

# **INDICADORES ECOSISTÉMICOS:**

## **METABOLISMO Y DESCOMPOSICIÓN**

**Adonis Giorgi  
Carolina Vilches  
Ana Torremorell  
Ricardo Albariño**

# INDICADORES ECOSISTÉMICOS: METABOLISMO Y DESCOMPOSICIÓN

Adonis Giorgi, Carolina Vilches, Ana Torremorell y Ricardo Albariño

## RESUMEN

Se presentan dos tipos de indicadores ecológicos que analizan el funcionamiento del sistema en su conjunto. Estos son los que se obtienen a partir de las estimaciones de metabolismo de un tramo de río o arroyo y los que se obtienen a partir de la descomposición. Se explican someramente ambas metodologías y se presenta un ejemplo de utilización comparando tramos de arroyos antes y después de atravesar pequeñas ciudades. Se recomienda la utilización de este tipo de indicadores como método rápido y de relativo bajo costo que informa de las características de los ecosistemas. Se advierte que si bien permiten explicar cambios en el ecosistema, dichos cambios se producen por la interacción de muchos factores y pueden ser sintetizados por los indicadores funcionales.

**Palabras clave:** Indicadores sistémicos, metabolismo, descomposición, contaminación urbana.

## ABSTRACT

*Here we analyze and compare two functional indicators of environmental quality. The indicators are (a) metabolism estimates from a stretch of river or stream and (b) decomposition of organic matter. Both methodologies are briefly explained and are exemplified with data from upstream and downstream of water courses flowing through small cities. Functional indicators are recommended as fast and relatively low cost methods for evaluating river health. However, although these methods allow explaining changes in the ecosystem function, the measurable changes are originated from the interaction of many factors synthesized by the functional indicators.*

**Keywords:** Systemic indicators, metabolism, decomposition, urban pollution.

## INTRODUCCIÓN

Los indicadores sistémicos pueden ser usados para estudiar la estructura o la función del ecosistema. Los indicadores estructurales sistémicos se basan en mediciones globales del ecosistema como la biomasa de sus comunidades, su grado de conectividad o la diversidad trófica. Sin embargo, el estudio de los ecosistemas también puede enfocar procesos globales tales como la producción, respiración o la descomposición de todo el ecosistema o de una parte representativa de éste. Entre ellos se encuentran los denominados índices funcionales sistémicos que indican el estado del cuerpo de agua en el momento del estudio y su posible evolución si las condiciones registradas se mantuvieran en el tiempo. Ejemplos de estos son el índice P/R (P = producción; R = respiración), tasas de producción y tasas de descomposición. Por medio de ellos se puede estimar la relación entre la producción autóctona y la respiración del ecosistema, estudiar los rangos de producción o los rangos y velocidades de descomposición.

Los indicadores sistémicos permiten que la integridad de un ecosistema se pueda evaluar mediante el estudio de los procesos que ocurren en el mismo. Los procesos de un ecosistema nos dan un panorama general de su estado de salud y, como no dependen de la presencia de algunas especies en particular, son menos dependientes de la distribución geográfica de las especies indicadoras.

De ese modo podemos saber, por ejemplo estudiando la producción, que un sistema con alta producción neta, estará creciendo, mientras que uno con una producción neta cercana a 0 estará consumiendo toda la energía que produce. Este último tipo de ecosistema es más estable en el tiempo que el primero ya que el único modo de mantener un sistema en crecimiento en forma indefinida es mediante adición continua de recursos, por ejemplo nutrientes, y esto corresponde a un caso particular de contaminación denominado eutroficación.

El estudio de la descomposición de la hojarasca también es un indicador sistémico que puede utilizarse como una medida sensible a factores que afectan la salud de los arroyos. Dependiendo del tipo de disturbio, la descomposición puede ser más rápida o más lenta que en sitios de referencia. La descomposición en los arroyos involucra un rango amplio de organismos, desde bacterias y hongos, hasta invertebrados y peces, por lo que el impacto antrópico sobre la descomposición de la hojarasca resulta ser un blanco de estudio muy interesante (Whiles & Wallace, 1997; Pascoal y Cássio, 2004; Mora-Gómez *et al.*, 2016; Boyero *et al.*, 2016.)

Nuestro objetivo es presentar dos indicadores funcionales sistémicos junto con algunos de los resultados

obtenidos y discutir en base a ellos y a la literatura producida en otros países su aplicación en el contexto de la Argentina.

## ESTIMACIÓN DEL METABOLISMO DEL ECOSISTEMA

La producción primaria es la tasa de formación de materia orgánica por organismos fotosintetizadores que convierten energía solar a energía almacenada en los enlaces químicos. Parte de la energía fijada se pierde a través de la respiración (R), otra parte queda almacenada en forma de materia orgánica y se define como producción primaria neta (PPN), mientras que el total (respirada más almacenada) es la producción primaria bruta (PPB):

$$PPB = PPN + R$$

Ambos procesos metabólicos (PPN y R) involucran cambios en el O<sub>2</sub> disuelto en el agua, en la biomasa (Carbono ganado o perdido) y en el CO<sub>2</sub>. Como técnicamente resulta más fácil medir con alta precisión el oxígeno disuelto en el agua, la mayor parte de los estudios ecológicos estiman la producción y respiración a través de cambios en el O<sub>2</sub> disuelto. De ese modo, las tasas de producción de O<sub>2</sub> pueden usarse directamente para cuantificar la producción de la comunidad.

El análisis de ambos procesos metabólicos es fundamental para comprender el funcionamiento de los ecosistemas. El balance neto del ecosistema por día se define como la producción neta del ecosistema (PNE), mientras que la energía disipada (o pérdida de masa) a lo largo de 24 h por el ecosistema, ya sea por organismos autótrofos como heterótrofos, se define como respiración del ecosistema (RE). El cociente P/R (PPB / RE) expresa el balance de los procesos metabólicos en términos relativos. Así, si la producción primaria bruta del ecosistema (PPB) supera a la respiración ecosistémica (RE) durante 24 h, hay un incremento neto de la energía (o biomasa) en el sistema, por lo que PNE es un número positivo y el cociente P/R es superior a 1. Por el contrario, si hay una pérdida de energía del sistema, PNE presenta valores negativos y el cociente P/R es inferior a 1. El cociente P/R proporciona información sobre la importancia relativa de las 2 fuentes de energía que alimentan a los ecosistemas fluviales, aquella proveniente de los productores primarios o de la materia orgánica terrestre. Así, nos referimos a tramos autótrofos cuando la P/R es superior a 1 y heterótrofos cuando la P/R es inferior a 1.

En los ríos, en caso de utilizar esta metodología, también es necesario estimar el intercambio de oxígeno entre el agua y la atmósfera, producto de la presión parcial de ese gas en el agua y estimar cuánto de la variación de oxígeno se debe a la acción biológica y cuánto a la acción física de difusión o intercambio con la atmósfera por turbulencia (Generaux y Hemond, 1992). Así puede conocerse si un arroyo produce

durante el día más, menos o igual a lo que consume. A este tipo de mediciones se las conoce como estimaciones del metabolismo del ecosistema (Marzolf *et al.*, 1998). Este tipo de mediciones se han realizado en arroyos pampeanos para estudiar su funcionamiento en distintas épocas del año así como condiciones de pluviosidad (Vilches y Giorgi, 2010; Acuña *et al.*, 2011; Leggieri *et al.*, 2013).

## ESTIMACIÓN DE LA DESCOMPOSICIÓN DE HOJARASCA

El método utilizado generalmente para estudiar la descomposición de la hojarasca es el conocido como "bolsas de hojarasca". Consiste en introducir un peso conocido de hojas senescentes de árbol en bolsas de red que permiten el intercambio de agua y de los organismos que actúan en la fragmentación y descomposición de la hojarasca. Un determinado número de bolsas son fijadas en el lecho de un río y algunas de estas se van retirando en diferentes fechas a fin de cuantificar la pérdida de peso de la hojarasca (por descomposición) a lo largo del tiempo. La descomposición se evalúa estimando la tasa de pérdida de peso en las bolsas luego de haber estado sumergidas en el agua durante un lapso determinado. Esta tasa de descomposición (k) responde a una función exponencial negativa donde tal valor k indica la fracción de hojarasca que se pierde por unidad de tiempo (en general se indica como fracción perdida por cada día transcurrido). Si se utilizan bolsas con malla gruesa (en general ~10 mm de apertura de la red) podrán ingresar los distintos tipos de organismos acuáticos que contribuyen a la descomposición, particularmente microorganismos e invertebrados. Pero, si se utilizan bolsas de malla fina (ej, 500 micrones) solo podrán ingresar organismos muy pequeños como ciliados, flagelados, y fundamentalmente microorganismos como los chitridiomycetes y oomycetes que junto con los hifomycetes y bacterias tienen la capacidad de transformar sustancias orgánicas complejas como la celulosa en sustancias orgánicas simples como la glucosa y finalmente en sustancias inorgánicas como el dióxido de carbono. Se han realizado estudios de descomposición en varios sitios en la Argentina (Albariño y Balseiro, 2002; Poi de Neiff *et al.*, 2009; y particularmente en la zona pampeana (Gantes *et al.*, 2007; Ferreiro *et al.*, 2011).

## APLICACIÓN DE AMBOS INDICADORES

Una característica común a ambos métodos como herramienta para cuantificar el cambio producido en un ecosistema resultante de una actividad humana, es el establecimiento de un ecosistema de referencia. Ese tramo de referencia es aquel que no es afectado por el impacto a evaluar pero que, fuera de ese impacto, es semejante en condiciones ecológicas al tramo cuyo impacto se está evaluando.

## Metabolismo

En el caso de las mediciones de metabolismo se utilizan los criterios establecidos por Young *et al.*, 2008, donde se comparan los valores de producción bruta, respiración y las relaciones que estos parámetros establecen entre sí cuando se comparan tramos impactados y de referencia. En base a la información publicada en gran parte del mundo, estos autores establecieron tres categorías de ambientes (o grados de impacto); 0: Muy impactado; 1: Medianamente impactado; 2. Impacto leve o no significativo (Tabla 1).

## Descomposición

Con el objeto de utilizar la tasa de descomposición ( $k$ ) como índice de calidad ecológica de los arroyos, se siguen los criterios de Gessner y Chauvet (2002) quienes proponen tres grados o niveles de impacto: 0, 1 y 2. Los autores establecieron estos valores en base a estudios previos de descomposición, en arroyos con distinto grado de impacto antrópico. De ese modo, el grado 0 indica que el funcionamiento del arroyo se encuentra severamente comprometido; el grado 1, que el arroyo se encuentra impactado; y el grado 2 indica que no hay evidencia de impacto (Tabla 2). En definitiva, basándose en la relación entre la tasa  $k$  en tramo impactado y la tasa  $k$  en tramo referencia o bien en la relación entre la tasa  $k$  en bolsa de malla gruesa y la tasa  $k$  en malla fina, se establece el grado de impacto del arroyo objeto de estudio. Cuando el impacto sobre la descomposición es nulo o leve, se

espera que el cociente  $k_i:k_r$ , es decir el cociente entre las tasas de descomposición de hojarasca entre el tramo impactado y el de referencia sea cercano a 1. En las mismas condiciones de bajo impacto ambiental, se espera que el cociente  $k_g:k_f$ , puntúe entre 1,2 y 1,5, lo que significa que la descomposición adjudicada a la actividad de alimentación de los invertebrados detritívoros (aquellos que ingresan en las bolsas de malla gruesa) ronda entre el 20 y el 50% de la descomposición total. Cabe aclarar que se consideraron como tramos de referencia a aquellos que no estaban sometidos al impacto que se quería evaluar más allá de su grado de conservación. De todos modos, en los casos ejemplificados se eligieron tramos con bajo nivel de impacto antrópico.

## CASOS DE ESTUDIO

*A modo de ejemplo se describen a continuación algunos resultados inéditos obtenidos en experiencias realizadas en algunos arroyos pampeanos que atraviesan pequeñas ciudades.*

## Metabolismo

Se seleccionaron los arroyos La Choza, Giles y Salgado, en la región pampeana, los cuales atraviesan las ciudades de General Rodríguez, San Andrés de Giles y Lobos respectivamente, con el objetivo de realizar el estudio en zonas afectadas por urbanización. En cada arroyo se seleccionó un tramo de referencia (TR, aguas arriba de

**Tabla 1.** Criterios de salud del ecosistema fluvial establecidos por Young *et al.*, (2008), donde GPP= Producción Primaria Bruta; ER= Respiración del Ecosistema, i = Tramo impactado, r=Tramo referencia. 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Parámetros estudiados	Criterios	Grado
GPPi/GPPr	< 2,5	2
GPPi/GPPr	2,5- 5,0	1
GPPi/GPPr	> 5,0	0
ERi/ERr	0,4-1,6	2
ERi/ERr	0,2-0,4 ó 1,6-2,7	1
ERi/ERr	< 0,2 ó >2,7	0
GPP	< 3,5	2
GPP	3,5- 7,0	1
GPP	> 7,0	0
ER	1,6-5,8	2
ER	0,8-1,6 ó 5,8-9,5	1
ER	<0,8 ó > 9,5	0

**Tabla 2.** Criterios de niveles de impacto según Gesner y Chauvet (2002).  $k$  es la tasa de descomposición calculada para cada caso.  $k_i$ : tasa de descomposición del sitio impactado,  $k_r$ : tasa en el sitio de referencia,  $k_g$ : tasa de descomposición obtenida mediante experimento con bolsa de malla gruesa y  $k_f$ : con malla fina. 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Parámetro estudiado	Criterios	Grado
Relación de las tasas de descomposición entre el sitio impactado y el de referencia	$k_i:k_r = 0,75 - 1,33$	2
	$k_i:k_r = 0,5 - 0,75$ o $1,33 - 2,0$	1
	$k_i:k_r < 0,5$ ó $> 2,0$	0
Tasa de descomposición del sitio impactado	$k_i = 0,01-0,03/d$	2
	$k_i = 0,005-0,01/d$ ó $0,003-0,05/d$	1
	$k_i < 0,005/d$ ó $> 0,05/d$	0
Relación de las tasas de descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina	$k_g:k_f = 1,2 - 1,5$	2
	$k_g:k_f = 1,5 - 2,0$ ó $< 1,2$	1
	$k_g:k_f > 2,0$	0

las ciudades) y un tramo impactado (TI, aguas abajo de la ciudad). En estos tres arroyos se estimó el metabolismo durante días consecutivos en los tramos referencia e impactados de cada uno en forma simultánea y se calcularon la PPB, la respiración y el metabolismo neto para poder compararlos con los rangos establecidos por Young *et al.*, 2008.

De acuerdo a los resultados obtenidos se observó que el arroyo La Choza se encuentra muy impactado, con puntaje cero en todos los parámetros relacionados al metabolismo, mientras que el arroyo Giles no presenta impacto o el impacto es leve para la mayor parte de

los parámetros. El arroyo Salgado presenta puntaje cero cuando se relacionan los sitios impactados y referencia, es decir, el índice es cero, indicando que se encuentra altamente impactado (Tabla 3).

### Descomposición

En los mismos arroyos y tramos donde se estudió el metabolismo se analizó también la descomposición de hojas de álamo para lo cual se colocaron bolsas de descomposición de malla gruesa y fina. Se realizó un experimento entre octubre de 2014 y enero de 2015, en un lapso de 103

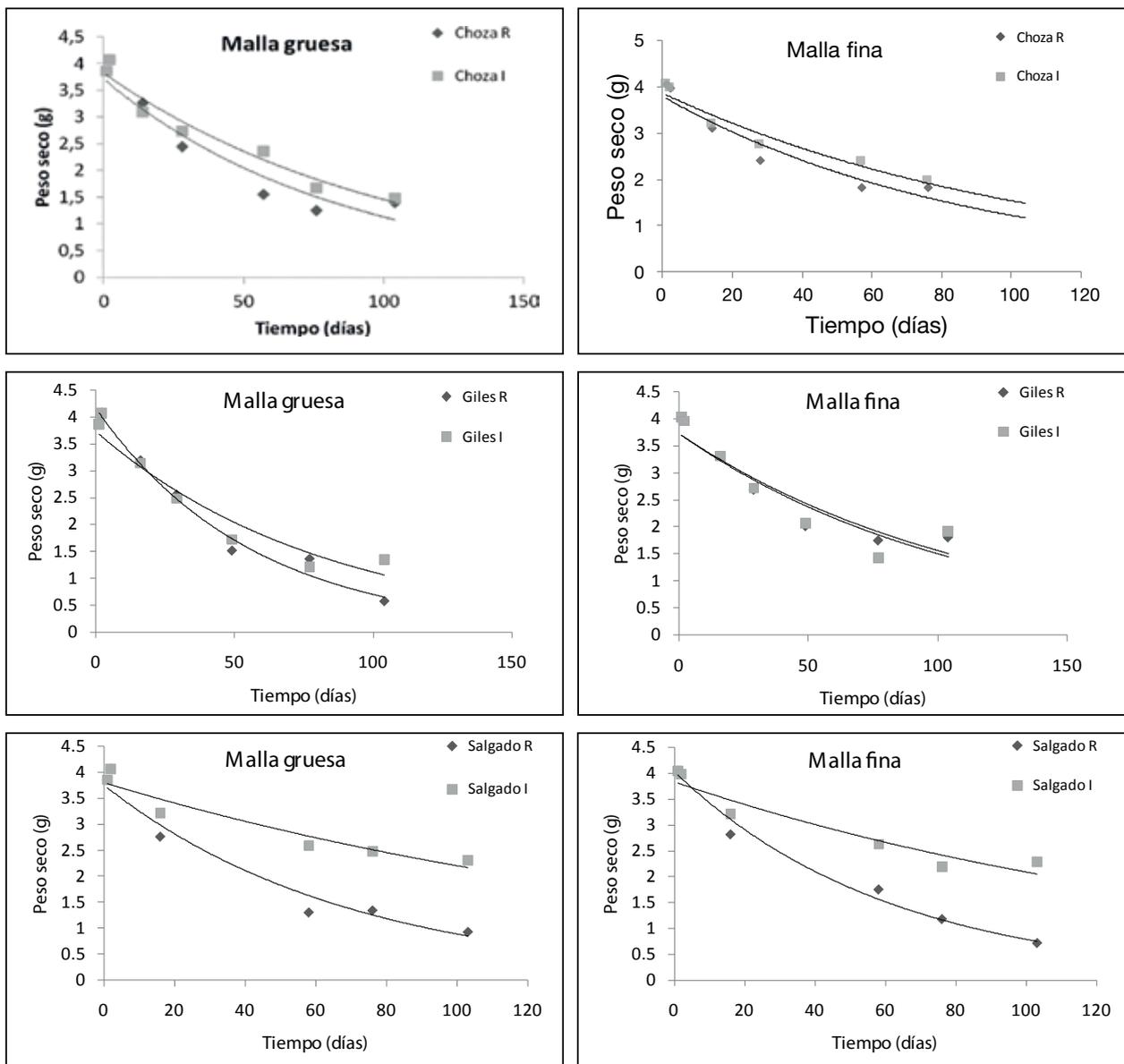
**Tabla 3.** Resultados de acuerdo a los parámetros establecidos por Young *et al.*, (2008). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

	PARÁMETRO	CRITERIO	Puntaje
La Choza	GPPi/GPPr	> 5	0
	ERi/ERr	> 2,7	0
	GPP	>7	0
	R	>9,5	0
Giles	GPPi/GPPr	< 2,5	2
	ERi/ERr	0,4-1,6	2
	GPP	<3,5	2
	R	< 0,8	0
Salgado	GPPi/GPPr	> 5	0
	ERi/ERr	> 2,7	0
	GPP	3,5-7,0	1
	R	1,6-5,8	2

días. Las bolsas de descomposición se confeccionaron con dos tipos de malla: fina (0,5 mm de abertura) y gruesa (20 mm). Inicialmente se colocaron 25 bolsas de descomposición de cada malla con 5 g de hojas de álamo en cada tramo. Simultáneamente se colocaron en condiciones de laboratorio 10 bolsas de cada malla en contenedores plásticos con agua de arroyo. Estas bolsas se retiraron a las 24 y 48 horas a fin de cuantificar la pérdida de peso por lixiviado de las sustancias solubles presentes en las hojas en una situación temprana (Boyero *et al.*, 2016) Las bolsas colocadas en los tramos de arroyo fueron retiradas a los 15, 30, 48, 77 y 103 días. En el laboratorio, el material

vegetal fue lavado, secado y pesado. En ambos tramos de los tres arroyos se usaron los valores de peso seco remanente en las bolsas en función del tiempo para ajustar modelos de regresión exponencial negativos (curvas de decaimiento o descomposición) en las que la pendiente es la tasa de descomposición  $k$ .

Las curvas de descomposición de la hojarasca son en general más lentas en los sitios impactados respecto de los de referencias para los tres arroyos, esto es más evidente en el arroyo Salgado en las bolsas con ambos tipos de mallas, fino y grueso (Figura 1).



**Figura 1.** Pérdida del material vegetal de las bolsas de hojas de álamo para el análisis de la descomposición, determinado mediante el peso (g). El gráfico representa el peso seco remanente en función del tiempo de exposición del material vegetal en los tres arroyos: La Choza, Giles y Salgado. R: tramo de referencia I: tramo impactado. La curva de ajuste es un modelo exponencial negativo. Los gráficos de la izquierda representan el peso seco remanente de las bolsas de descomposición con malla gruesa (20 mm de poro), mientras que los de la derecha representan con malla fina (0,5 mm de poro).

Los cocientes entre las tasas de descomposición de los tramos impactados y los tramos de referencias indican el grado de impacto de cada arroyo (Gessner y Chauvet, 2002). Al considerar la descomposición con bolsas de malla gruesa, se encontró que la tasa del tramo impactado del arroyo La Choza fue levemente menor que la del tramo de referencia, presentando un cociente  $K_i:K_r = 0,82$ , lo cual indica un nivel de impacto despreciable (grado 2). En el arroyo Giles se encontró que la tasa de descomposición del tramo impactado fue menor que la del tramo de referencia. El cociente mostró que este arroyo posee un grado de impacto medio,  $K_i:K_r = 0,71$  (grado 1). La tasa de descomposición del arroyo Salgado fue mucho más baja en el tramo impactado que la del tramo de referencia; el cociente  $K_i:K_r = 0,36$  (grado 0) reveló un grado de impacto muy importante. Por lo tanto, según el cociente de las tasas en los sitios impactados y de referencia, se encontró un gradiente de impacto negativo sobre la tasa de descomposición, donde el arroyo más afectado fue el Salgado mientras el menos alterado fue La Choza. Se obtuvieron resultados similares al determinar los cocientes con las tasas de descomposición obtenidas con las bolsas de malla fina.

La Tabla 4 presenta los valores absolutos de las tasas de descomposición de los tramos impactados para cada tipo de malla y el grado de impacto propuestos luego de una amplia revisión bibliográfica de resultados de diversas regiones (Gessner y Chauvet, 2002). Al analizar las tasas de descomposición determinadas con malla fina, se observó que los tres arroyos se encuentran impactados; mientras que al analizar las tasas halladas con malla gruesa, el arroyo Giles presentó un grado 2, correspondiente a arroyos

sin evidencia de impacto. La diferencia entre malla gruesa y fina reside en que en las primeras pueden ingresar los invertebrados, muchos de los cuales intervienen en proceso de raspado y fragmentación de la hojarasca. En cambio, la malla fina impide el ingreso de invertebrados y sólo permite el de bacterias y hongos. En la tabla 5 se presentan los cocientes de las tasas de descomposición de las hojas colocadas en bolsas de malla gruesa y fina. Siguiendo la clasificación de Gessner y Chauvet (2002), los arroyos Choza y Salgado presentan el mismo grado de impacto (nivel medio), mientras que en el arroyo Giles el sitio de referencia se encuentra más afectado que el sitio impactado. La variable que se pone a prueba al realizar el estudio con dos tipos de bolsas (malla gruesa y malla fina) es el efecto de los invertebrados en la descomposición.

En el caso del metabolismo, el índice señala que el arroyo La Choza, aunque presenta buen aspecto en cuanto a su morfología y diversidad de hábitats, se encuentra muy deteriorado en la calidad del agua luego de atravesar la ciudad y esto modificaría el tipo y abundancia de organismos presentes. El arroyo Giles presenta un impacto leve, excepto en la respiración donde el impacto es alto. El arroyo Salgado muestra impacto marcado, aunque los valores de producción bruta y respiración indican impacto medio y leve respectivamente. Es probable que estos resultados estén relacionados con el tipo de contaminación antrópica. En el arroyo La Choza descargan efluentes de industrias relacionadas al petróleo, mientras que en el arroyo Salgado los efluentes contaminados más importantes provienen de industrias que desechan mayoritariamente materia orgánica de origen animal. Los efluentes de industrias relacionadas al petróleo no

**Tabla 4.** Tasas de descomposición del sitio impactado y grado de impacto propuesto por Gessner y Chauvet (2002). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Arroyos	La Choza		Giles		Salgado	
	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa	Fina	Gruesa
Tasas K (d <sup>-1</sup> )	0,009	0,009	0,009	0,012	0,006	0,005
Grado	1	1	1	2	1	1

**Tabla 5.** Cociente de las tasas de descomposición de las hojas de álamo colocadas en bolsas de malla gruesa y fina. Grado de impacto según Gessner y Chauvet (2002). 0 = impacto muy significativo, 1 = impacto intermedio, 2 = impacto leve.

Arroyo	La Choza		Giles		Salgado	
	Referencia	Impactado	Referencia	Impactado	Referencia	Impactado
malla gruesa / malla fina	1,00	1,00	2,12	1,33	1,00	1,00
Puntaje	1	1	0	2	1	1

pueden ser degradados fácilmente por la biota presente en el sistema ya que no están adaptados a metabolizar este tipo de contaminante. En cambio, la materia orgánica es un componente natural de estos ambientes, y en el caso del arroyo Salgado la cantidad que recibe de los efluentes es muy alta, resultando en un fuerte deterioro ecológico cuando se lo relaciona con el sitio de referencia, pero sin evidencia de deterioro cuando se evalúan los valores de los parámetros absolutos. Aunque la calidad del hábitat del arroyo Salgado, se encuentra muy deteriorada por modificaciones en su morfología, el índice nos está indicando que el deterioro no es tan importante. Suponemos que el índice de metabolismo nos estaría indicando, el grado de impacto y además, la capacidad de recuperación de ese tramo.

En el caso de la experiencia de descomposición, el análisis individual del impacto en cada arroyo permitió identificar un gradiente de alteración, donde el arroyo con un mayor deterioro funcional fue el Salgado. Por su parte, el Arroyo Giles presentó valores de tasa de descomposición similares entre el tramo impactado y el tramo referencia. Es interesante considerar que la comparación de los cocientes entre la descomposición en bolsas de malla gruesa y malla fina pareciera un indicador más sensible que los valores de la tasa de descomposición en los ambientes impactados. En La Choza y Salgado los cocientes de las tasas de descomposición fueron 1, indicando un deterioro medio en esos arroyos luego de atravesar la ciudad, mientras que en el arroyo Giles hubo un efecto mucho mayor al esperado, lo que sugiere que la descomposición por microorganismos fue muy baja. Estos resultados sugieren que la utilidad de esta metodología como herramienta para evaluar si el proceso de descomposición está ocurriendo adecuadamente y si el ecosistema fluvial mantiene su integridad ecológica puede presentar limitaciones dependiendo de las condiciones locales de los ambientes, como en el caso de la comparación del cociente  $k_g/k_r$ . Las comparaciones de las tasas de descomposición en sitios de referencia y sitios impactados y entre las halladas con distinto tipo de malla permiten inferir que si la descomposición se produce con más lentitud en los ambientes impactados, estos presentarán ciclos más lentos de degradación de materia orgánica, lo que a su vez generará su acumulación, excepto que ocurra un arrastre por crecidas. Esto producirá, de acuerdo a su grado, o bien un "subsidio" de materia orgánica que promoverá el desarrollo de plantas acuáticas y su comunidad de organismos microscópicos asociados (perifiton) cuando el nivel de estrés no sea muy alto, pero que se acelerará en situaciones de eutrofización (mayor nivel de nutrientes) promoviendo un exceso de plantas acuáticas y/o floraciones de algas que son una manifestación del deterioro de la calidad

del agua y su efecto sobre la integridad del ecosistema. Por lo expuesto, un bajo impacto podrá encontrar cierta estabilidad con otra combinación de organismos (vegetación, macroinvertebrados, etc.) distinta a la existente antes del impacto. En tanto que un alto impacto acelerará el deterioro del cuerpo de agua y reducirá las posibilidades de autodepuración; el lento proceso de descomposición favorecerá la formación de zonas con acumulación de materia orgánica no digerida en el lecho del cuerpo de agua.

Sin embargo, no todos los resultados fueron iguales ya que en algunos sitios se encontraron diferencias en las tasas de descomposición entre malla fina y gruesa que puede atribuirse a la acción de los invertebrados. En este caso, el arroyo Giles impactado presentó valores de buena calidad en tasas de descomposición determinadas con malla gruesa. Se cree que esto es debido a que la presencia de invertebrados se encuentra favorecida por las plantas sumergidas, puesto que es el sustrato donde se refugian y alimentan (Giorgi *et al.*, 2005).

La aplicación de este tipo de índices donde se evalúan los procesos ecosistémicos es útil para detectar impactos relevantes que impidan, inhiban o modifiquen los procesos de descomposición, respiración y producción en el tramo impactado. Por ahora se cuenta con valores de descomposición, producción y respiración de sitios impactados o de referencia. Pese a ello, el número y variedad de situaciones estudiadas a nivel mundial al presente es escaso. Es importante contemplar una mayor variedad de situaciones de deterioro de calidad del agua, del hábitat y de los ecosistemas en diferentes regiones geográficas y especialmente en los países no desarrollados a fin de mejorar el poder predictivo de estos indicadores. En este sentido, las investigaciones actuales en distintos países están permitiendo a su vez validar los criterios propuestos.

Finalmente, cabe afirmar que estos índices de descomposición y de metabolismo evalúan procesos ecosistémicos y, más allá de su valor indicador, aportan información del proceso ecológico, de la integridad del ecosistema para cumplir esas funciones, del grado de deterioro y de sus posibilidades de recuperación, con y sin intervención humana. La implementación de estos índices resulta de gran importancia, puesto que no se requiere ser especialista para interpretar los resultados; su determinación es relativamente fácil y económica. Pese a que este tipo de índices se ha utilizado para la evaluación de la calidad de los ecosistemas fluviales en varias regiones del mundo tales como Australia, Europa, Norte América y Nueva Zelanda, no tenemos información de que haya sido implementado aún por agencias estatales de control ambiental.

## BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, V., C. Vilches & A. Giorgi. 2011. As productive and slow as a stream can be- the metabolism of a Pampean stream. *Journal of North American Benthological Society*, 30: 71–83.
- Albariño, R.J. & E.G. Balseiro. 2002. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12: 181–192.
- Boyer, L.R., G. Pearson, C. Hui, M.O. Gessner, J. Pérez, M.A. Alexandrou, M.A. Graça, B.J. Cardinale, R.J. Albariño, M. Arunachalam, L.A. Barmuta, A.J. Boulton, A. Bruder, M. Callisto, E. Chauvet, R.G. Death, D.I. Dudgeon, A.C. Encalada, V. Ferreira, R. Figueroa, A.S. Flecker, J.F.Jr.Gonçalves, J. Helson, T. Iwata, J. Jinggut, C.M. Mathooko, C. Mathuriau, M.S. Erimba, C.M. Moretti, A. Ramírez, L. Ratnarajah, J. Rincon & C.M. Yule. 2016. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. *Proceeding Biological Sciences*, 27: 283.
- Cairns, J. Jr., P. McCormick & B. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263: 1-44.
- Dale, V.H & S. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3–10.
- Ferreiro, N., A. Giorgi, L. Leggeri, C. Feijoó & C. Vilches. 2011. Phosphorus enrichment affects immobilization but no litter decomposition or exoenzymatic activities in a Pampean stream. *International Review of Hydrobiology*, 96(3): 209-220.
- Gantes, P., A. Marano, A. Sánchez Caro, L. Rigacci y M. Sciorra. 2007. El proceso de descomposición en arroyos de la cuenca del río Luján (Buenos Aires) con distinta vegetación ribereña. III Reunión Binacional de Ecología. La Serena, Chile.
- Genereux, D.P. & H. Hemond. 1992. Determination of gas exchange rate constants for a small stream on walker branch watershed, Tennessee. *Water Resources Research*, 28: 2365-2374.
- Gessner, M.O. & E. Chauvet. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12: 498-510.
- Giorgi, A., C. Feijoó & G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: Temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14 (7): 1699-1718.
- Leggeri, L., C. Feijoó, A. Giorgi & V. Acuña. 2013. Seasonal weather effects on hydrology drive the metabolism of non-forest lowland streams. *Hydrobiologia*, 716 (1): 47-58.
- Marzolf, E.R., P.J. Mulholland & A.D Steinman. 1998. Reply: improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1786-1787.
- Mora-Gómez, J., A. Elosegi, S. Duarte, F. Cássio, C. Pascoal & A. M. Romaní. 2016. Differences in the sensitivity of fungi and bacteria to season and invertebrates affect leaf litter decomposition in a Mediterranean stream. *FEMS Microbiology Ecology*, 92 (8): 1-13.
- Pascoal, C. & F. Cássio, 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (9), 5266-5273.
- Poi de Neiff, A.P., M, E, Galassi & M. C. Franceschini. 2009. Invertebrate Assemblages Associated with Leaf Litter in Three Floodplain Wetlands of the Paraná River. *Wetlands*, 2009, 29: 896.
- Young, R. G., C. D. Mathaei & C. R. Townsend. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of North American Benthologic Society*, 27 (3): 605–625.
- Vilches, C. & A. Giorgi. 2010. Metabolism in macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654: 1: 57-65.
- Whiles, M. R. & J. B. Wallace 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353 (1), 107–119.

