado de la química del agua superficial y subterránea de las turberas de *Sphagnum* en la región de Aysén, junto con un análisis espacial y estacional de la turbera Pedro Aguirre Cerda (PAC). Se observaron fuertes patrones



estacionales de oxígeno disuelto, pH e iones principales en aguas subterráneas en el sitio PAC, esta variación como indicador de cambios en las condiciones de oxidación/reducción (redox). El agua superficial fue distinta de las aguas subterráneas, mostrando una alta variabilidad entre los charcos. Se observaron fuertes diferencias entre las turberas en la región respecto a las concentraciones de nutrientes y los iones principales, lo que podría reflejar gradientes espaciales en la calidad de lluvia y sus sales marinas tipo aerosoles, capas de tefra enterradas, contribución de la geología local en algún aporte de agua externa, o impactos antropogénicos. Se presenta un modelo general sobre la zonación de turberas y la interrelación entre el sustrato físico, la hidrología, y patrones químicos y biológicos. Es esencial entender a estos procesos, cómo ellos son impulsados por los cambios en los niveles de agua, y su rol en manejar a la biodiversidad acuática, para poder comprender los impactos de la cosecha y el drenaje del musgo *Sphagnum*. Esto debe subrayar cualquier esfuerzo en la conservación, gestión y restauración de los ecosistemas de turberas en la Patagonia.

Palabras clave: biogeoquímica, aerosol, hidrología, nutrientes, conservación acuática.

INTRODUCCIÓN

Las turberas de *Sphagnum* son esencialmente un reservorio de agua y carbono de características fisicoquímicas extremas que establece un hábitat singular para la flora y fauna que en ellas habitan. Los ecosistemas de turberas representan una combinación de factores que incluyen la lluvia, un sustrato de materia orgánica fácilmente saturable y expansible, niveles fluctuantes de agua, microtopografía de escala fina y distintos procesos biogeoquímicos alojados en la matriz del musgo *Sphagnum* (Fig. 1).

Si bien la disponibilidad de macronutrientes es una limitación universal para la producción primaria en todos los ecosistemas, las turberas por definición (*i.e.* ombrotáficas) están limitadas al aporte de nutrientes desde las lluvias o deposición atmosférica (Damman & French, 1987; Rydin & Jeglum, 2013). Esto generalmente resulta en aguas continentales con niveles bajos de iones disueltos, destacando habitualmente el sodio y el cloruro cuyo origen es habitualmente marino, llegando a estos sistemas en la forma de aerosoles. El contacto limitado del agua con sustratos minerales y sus productos de meteorización reduce sustancialmente el suministro de fósforo y de la mayoría de los iones principales. Las turberas son ecosistemas extremos en términos de pH ácidos (Clymo, 1984) y oxígeno (Dick *et al.* 2016), lo que modula de forma importante el ciclo de los nutrientes y reduce las tasas de descomposición de la materia orgánica (Ivarson, 1977). El tipo de carbono orgánico también puede ser un factor limitante en términos de calidad y disponibilidad para el flujo de materia y energía a través de la respiración microbiana y la de otros organismos heterotróficos. Los gradientes de hipoxia en la capa superior de la turbera, dentro de la zona de niveles fluctuantes de agua (acrotelmo), contrastan con la anoxia en la capa inferior permanentemente saturada (catotelmo) y una amplia gama de procesos biogeoquímicos y tramos energéticos (Fig. 1). En el catotelmo, la “respiración anóxica” de los microorganismos utiliza alternativas a oxígeno en su rol como aceptores de electrones: el nitrato, sulfato, magnesio oxidado y hierro, finalmente culminando con la generación de metano.

El estudio de la biogeoquímica de las turberas se ha basado en tres enfoques metodológicos: (1) fase sólida (composición química bruta del *Sphagnum* o turba), (2) fase compleja o absorbida y (3) fase disuelta (líquida). El primer enfoque metodológico de caracterización es el más común, consistiendo en el análisis elemental de C y N (Rodríguez, 2015), a menudo P, o a veces el análisis elemental

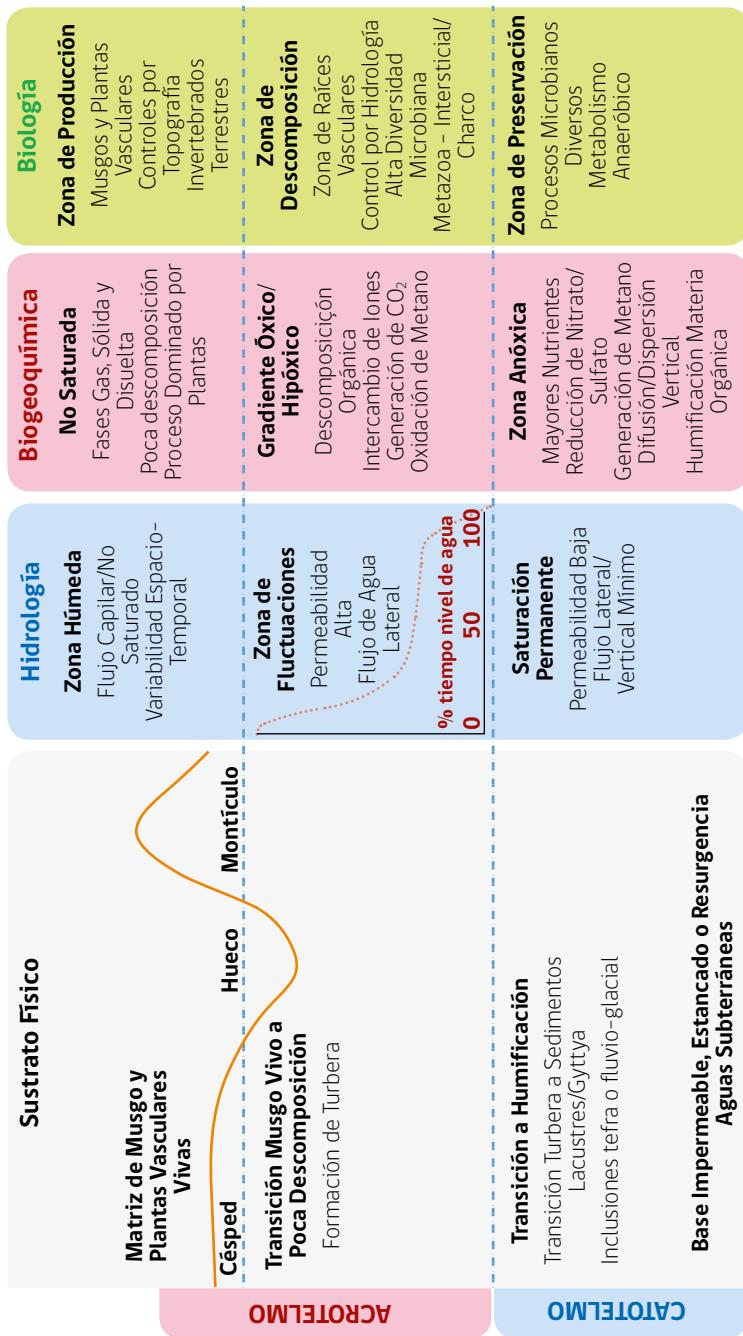


Fig. 1. Esquema conceptual de zonación de turberas y su relación con la hidrología, biogeoquímica y biología. Adaptado desde Damman & French (1987) y Rydin & Jeglum (2013).

más comprensivo es a través de métodos de escaneo para paleo-reconstrucción. El segundo enfoque metodológico utiliza extracciones químicas de *Sphagnum* o turba (Kleinbecker *et al.* 2008), se realiza con los métodos estándares para el análisis de suelos. El tercer enfoque se basa en análisis de aguas superficiales recolectadas de charcos o aguas intersticiales desde piezómetros (Tahvanainen *et al.* 2003). Rara vez se realizan todos estos análisis de manera simultánea. Entre los parámetros, el pH ha sido clave en la caracterización del estado químico de las turberas, siendo importante en los resultados producidos desde los métodos mencionados antes. En el caso del pH, se ha demostrado que la medición *in situ* del grado acidez agua intersticial colectada en un tubo piezométrico es más representativa del estado biogeoquímico (Tahvanainen & Tuomaala, 2003). Si bien todos los métodos tienen sus ventajas, la composición iónica absorbida (y analizada por extracción) puede ser un indicador más estable del estado biogeoquímico de las turberas en el tiempo, mientras que la química del agua puede mostrar una respuesta marcada por los ciclos estacionales y climáticos (Bragazza *et al.* 2003). En resumen, la combinación de métodos quizás es lo más informativo en términos de comprensión de los ecosistemas de turberas (Rydin & Jeglum, 2013).

A pesar de una larga historia de investigación sobre la flora y paleo-reconstrucción de las turberas de la región de Magallanes (Domínguez & Vega-Valdés, 2015), hasta la fecha la caracterización química de las turberas del sur de la Patagonia queda extremadamente limitada. Kleinbecker *et al.* (2008) demostraron los efectos de la deposición de sales oceánicas dentro de un gradiente de comunidades florísticas en una turbera de Tierra del Fuego, utilizando métodos basados en la extracción química de iones (*e.g.* fase sólida). Por otra parte, Rodríguez (2015) caracterizó la estequiometría de carbono y nitrógeno (CN), el pH de una amplia gama de sustratos de turba de la región de Aysén y los gradientes florísticos con respecto a la costa. Sin embargo, a nuestro entender no existen informes sobre la química acuática intersticial de las turberas patagónicas.

El objetivo principal de este estudio fue la caracterización de los patrones biogeoquímicos acuáticos de las turberas ombrotroficas de *Sphagnum* en las latitudes representadas por la región de Aysén (44° - 47°S), y simultáneamente las condiciones biogeoquímicas acuáticas junto con un experimento de restauración de musgo *Sphagnum* (Domínguez y Silva 2021, Capítulo 8; Domínguez *et al.* 2020). Con un aumento reciente en la presión de cosecha del musgo en la región de Aysén, cuyos impactos influyen en la eliminación de micro-topografía de las

turberas (e.g. montículos y charcos), el estudio se enfocó en una comparación de la calidad de aguas entre el agua subterránea (intersticial o agua de los poros) y el agua superficial (charcos). Dados los efectos de los aerosoles marinos en la vegetación de las turberas de la Patagonia (Rodríguez, 2015), evaluamos los patrones regionales en la química acuática, con representación de los gradientes desde los fiordos. Se concluye con comentarios sobre las posibles implicaciones para la flora y fauna acuática en este contexto de los patrones físicos y químicos. Hasta donde sabemos, este trabajo representa la primera caracterización biogeoquímica del agua superficial e intersticial en las turberas patagónicas.

MÉTODOS

Se recolectaron muestras de agua del sitio PAC el 17 de enero, el 2 de marzo, el 17 de abril, el 8 de mayo, el 2 de agosto, el 1 de noviembre de 2019 y el 11 de febrero de 2020. El agua subterránea fue muestreada a través de piezómetros (Reid & McCulloch, 2021, Capítulo 5), purgándolos de 3 a 4 volúmenes antes del muestreo, utilizando una bomba peristáltica o en su defecto una jeringa y tubos flexibles. Luego se extrajo un volumen de 50 ml para medir los parámetros del terreno: temperatura y oxígeno disuelto (YSI ProDO) y conductividad específica (YSI Con 10). Se extrajo otra muestra de 50 ml, guardándola en un frasco, y se transportó en hielo y en oscuridad al laboratorio. Las muestras también se recolectaron desde charcos en períodos de inundación y el borde de agua abierta (denominado "lag"). Se tomaron muestras de sólo una fecha, desde las turberas de representación regional, usando el mismo diseño de piezómetros con instalación temporal (Fig. 2). Las muestras fueron centrifugadas y filtradas (Millipore Nitrocelulosa 0,45 μm) para el análisis de la calidad del agua, este proceso fue normalmente realizado en un período inferior a 24 horas después de recolectada la muestra.

El pH se midió en muestras no filtradas en el laboratorio, utilizando un instrumento Orion 3 Star y un electrodo Ross con solución de referencia. De una muestra total de 50 ml, se filtraron 15 ml para el análisis químico del agua, y los ml restantes se usaron para análisis del color. Los iones principales (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , SO_4^{2-}) y los nutrientes nitrato, amonio y fosfato se analizaron por cromatografía iónica (Dionex [™] ICS-5000 con generación de eluyente). Los resultados estuvieron por encima de los límites de detección para la mayoría de los iones, con excepción de los niveles traza de amonio, nitrato y fosfato (MDL <1 $\mu\text{g/l}$ N, 6 $\mu\text{g/l}$ P, respectivamente). La sílice disuelta se analizó utilizando un método de molibdo-silicato modificado con sulfido de metol como agente

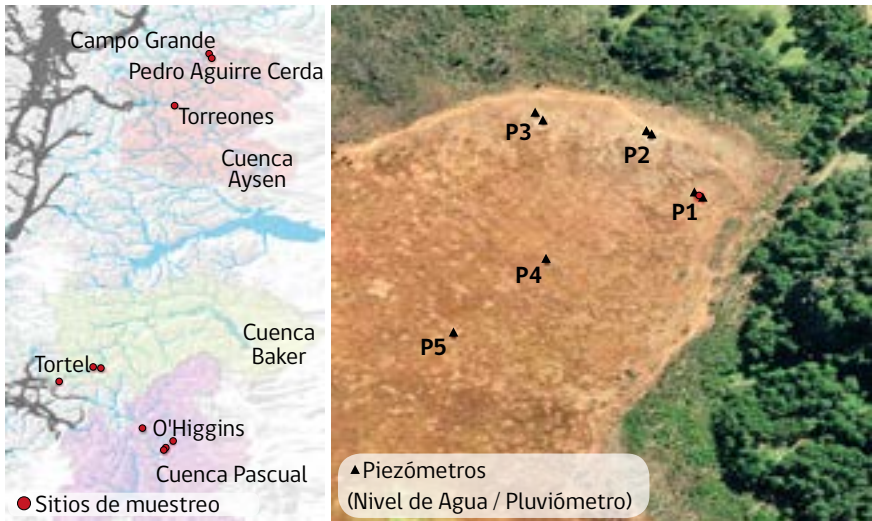


Fig. 2. Lugares de estudio, mostrando turberas representadas en el muestreo de calidad de agua (izq.) y detalle sobre el transecto de piezómetros en el sitio Pedro Aguirre Cerda (der.; se corresponde con Fig. 1 de Reid y McCulloch 2021, Capítulo 5). Fuente de imágenes ESRI Imagery, accesado mayo 2020.

reductor (Strickland & Parsons, 1968). El color del agua se analizó utilizando un espectrofotómetro Shimadzu 120 UV / VIS de doble paso como indicador de materia orgánica disuelta, basado en Helms *et al.* (2008). Se midió la absorbancia con una cubeta de cuarzo de 5 cm, en incrementos de 5 nm desde 275 a 300 nm, y con incrementos de 20 nm entre 300 y 600 nm, usando 700 como blanco de turbidez. Se calcularon dos índices (Fig. 5a): absorbancia total en el rango UV y visible (un proxy para el carbono disuelto), y la pendiente de los espectros de absorbancia UV 275–300 nm (como indicador de foto-degradación de materia orgánica coloreada, de ahí los efectos de la exposición a la luz).

RESULTADOS

El rango de pH de las muestras fue amplio (Fig. 3, Tabla 1), confirmando las observaciones previas de Rodríguez (2015). Los niveles de nutrientes fueron moderados, aunque con niveles de nitrato excepcionalmente altos en las turberas Torreones y Campo Grande, y bajos valores de fosfato para las turberas en O'Higgins. Los parámetros de calidad del agua en el sitio PAC mostraron fuertes cambios estacionales correspondientes a los niveles de agua (Figs. 3 y 4). En los períodos

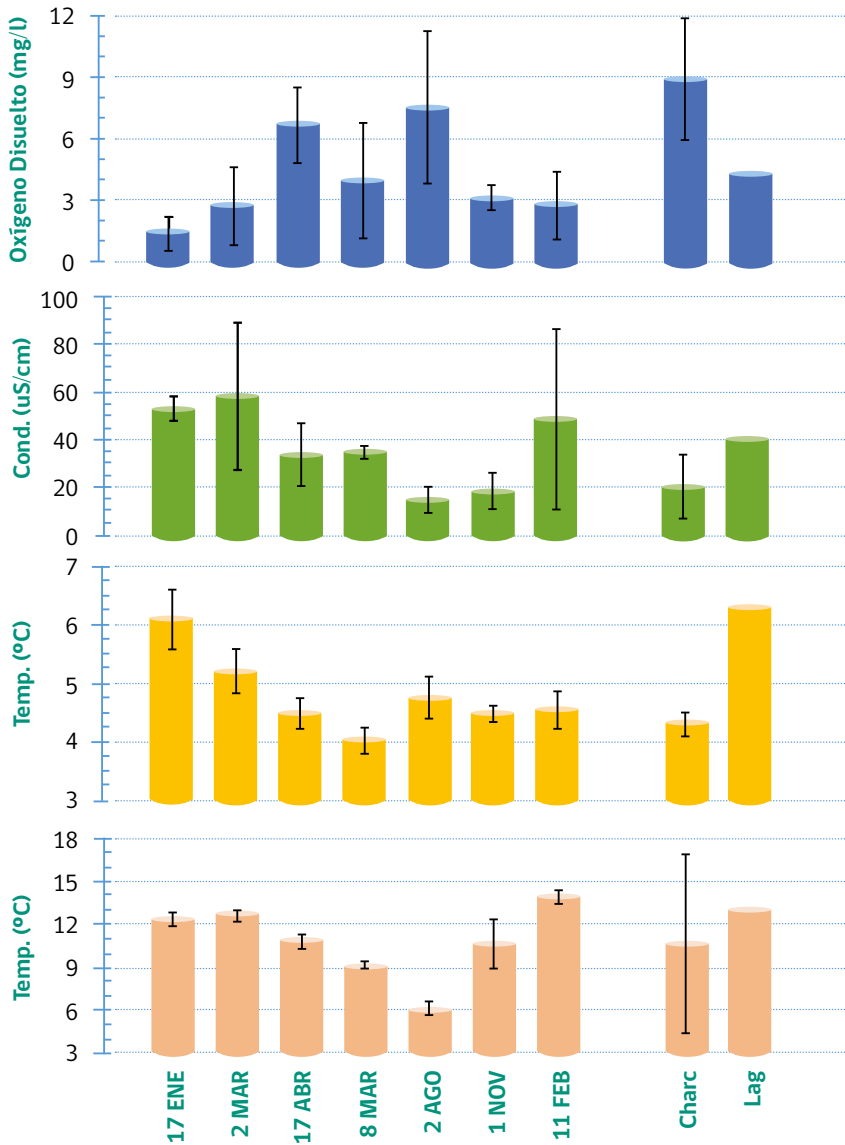


Fig. 3. Dinámica estacional de parámetros químicos en agua subsuperficial para oxígeno disuelto, conductividad específica, pH y temperatura para la turbera PAC (promedio y desviación estándar entre los piezómetros). Las dos columnas al lado derecho ilustran los parámetros para charcos intermitentes (n= 2 eventos y 3 lugares) y el agua abierta del borde "lag" respectivo (n = 1).

secos de verano, el oxígeno disuelto fue bajo mientras que la temperatura, el pH y la conductividad específica fueron más altos comparado con los meses de invierno cuando la turbera estaba saturada. No se observaron tendencias significativas entre los grupos de piezómetros ni a lo largo del transecto. Sin embargo, el agua superficial de los charcos y el subsuelo para el sitio PAC fueron diferentes, los charcos fueron caracterizados por concentraciones de fluoruro, amonio, calcio y sílice disuelta notablemente bajas (Tabla 1), al igual que su contenido de materia orgánica disuelta (no mostrada). Los charcos también tenían un oxígeno disuelto inusualmente alto, alcanzando condiciones fuertemente sobresaturadas del 120% (Fig. 5). También fueron notables las diferencias regionales en la calidad del agua, ya que la turbera PAC tenía concentraciones relativamente diluidas en comparación con las turberas de Tortel y O'Higgins (Tabla 1; Fig. 2). El sitio Tortel contó con niveles de sodio, cloruro y potasio, iones de origen aerosol marino, significativamente elevados, mientras que O'Higgins mostró niveles inusualmente altos de calcio, sulfato y sílice disuelta (Tabla 1).

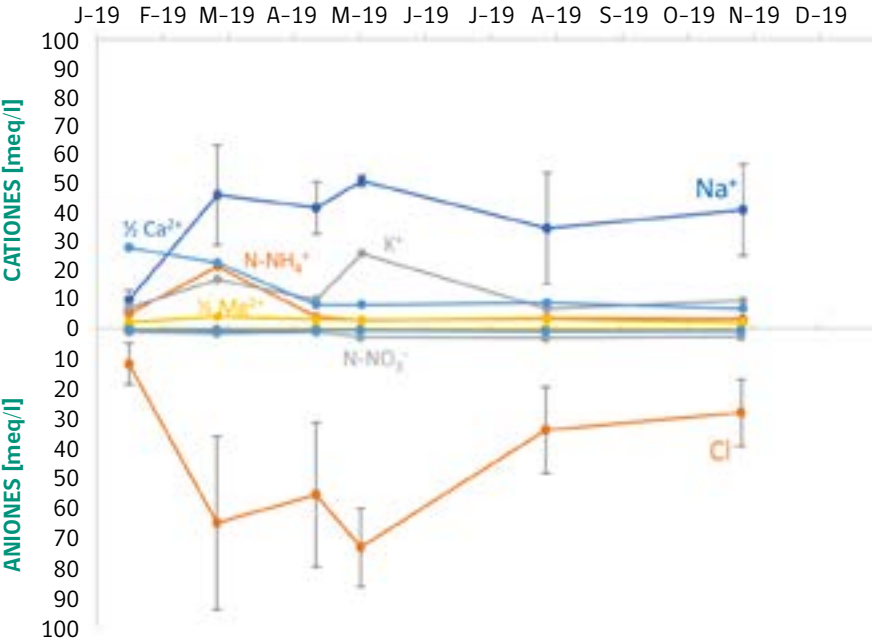


Fig. 4. Patrones estacionales para los iones mayores de agua subsuperficial desde la turbera PAC. Valores son convertidos a unidades equivalentes (meq), según Clymo (1984), y se muestran las barras de error entre nidos de piezómetros para los iones dominantes sodio y cloruro.

Tabla 1. Resumen de parámetros químicos para todos los sitios. Columnas P1-5 se corresponden con el transecto de piezómetros y charcos intermitentes en la turbera PAC. Las columnas siguientes muestran valores para otras turberas en las cuencas Aysén, Baker y Pascua. Cifras representan el promedio y desviación estándar, iones están en unidades de µg/l, mientras ortosilicato está en µM. Valores significativos están indicados por el color rojo (altos valores) y azul (bajos valores). Nótese que los valores para fosfato son sólo para la comparación (mayor detalle en el texto).

	Pedro Aguirre Cerda										Cuenca Aysén				C. Baker		C. Pascua				
	P1		P2		P3		P4		P5		Charcos		C. Grande		Torreones		Tortel		O'Higgins		
	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	Prom.	s.d.	
ANIONES																					
F ⁻	6,8	7,8	7,5	9,1	6,2	5,4	5,8	4,0	6,4	4,3	3,3	2,3	9,7	6,8	6,7	3,3	2,1	0,7	19,1	17,7	
Cl ⁻	1393	821	822	386	1761	1527	1891	983	1655	1029	1432	508	2481	322	2312	1120	24343	10582	3267	2014	
NO ₃ ⁻	110	132	55	28	51,0	39	124	38	216	194	65	53	1154	334	405	205	183	146	720	688	
PO ₄ ⁻	58	103	6,9	8,1	31,9	47,3	19,4	16,9	24	24,0	15,2	11,1	65	94	63	70,6	37	39,0	3,3	7,4	
SO ₄ ²⁻	130	82	71	12	130	95	133	32	197	116	82	10	493	112	433	241	823	982	1103	907	
CATIONES																					
Na ⁺	708	412	509	319	817	366	828	307	1090	545	733	394	1533	177	2603	719	2779	1496	3446	1718	
NH ₄ ⁺	63	54	94	59	76	64	62	59	45	26	12,8	5,1	109	192	332	124	519	282	180	118	
K ⁺	339	197	302	85	387	237	582	608	499	432	312	295	733	29	1636	629	2584	1472	632	492	
Mg ²⁺	89	53	63	17	111	48	127	66	115	66	40	21	387	41	234	45	219	31	552	102	
Ca ²⁺	1152	1015	1583	1581	1374	1130	695	282	1101	1386	159	69	2470	796	2375	65	1944	651	13643	6037	
MINERAL																					
Si(OH) ₄	16,7	7,5	13,1	5,4	17,6	4,0	22,7	20,4	14,1	10,1	9,0	6,1	13,1	3,4	33,7	10,1	6,6	2,5	89	32	

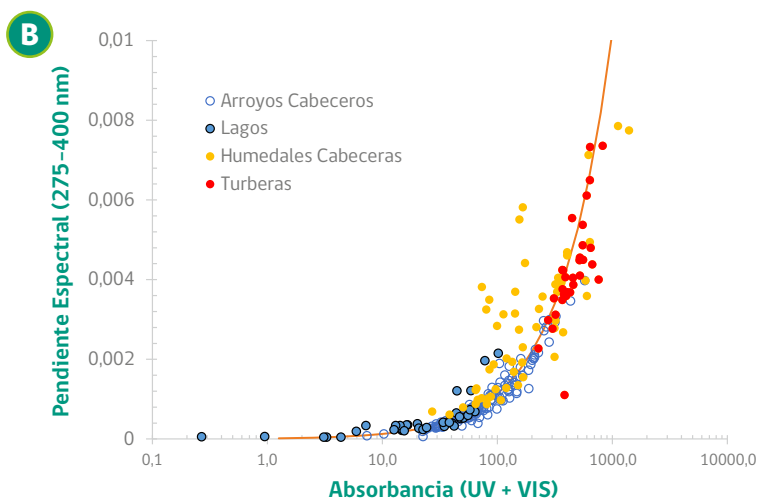
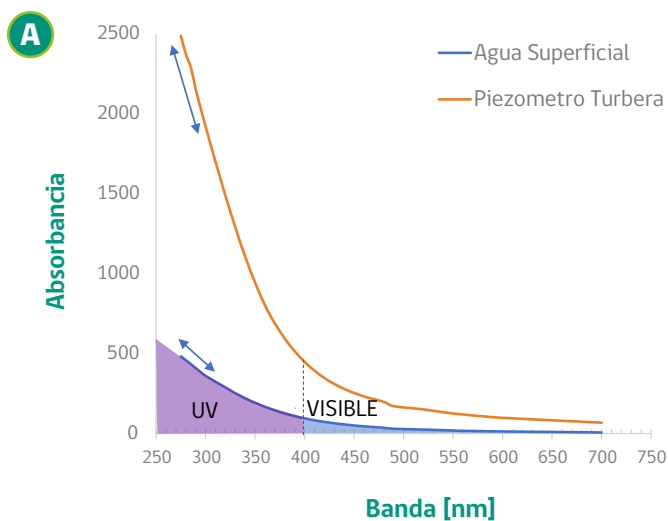


Fig. 5. Espectros de absorción para materia orgánica disuelta desde sistemas dulceacuícolas de las cuencas Aysén y Baker: (a) ilustración conceptual de los patrones espectrales del color de agua desde las ondas ultravioletas (250–400 nm) y visibles (400–700 nm). Absorbancia total es el área bajo la curva para bandas UV más visibles, mientras que el pendiente espectral es la tendencia de la línea en el rango UV 275–300 (adaptada desde Helms *et al.* 2008). Nótese la distinción general entre aguas claras (línea azul, típica de ríos y lagos) y agua colorada o cromafórica (línea café: materia orgánica disuelta típica de humedales). (b) Un plot entre absorbancia total y pendiente espectral, comparando entre turberas (rojo este estudio), humedales de arroyos cabeceros (amarillo), lagos y ríos (azul).

En términos de materia orgánica disuelta, el agua subterránea de las turberas de *Sphagnum* tiene concentraciones muy altas (Fig. 5), esto en base a las propiedades de absorción de luz en el rango visible y UV. También fue notable una relación muy estrecha entre la absorción de luz en el rango UV y la absorción total a lo largo de 250-600 nm, generalmente con las pendientes espectrales más altas y poca variabilidad (error residual muy limitado comparado con la tendencia regional - mayor explicación sobre la interpretación de resultados espectrales se encuentra en Fig. 5a).

DISCUSIÓN

La calidad del agua y la biogeoquímica de las turberas no debe dejar de discutir parámetros básicos como son el pH y los nutrientes. Aunque estos parámetros son realmente importantes, aquí se discutirán en términos generales. Joosten & Clarke (2002) citó los rangos de pH para las turberas de *Sphagnum* en Alemania entre 2,4 - 4,8. El amplio rango de pH del musgo *Sphagnum* reportado por Rodríguez (2015) (promedio 3,8; rango 3,0 - 4,9), basado en la fase sólida, era menos que el rango reportado para la turbera Pedro Aguirre Cerda (Fig. 3; promedio 4,9; rango 3,7 - 7,0), lo que fue medido *in situ* y junto a la extracción de agua de la matriz del *Sphagnum*. Las mediciones de este estudio son más comparables al pH medido *in situ* de los charcos de Tierra del Fuego argentina (pH 4,5 - 6,3; Koppers *et al.* 2016). Un pH por debajo de 5,0 se asocia a bajos niveles de oxígeno disuelto por la descomposición de la materia orgánica, lo que finalmente afecta la disponibilidad de nutrientes, a través de procesos como la desnitrificación (Ivarson, 1977). Los cambios de pH estuvieron inversamente relacionados con los niveles de agua (Fig. 3), siendo éste uno de los mecanismos importantes por los cuales la hidrología influye en la química y en las comunidades bióticas de las turberas (discutido a continuación).

La clasificación general de los humedales, según Rydin y Jeglum (2013), coloca a las turberas en una categoría distinta basada en los regímenes de nutrientes. En los ecosistemas acuáticos, y en las turberas especialmente, los niveles de nutrientes inorgánicos se relacionan con el pH a través de una serie de procesos como tempranamente describió Ivarson (1977), además de los controles de oxígeno disuelto sobre la disponibilidad de fósforo reactivo soluble (desorción y disponibilidad con bajos niveles de OD [Fox, 1989]). Los nutrientes inorgánicos disueltos son notoriamente difíciles de medir, especialmente en regiones o ecosistemas donde ocurren a niveles traza. Los niveles de nitrato de nitrógeno fueron notablemente altos comparado con sistemas dulceacuícolas en la

Patagonia, en el rango de 50–200 µg/l (Tabla 1) comparado con niveles típicos <10 µg/l (B. Reid, obs. pers.) o niveles traza en sistemas no intervenidos (Perakis & Hedin, 2002). Los niveles de amonio fueron moderados, por lo general más bajos que el nitrato, en contraste con las observaciones de arroyos cabeceros prístinos del sur de Chiloé (Perakis & Hedin, 2002), sistemas que probablemente provienen de turberas naturales. Los niveles de nitrógeno inorgánico fueron casi 4–5 veces más altos que los observados en Tierra del Fuego (Kuppers *et al.* 2016). Los niveles extremos de nitrato de la turbera Campo Grande (Tabla 1; Fig. 2) probablemente no estén relacionados con la reciente cosecha intensiva de *Sphagnum*, tal vez fueron resultado de la aplicación descuidada de fertilizantes en las praderas adyacentes (una práctica común en la región de Aysén, aunque no fue observada directamente en este lugar). Sin embargo, los altos niveles en Campo Grande y en las turberas de O'Higgins (Tabla 1) no tienen una explicación inmediata. Los niveles de fósforo reactivo se reportan aquí sólo como indicador general, ya que la cromatografía iónica no es muy sensible a esta especie. No obstante, se observó P reactivo significativamente más alto en los sitios de Torreones y Campo Grande (Tabla 1; Fig. 2), ambos con actividad reciente de cosecha intensiva de *Sphagnum*. Mientras tanto, los niveles de P muy bajos en las turberas de O'Higgins pueden estar relacionados con los niveles muy altos de calcio (el calcio se mineraliza con fósforo, formando fosfatos de calcio, resultando en deficiencias de P en las plantas [Keddy, 2010]). Eso puede ser evidencia y soporte de la afirmación de Rydin y Jeglum (2013), quienes mencionan que condiciones productivas pueden coexistir con condiciones oligotróficas en turberas donde las concentraciones de calcio son altas.

La materia orgánica disuelta también es un elemento importante para la discusión, en términos de caracterización de las aguas de turberas. Aquí nuevamente se ofrece sólo un tratamiento breve, ya que el carbono disuelto generalmente es alto, en el rango de 5–10 mg/l para charcos y aguas superficiales (Kuppers *et al.* 2016), y hasta 40 mg/l en aguas subterráneas (Rydin & Jeglum, 2013). Los resultados presentados aquí para turberas en la región de Aysén no son comparables, ya que se basan en unidades de absorbancia y no en concentración. Sin embargo, la Fig. 5 ilustra dos aspectos de carbono disuelto importantes que van más allá de la observación general de alta concentración. Primero, las aguas de las turberas tienen uno de los niveles más altos y también consistentemente elevados de carbono disuelto en comparación con otros ecosistemas acuáticos en la región de Aysén. En segundo lugar, la dispersión limitada y la pendiente espectral muestran una relación más fuerte con la concentración en comparación con otros ecosistemas acuáticos. Esto sugiere una distribución muy conservadora



de especies de materia orgánica, con evidencia limitada de degradación o foto-oxidación de los ambientes superficiales. En resumen, el aporte de agua desde las turberas a los ecosistemas aguas abajo puede caracterizarse por un alto contenido de materia orgánica disuelta y una degradación limitada (de ahí sugiriendo una fuente potencial de energía para reciclaje microbiano). Estas caracterizaciones se aplican a las aguas intersticiales dentro de la matriz del musgo *Sphagnum*; no obstante, esta misma materia orgánica disuelta alimenta a los charcos, cuando sube el nivel freático en respuesta a la lluvia. El agua intersticial que se infiltra a la superficie últimamente queda expuesta a foto-oxidación y degradación, sin embargo, es posible que podría servir para un tiempo como foto-protector para organismos acuáticos superficiales, especialmente en otoño, cuando se llenan los charcos, hasta principios de la primavera, cuando aumenta la radiación solar. Estos conceptos son especulativos y deben ser sujetos a pruebas empíricas, pero son potencialmente importantes y están en gran parte inexplorados, específicamente con respecto a: (1) la protección potencial de los organismos acuáticos contra la radiación ultravioleta dañina a través del suministro de carbono disuelto a los charcos de las turberas, y (2) el carbono disuelto de las turberas puede influir en los ecosistemas aguas abajo. Posiblemente, los resultados más interesantes discutidos aquí se relacionan con los iones disueltos. Hasta la fecha, este estudio representa la primera caracterización de calidad del agua de turberas de *Sphagnum* en la Patagonia. El sitio Pedro Aguirre Cerda está a sotavento del volcán Maca (Vanderkerkhove *et al.* 2016), que ha estado frecuentemente activo durante el Holoceno tardío hasta

1.500 años calibrados AP (Naranjo & Stern, 2004). Las inclusiones de capas de tefra dentro del perfil de turba son aparentemente frecuentes en este sitio (McCulloch & Reid, 2021, Capítulo 2) y podrían jugar un papel importante en la geoquímica de las turberas de esta zona. Estos “horizontes” de sedimentos volcánicos tienen características singulares, por ejemplo, la absorción de fósforo, mineralización secundaria y propiedades alofánicas, y contribución a los productos de la meteorización (FAO 2001; Hepp & Stolpe, 2014). Con nuestro enfoque en el agua subterránea somera, estos efectos no fueron observados a partir de este estudio en la turbera afectada por actividad volcánica (PAC). Sin embargo, notamos acá que las concentraciones minerales fueron claramente más altas para las turberas en otras partes de la región lejos de la actividad volcánica (Tabla 1; Fig. 2). El único indicador estadísticamente significativo de la meteorización mineral en el sitio PAC fueron los niveles relativamente altos de ácido silícico disuelto, aunque eso fue observado en todos los sitios, con excepción de las turberas cerca de Tortel (Tabla 1). Se espera que esta última observación cerca de Tortel se base en su ubicación dentro de la brecha entre los volcanes en esas latitudes. No obstante, eso deja sin una explicación inmediata respecto de las turberas de O'Higgins, con las concentraciones excepcionales de iones de calcio, magnesio, sulfato y fluoruro (Fig. 2, Tabla 1). Las altas concentraciones de calcio dentro de la matriz del *Sphagnum* en las turberas de O'Higgins superan las expectativas para el agua de turbera alimentada sólo por la lluvia, con poca probabilidad de ser suplementada por sales marinas (que tampoco tienen mucho calcio). Por ejemplo, la transición de turberas de *Sphagnum* a graminiformes dominadas por ciperácea está en el orden de los 10 mg/l (Chadde *et al.* 1998); sin embargo, se registró 14 mg/l en esta turbera. Junto con los niveles relativamente altos de flúor, sugiere un posible efecto de deposición de tefra volcánica, potencialmente de origen reciente y eventualmente asociado con el volcán Lautaro.

Las características químicas del agua de lluvia no fueron evaluadas durante este estudio y existe una carencia de este tipo de información para estas latitudes (Hedin *et al.* 1995). No obstante, el efecto potencial de la depositación de sales de aerosoles marinos es evidente para las turberas de Tortel y Torreones (Tabla 1). Mientras tanto, la turbera PAC parece tener bajas concentraciones iónicas en comparación con los otros sitios. La estacionalidad de la química del agua en las turberas (Fig. 4) y su comparación relativa a los aportes de agua de lluvia se obstaculizan por la falta de información sobre la precipitación, según Clymo (1984). Sin embargo, una comparación sobre la base de algunos supuestos generales respecto a las proporciones relativas de iones del agua de lluvia (Keene *et al.* 1986) ofrece una primera evaluación sobre las potenciales

fuentes y destinos de los iones disueltos de agua intersticial en la turbera PAC. Suponiendo que todo el cloruro proviene de los aportes de lluvia y que el comportamiento es conservativo (el cloruro se considera un trazador ya que es menos reactivo), y en base a las proporciones iónicas, se puede comparar la calidad del agua en cada sitio con los valores esperados para los iones de sodio, potasio, magnesio, calcio y sulfato. Las desviaciones en promedio entre valores observados y los valores esperados son, respectivamente (los valores negativos indican agotamiento): $-1,5$ meq. (s.d. 9,9) para Na^+ ; $+9,6$ meq. (s.d. 7,7) para K^+ ; $-4,0$ meq. (s.d. 3,8) para Mg^{2+} ; $+21,0$ meq. (s.d. 19,4) para Ca^{2+} ; y $-1,4$ meq. (s.d. 2,4) para SO_4^{2-} . Podemos interpretar a partir de estos patrones una absorción débil de las entradas marinas de Na^+ (como se espera), entradas limitadas de meteorización y/o pérdida de niveles traza de Mg^{2+} de origen marino, y una fuente externa significativa de Ca^{2+} y K^+ . Estos últimos provienen posiblemente de la meteorización y transporte difusivo desde las capas de tefra enterradas (McCulloch & Reid, 2021, Capítulo 2). Por último, el agotamiento potencial de los iones SO_4^{2-} puede ser una consecuencia del proceso de reducción de sulfato, algo que se espera para ambientes anóxicos. Sin embargo, los valores mínimos de sulfato (y la desviación máxima de los valores esperados) se observaron durante marzo hasta mayo, con un desfase de los mínimos de oxígeno disuelto (Fig. 3). La fuerte amplitud estacional (desviación estándar alta) para los iones Na^+ y Mg^{2+} también se corresponde con los indicadores potenciales de reducción de sulfato de marzo. Aunque en teoría las reacciones alternativas tipo redox, en su mayoría, deberían ocurrir en secuencia después del agotamiento de oxígeno disuelto, los patrones redox pueden ser considerablemente más complicados en condiciones de campo (Stumm & Morgan, 1996). Algo parecido se ha observado en ecosistemas de aguas subterráneas, en términos de desfase estacional entre la biogeoquímica y la productividad biológica, comparado con los mínimos de oxígeno (Reid, 2007). Todos estos supuestos e interpretaciones deben ser sometidos a observaciones empíricas, como, por ejemplo: análisis de la calidad química del agua de lluvia, evaluación de la contribución química desde las capas de tefra enterradas (específicamente para el sitio PAC) y observaciones de alta frecuencia sobre los patrones biogeoquímicos y las respuestas bióticas.

Estas últimas observaciones conducen al punto de partida de este capítulo, el modelo conceptual de la conexión entre hidrología, biogeoquímica y biología de los ecosistemas de turberas (Fig. 1). Las ilustraciones pueden dar la impresión de que los ecosistemas de turberas se pueden segregar en zonas como catotelmo y acrotelmo, convenientemente relacionadas con los niveles de agua estáticos. Sin embargo, estas zonas claramente no son estáticas: los niveles de agua pueden

fluctuar significativamente en las turberas patagónicas (Reid & McCulloch, 2021, Capítulo 5), en contraste con otras observaciones locales de cambio limitado (Díaz *et al.* 2008 - Isla de Chiloé), hasta las suposiciones no probadas de que no hay cambios significativos (Kleinbecker *et al.* 2008 - Tierra del Fuego). Los cambios en los niveles de agua impulsan las reacciones de redox, absorción e intercambio iónico. El efecto es muy evidente a partir de las transiciones desde el período seco de verano a las lluvias de otoño, y los cambios correspondientes en los patrones básicos de la calidad del agua (Figs. 3 y 4). Esta fase dinámica de rehumidificación es probablemente una influencia importante en la comunidad microbiana subsuperficial y, posteriormente, en la diversidad de protistas dentro de la matriz del musgo *Sphagnum* (Fernández, 2021, Capítulo 6).

Los charcos como aguas superficiales también cuentan con una dinámica vinculada a las fluctuaciones del nivel freático (Reid & McCulloch, 2021, Capítulo 5). La alta variabilidad entre charcos en términos de calidad del agua es evidente en comparación con el agua subterránea (Fig. 3). Se espera que esta variabilidad hídrica y biogeoquímica en las aguas superficiales de turberas tenga una relación estrecha con las adaptaciones de la flora hidrófita (Mataloni *et al.* 2015) y la fauna (de los Ríos *et al.* 2011; García *et al.* 2016; Kupperts *et al.* 2016; Anderson *et al.* 2017). La variabilidad en el oxígeno disuelto (2,8 - 11,4 mg/l entre las piscinas muestreadas en agosto de 2019) es un indicador potencial de un rango amplio de productividad primaria entre los charcos. Además del efecto de la variación hídrica anual impulsada por el clima, y los cambios repentinos en el nivel de agua provocados por los eventos de precipitación y por las plantas vasculares -que son sensibles e indicadores de la hidrología y biogeoquímica, pueden modificar significativamente el estado de la biogeoquímica de las aguas subterráneas en las turberas. Se sabe que las plantas de colchón *Astelia pumila* y *Donatia fascicularis*, que a menudo son co-dominantes con el musgo *Sphagnum* cerca de la costa (Kleinbecker *et al.* 2008; Rodríguez, 2015;), afectan la oxigenación de las aguas subterráneas (Fritz *et al.* 2011). Eso se traduce en especulaciones sobre los posibles controles sobre las emisiones de gases de efecto invernadero como metano. Otra planta, el ciprés enano (*Lepidothamnus fonkii*), es un arbusto de estatura baja conocido por sus altas tasas de fijación de nitrógeno (Knorr *et al.* 2015).

Con una mejor comprensión sobre la relación entre nivel de agua (o hidro-periodo), estado biogeoquímico y la interacción con la vegetación y las conexiones empíricas establecidas por observaciones a largo plazo, probablemente mejorarán las predicciones respecto a las consecuencias

biológicas y el conocimiento para su manejo. Por ejemplo, con respecto a la alta diversidad de ciliados y tecamoeba (Kuppers *et al.* 2016 Fernández, 2021, Capítulo 6), se puede entender mejor como consecuencia de la variabilidad espacial y ciclos en la productividad microbiana y la diversidad de reacciones redox, a su vez manejado por cambios en el nivel de agua. Por el contrario, cualquier impacto generado por las actividades del ser humano que afectará los ciclos naturales y el nivel freático (Reid & McCulloch 2021, Capítulo 5), como pérdida de horizontes después de los incendios severos, el cambio climático, el drenaje seguido por la forestación, y la cosecha intensiva de *Sphagnum* y extracción de turba, tendrán consecuencias importantes por la conexión entre hidrología, química y biodiversidad (Fig. 1). Los patrones temporales naturales en la hidrología y biogeoquímica en las turberas son esenciales para la conservación de la biodiversidad y gestión de los ecosistemas. El conocimiento sobre estos patrones es relevante para comprender los impactos de las actividades humanas en las turberas (Joosten & Clarke, 2002) y, finalmente, para proteger o restaurar estos ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, C., Johnson, M., & López, M. (2017). Establishing habitat-specific indicator species in Tierra del Fuego with freshwater macroinvertebrates. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 52(1), 145-154.
- Bragazza, L., Gerdol, R., & Rydin, H. (2003). Effects of Mineral and Nutrient Input on Mire Bio-Geochemistry in Two Geographical Regions. *Journal of Ecology*, 91, 417-426.
- Chadde, S. W., Shelly, J. S., Bursik, R. J., Moseley, R. K., Evenden, A. G., Mantas, M., Rabe, F., Heidel, B. (1998). Peatlands on National Forests of the Northern Rocky Mountains: Ecology and Conservation. General Technical Report RMRS-GTR-11. US Dept. of Agriculture, Rocky Mountain Research Station. Utha, USA, pp. 80.
- Clymo, R. (1984). *Sphagnum* dominated peat bog: a naturally acid ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 305, 487-499.
- Damman, A., & French, T. (1987). The Ecology of Peat Bogs of the Glaciated Northeastern United States. U.S. Fish and Wildlife Service *Biological Report*, 85(7.16).
- De los Ríos-Escalante, P., Mansilla, A., & Anderson, C. (2011). Primer reporte de crustáceos zooplanctónicos en turba con predominancia de *Sphagnum* en la reserva de la biósfera Cabo de Hornos (54°S, Chile). *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 39(1), 73-74.
- Díaz, M., Larraín, J., Zegers, G., & Tapia, E. (2008). Caracterización florística e hidrológica de turberas de la Isla Grande de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81, 455-468.

- Dick, J.J., Soulsby, C., Birkel, C., Malcolm, I., & Tetzlaff, D. (2016). Continuous Dissolved Oxygen Measurements and Modelling Metabolism in Peatland Streams. *PLOS ONE* 11, e0161363.
- Domínguez, E. & Fernán S. (2021). Flora y vegetación de turberas de *Sphagnum* en la región de Aysén, Chile. Cap. 8 p. 193 - 231. En: E. Domínguez y M.P. Martínez (eds.). *Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas de Sphagnum* en la región de Aysén. Colección libros INIA N° 41. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Tamel Aike, Chile. Coyhaique, 344 pp.
- Domínguez, E., Martínez, M.P. y Henríquez, J.M. (2020). Restauración en turberas de *Sphagnum* cosechadas de la región de Aysén. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA Tamel Aike. Informativo diciembre, N°56:1-4.
- Domínguez, E., & Vega-Valdés, D. (eds.). (2015). *Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas en Magallanes*. Colección libros INIA N° 33. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Kampenaike. Punta Arenas, Chile. 334 pp.
- FAO (2001). *Lecture Notes on the Major Soils of the World*. Naciones Unidas, Roma.
- Fernández, L.D. (2021). Amebas tecadas (protistas) de las turberas de la región de Aysén, Chile. Cap. 6 p. 133 - 159. En: E. Domínguez y M.P. Martínez (eds.). *Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas de Sphagnum* en la región de Aysén. Colección libros INIA N° 41. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Tamel Aike, Chile. Coyhaique, 344 pp.
- Fox, L. E. (1989). A model for inorganic control of phosphate concentrations in river waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* 53, 417-428.
- Fritz, C., Pancotto, V., Elzenga, J., Visser, E., Grootjans, A., Pol, A., Iturraspe..., Smolders, A. (2011). Zero methane emission bogs: extreme rhizosphere oxygenation by cushion plants in Patagonia. *New Phytologist*, 190, 398-408.
- García, P.E., García, R.D., Marinone, M.C., Casa, V., Garraza, G.G., & Mataloni, G. (2016). Aquatic microinvertebrate abundance and species diversity in peat bogs of Tierra del Fuego (Argentina). *Limnology*, 18(1), 85-96.
- Hedin, L., Armesto, J., & Johnson, A. (1995). Patterns of nutrient loss from unpolluted old-growth temperate forests: evaluation of ecological theory. *Ecology*, 76, 493-509.
- Helms, J., Stubbins, A., Ritchie, J., Minor, E., Kieber, D., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53, 955-969.
- Hepp, C., & Stolpe, N. (2014). Caracterización y Propiedades de los suelos de la Patagonia Occidental (Aysén). Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro de Investigación INIA Tamel Aike, Coyhaique, Aysén-Patagonia, Chile. *Boletín INIA* N°298, 160 pp.
- Ivarson, K. C. (1977). Changes in decomposition rate, microbial population and carbohydrate content of an acid peat bog after liming and reclamation. *Canadian Journal of Soil Science*, 57(2), 129-137.
- Joosten, H., & Clarke, D. (Ed.) (2002). *Wise use of mires and peatlands*. Background and principles including a framework for decision-making. International Peat Society, 304 pp.
- Keddy, P. (2010). *Wetland Ecology*, 2nd ed. Cambridge.
- Keene, W., Pszenny, A., Galloway, J., & Hawley, J. (1986). Sea-salt corrections and interpretation of constituent ratios

- in marine precipitation. *Journal of Geophysical Research*, 91, 6647–6658.
- Kleinbecker, T., Holzel, N., & Vogel, A. (2008). South Patagonian ombrotrophic bog vegetation reflects biogeochemical gradients at the landscape level. *Journal of Vegetation Science*, 19, 151–160.
- Knorr, K., Horn, M., Aguilar, N., & Borken, W. (2015). High potential of nitrogen fixation in pristine, ombrotrophic bogs in Southern Patagonia. *Geophysical Research Abstracts*, 17, EGU2015-5876.
- Kuppers, G., Garraza, G., Quiroga, M., Lombardo, M., Marinone, M., Vinocur, A., & Mataloni, G. (2016). Drivers of highly diverse planktonic ciliate assemblages in peat bog pools from Tierra del Fuego (Argentina). *Hydrobiologia*, 773, 117–134.
- Mataloni, G., Garraza, G., & Vinocur, A. (2015). Landscape-driven environmental variability largely determines abiotic characteristics and phytoplankton patterns in peat bog pools (Tierra del Fuego, Argentina). *Hydrobiologia*, 751(1), 105–125.
- Naranjo, J., & Stern, C. (2004). Holocene tephrochronology of the southernmost part (42°30'–45°S) of the Andean Southern Volcanic Zone. *Revista Geológica de Chile*, 31(2), 225–240.
- Perakis, S., Hedin, L. (2002) Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* 416: 416–420.
- Reid, B. (2007). *Energy flow in a floodplain aquifer ecosystem*. PhD dissertation, University of Montana, Missoula, Mont.
- Reid, B. & McCulloch, R. (2021). Hidrología de una turbera de *Sphagnum* en la Patagonia chilena. Cap. 5 p. 111 – 131. En: E. Domínguez y M.P. Martínez (eds.). Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas de *Sphagnum* en la región de Aysén. Colección libros INIA N° 41. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación Tamel Aike, Chile. Coyhaique, 344 pp.
- Rodríguez, A.C. (2015). *Hydrogeomorphic classification of mire ecosystems within the Baker and Pascua Basins in the Region Aysén, Chilean Patagonia: a tool for their assessment and monitoring*. PhD dissertation, Humboldt University, Berlin.
- Rydin, H., & Jeglum, J. (2013). *The biology of peatlands*, 2nd ed. Oxford, New York: Oxford University Press (The biology of habitats), 353 pp.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1968. *A practical handbook of seawater analysis*, Fisheries Research Board of Canada Bulletin p. 311.
- Stumm, W., & Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd ed. Wiley-Interscience.
- Tahvanainen, T., & Tuomaala, T. (2003). The reliability of mire water pH measurements – a standard sampling protocol and implications to ecological theory. *Wetlands*, 19, 246–254.
- Tahvanainen, T., Sallantausta, T., & Heikkilä, R. (2003). Seasonal variation of water chemical gradients in three boreal fens. *Annales Botanici Fennici*, 40, 345–355.
- Vandekerckhove, E., Bertrand, S., Reid, B., Bartels, A., Charlier, B., 2016. Sources of dissolved silica to the fjords of northern Patagonia (44–48°S): the importance of volcanic ash soil distribution and weathering. *Earth Surf. Process. Landforms* 41, 499–512.