



Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, Ciudad de México, México.
ISSN 2707-2207 / ISSN 2707-2215 (en línea), mayo-junio 2026,
Volumen 10, Número 3.

https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v10i3

CRECIMIENTO A CRÉDITO: LA DEUDA ECOLÓGICA COMO MOTOR ECONÓMICO

**GROWTH ON CREDIT: ECOLOGICAL DEBT AS AN
ECONOMIC ENGINE**

Lorena Muñoz del Campo

Universitat de Lleida, Escola de Doctorat, Spain

Igor Parra Vergara

Fundación Atapuerca, España

DOI: https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v10i3.24439

Crecimiento a Crédito: la Deuda Ecológica como Motor Económico

Lorena Muñoz del Campo¹munoz.lorena@icloud.com<https://orcid.org/0000-0002-0986-1582>Universitat de Lleida, Escola de Doctorat, Pl.
Victor Siurana, 1 - 25003 Lleida, Spain**Igor Parra Vergara**igor.parravergara@gmail.com<https://orcid.org/0000-0001-6179-4391>Fundación Atapuerca, Calle Ctra. Logroño, 44,
09198 Ibeas de Juarros, Burgos, España

RESUMEN

La expansión exponencial de la tecnosfera antropogénica ha alcanzado una magnitud comparable a la biomasa viva global. Esto cuestiona la compatibilidad a largo plazo entre crecimiento económico y límites biofísicos. Este estudio proporciona una evaluación cuantitativa del apalancamiento del crecimiento económico a partir de las biocapacidades y su dependencia del déficit ecológico. Utilizando datos nacionales a partir de 1961, se analizan las relaciones dinámicas entre biocapacidad (B), huella ecológica (HE), PIB y riqueza en nueve países OCDE: Chile, Colombia, México, Canadá, Estados Unidos, Francia, Alemania, Reino Unido y Japón. Se utilizan indicadores de eficiencia de riqueza y PIB por hectárea global. El apalancamiento ambiental se calcula a través de la HE y la desigualdad en el acceso al capital natural mediante la distribución de la riqueza por percentiles. Los resultados revelan una transición global hacia el sobregiro ecológico hacia 1970, déficit de biocapacidad en la mayoría de las economías evaluadas y una fuerte heterogeneidad en la eficiencia. Se propone un marco dinámico basado en matrices para conceptualizar la deuda ambiental análogamente al apalancamiento financiero, destacando los riesgos sistémicos a largo plazo de un endeudamiento ecológico no gestionado.

Palabras clave: biocapacidad, huella ecológica, eficiencia, apalancamiento ambiental, desigualdad.

¹ Autor Principal,
Correspondencia: munoz.lorena@icloud.com

Growth on Credit: Ecological Debt as an Economic Engine

ABSTRACT

The exponential expansion of the anthropogenic technosphere has reached a scale comparable to global living biomass. This challenges the long-term compatibility between economic growth and biophysical limits. This study provides a quantitative assessment of the leverage of economic growth from biocapacities and its dependence on ecological deficits. Using national data from 1961 onwards, the dynamic relationships between biocapacity (B), ecological footprint (EF), GDP, and wealth are analyzed across nine OECD countries: Chile, Colombia, Mexico, Canada, the United States, France, Germany, the United Kingdom, and Japan. Efficiency indicators of wealth and GDP per global hectare are used. Environmental leverage is calculated through EF, and inequality in access to natural capital is assessed using wealth distribution by percentiles. Results reveal a global transition into ecological overshoot around 1970, biocapacity deficits in most of the economies assessed, and strong cross-country heterogeneity in efficiency. A dynamic matrix-based framework is proposed to conceptualize environmental debt analogously to financial leverage, highlighting the long-term systemic risks of unmanaged ecological indebtedness.

Keywords: biocapacity, ecological footprint, efficiency, environmental leverage, inequality.

Artículo recibido 25 abril 2026

Aceptado para publicación: 25 mayo 2026



INTRODUCCIÓN

En 2020, la tecnosfera antropogénica alcanzó una masa en peso seco estimada en 1,1 teratoneladas (10^{12} toneladas), magnitud equivalente a la biomasa viva global (Elhacham et al., 2020). Esta expansión material se ha producido a una tasa de 3% por más de 120 años (Krausmann et al., 2018; Zalasiewicz et al., 2016). Lo anterior impone restricciones significativas sobre los ecosistemas naturales. Estas perturbaciones e interacciones entre la biomasa y el tecnoma, trascienden las fronteras nacionales y generan desafíos ambientales globales. Se modifican los ciclos bioquímicos y biológicos fundamentales por la influencia de los sistemas económicos industriales, lo que deriva entonces en la triple crisis de cambio climático, pérdida de la biodiversidad y residuos plásticos (IPCC, 2023).

La humanidad enfrenta límites planetarios definidos por recursos finitos, mientras el modelo económico predominante persigue un crecimiento teóricamente continuo (Rockström et al., 2009). Este punto, uno de los principios fundamentales de la economía moderna y del sistema capitalista se sustenta en la innovación tecnológica y el incremento de la productividad. Sin embargo, diversos autores han cuestionado la posibilidad de mantener un crecimiento indefinido debido a las restricciones biofísicas y ecológicas inherentes a un planeta con recursos finitos (Daly, 1996; Jackson, 2017; Meadows et al., 1972). Esta contradicción entre finitud física y aspiración económica constituye el eje central del debate sobre sostenibilidad. En las sociedades modernas, el crecimiento económico sigue siendo el paradigma dominante, asociándose con el aumento del bienestar social, medido como incrementos de aspectos como: la renta per cápita, la esperanza de vida, la reducción de la pobreza extrema y la ampliación del acceso a la educación (OMS, 2021; OIT, 2022; UNESCO, 2021). Es así que, el crecimiento económico continúa siendo el principal objetivo de las políticas públicas para instituciones internacionales (Wolters, 2022).

Sin embargo, este imperativo del crecimiento se enfrenta con límites biofísicos que nos plantea el planeta. Los ecosistemas están sujetos a condiciones climáticas, edáficas e hidrológicas regionales que definen su capacidad su carga de las actividades antropogénicas (Rockstrom et al., 2009; DuPuy et al., 2015). Aunque dichas condiciones surgen de procesos naturales, estos están siendo cada vez más afectados por una actividad económica acelerada que introduce agentes antropogénicos en los ecosistemas.



En la actualidad, se observa un creciente consenso acerca de la relevancia respecto de la integración de las consideraciones ambientales y los paradigmas de desarrollo económico. Esta perspectiva busca entender cómo ocurre el crecimiento, y no solo si este ocurre. Se enfatiza de este modo los impactos sistémicos, los cambios físicos, climáticos y ecológicos por sobre la evolución social a largo plazo (Anderson, 2012; Duplessy et al., 2014; Carbonell y Parra, 2024).

El desarrollo de la economía verde o ecológica refleja este cambio y se orienta a un equilibrio en términos del costo social del desarrollo económico (Coase, 2013). Un aspecto central de esta disciplina es el reconocimiento de los límites biofísicos y de las causas de las disfunciones socioeconómicas derivadas de la degradación ambiental. Estas ideas cuestionan los modelos de crecimiento neoclásicos, que tradicionalmente han ignorado el medio ambiente como factor de producción (Beder, 2011). La escasez surge cuando el ideal del crecimiento económico infinito se encuentra con las restricciones reales de los recursos naturales finitos. Dentro de este marco, la biocapacidad se incorpora como un factor complementario en las funciones de producción agregadas, lo que permite evaluar empíricamente los umbrales ambientales (Alam, Murad, Noman, y Ozturk, 2016).

Incorporar la biocapacidad en los marcos neoclásicos permite evaluar los costos sociales de superar los umbrales ecológicos. También facilita la planificación cuantitativa para el uso sostenible del capital natural, tanto en el espacio como en el tiempo (Coase, 2013; Bina, 2013).

El debate académico sobre sostenibilidad continúa evolucionando. Los defensores de la *sostenibilidad débil* enfatizan los peligros de traspasar los límites de biocapacidad del planeta debido a presiones antropogénicas no controladas (Miraux, 2022). Los tecnooptimistas sostienen que el crecimiento económico, a través de la innovación y el avance tecnológico, puede aumentar la biocapacidad y realinearla con las demandas globales, manteniendo el crecimiento del PIB per cápita a largo plazo (Hassan, Baloch, Mahmood, y Zhang, 2019).

Este trabajo busca contribuir al debate mediante el análisis de datos empíricos sobre la relación entre biocapacidad y crecimiento económico, a pesar de las limitaciones metodológicas inherentes al trabajo con datos reales (Borucke et al., 2013). A partir de estadísticas nacionales y una muestra representativa de países, se identifican tendencias y umbrales clave que caracterizan la relación entre la tecnosfera en expansión y la biosfera.

El concepto de escasez se introduce así en la teoría económica cuando el ideal del crecimiento infinito converge con los recursos físicos finitos, y la biocapacidad se considera un insumo complementario en la función de producción agregada (Alam, Murad, Noman, y Ozturk, 2016)

MATERIALES Y MÉTODOS

Considerando que la función productiva concibe los recursos naturales como un flujo continuo de la naturaleza a la economía, nuestro objetivo fue evaluar cuantitativamente cómo el medio ambiente sostiene la creación de riqueza y producto interno bruto (PIB). Por lo tanto, primero evaluamos la evolución de la biocapacidad (B, expresada en hectáreas globales, hag) y la huella ecológica (HE, también en hag) para cada país durante el período 1961–2017 (York University, 2021).

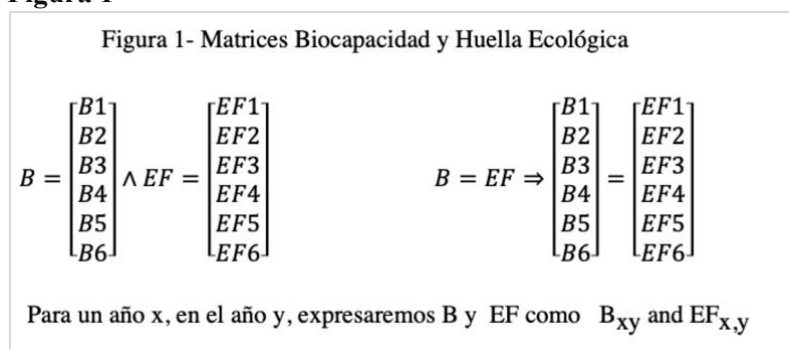
Siguiendo las definiciones de la *Footprint Network*, la biocapacidad (B) representa "la capacidad de los ecosistemas para regenerar lo que las personas demandan de esas superficies. Mide la capacidad de los ecosistemas para producir materiales biológicos utilizados por los seres humanos y para absorber los residuos generados bajo las tecnologías de gestión y extracción vigentes" (Wackernagel et al., 2002; Wackernagel y Beyers, 2019).

La huella ecológica (HE) se define como "la medida de cuánta área de tierra y agua biológicamente productiva necesita un individuo, población o actividad para producir los recursos que consume y absorber los residuos que genera, utilizando la tecnología y las prácticas de gestión de recursos predominantes" (Wackernagel y Rees, 1996, p. 11).

Tal como se muestra en la Figura 1, tanto la biocapacidad como la Huella ecológica, se componen de seis subcomponentes. Estas són, para la biocapacidad B_1 = suelo urbanizado, B_2 = absorción de carbono, B_3 = tierras de cultivo, B_4 = mar productivo, zonas de pesca, B_5 = terrenos forestales y B_6 = pasturas. De manera similar, la huella ecológica incluye: HE_1 = suelo urbanizado, HE_2 = carbono, HE_3 = tierras de cultivo, HE_4 = zonas de pesca, mar productivo, HE_5 = terrenos forestales y HE_6 = pasturas (York University, 2021).



Figura 1



La biocapacidad (B) y la huella ecológica (HE) per cápita se calcularon dividiendo la B total y la HE total por la población nacional, mientras que los valores por adulto se obtuvieron dividiendo B y HE por la población de 15 a 64 años (York University, 2021; World Bank, 2021).

Las ecuaciones de variación son:

$$\text{Ecuación 1} \quad \Delta Gxy = \frac{Gy - Gx}{Gx} * 100$$

$$\text{Ecuación 2} \quad \Delta Rxy = \frac{Ry - Rx}{Rx} * 100$$

$$\text{Ecuación 3} \quad \Delta Bxy = \frac{By - Bx}{Bx} * 100$$

$$\text{Ecuación 4} \quad \Delta EFxy = \frac{EFy - EFx}{EFx} * 100$$

donde B = biocapacidad, HE = huella ecológica, R = riqueza, G = PIB.

Para evaluar la eficiencia en el uso de los recursos naturales que entran en la economía, calculamos cuánta riqueza y PIB se generaban por unidad de biocapacidad en un año determinado. Dentro del modelo económico lineal heredado de la Revolución Industrial, evaluamos también el impacto de la generación de PIB y riqueza por unidad de huella ecológica. Además, determinamos la variación de la productividad de R y G con respecto a B y HE para cuantificar cuántas hectáreas globales se requerían para producir un dólar estadounidense de riqueza y PIB.

Se construyó una tabla sintética para expresar esta relación como:

$$1 \text{ USD (PIB)} = "x" \text{ hag} \quad | \quad 1 \text{ USD (riqueza)} = "y" \text{ hag}$$

Para evaluar la desigualdad en el acceso a los recursos naturales utilizamos la distribución de la riqueza por percentil (tabla Ia). Calculamos la relación R/G (que denominamos MP). Complementariamente, calculamos el cociente MP por percentil: MP50%, MP90%, MP10%, MP5% y MP1%. También se calcula la distancia entre MP1% y cada uno de los demás percentiles, es decir, la distancia entre (MP1%; MP50%), (MP1%; MP90%), (MP1%; MP10%) y (MP1%; MP5%) (Tabla Ib).

Tabla Ia - Participaciones de riqueza 2017 por percentil y país

Percentiles	50%	90%	10%	5%	1%
Chile	4,50	32,1	67,9	58,1	39,8
Colombia	5,10	39,5	60,5	48,2	27,4
México	5,80	40,1	59,9	47,9	28,4
Francia	5,00	46,3	53,7	41,5	21,6
Alemania	2,40	34,8	65,2	53,6	32,3
Reino Unido	4,20	42,8	57,2	44,3	24,3
Canadá	4,50	41,5	58,5	46,0	26,1
EE. UU.	1,10	23,5	76,5	65,4	38,3
Japón	10,50	54,7	45,3	32,2	14,6
Mundo	0,60	12,2	87,8	76,4	50,1

Fuente: Credit Suisse (2019) y Muñoz del Campo y Parra Vergara (2024).

Tabla Ib – MP por percentil y Coeficiente de Gini

País	Distancia Índice MP por Percentil				Índice Gini (%)	Año
	top1%–50%	top1%–90%	top1%–10%	top1%–5%		
Chile	442,22	111,59	5,86	3,43	44,4	2017
Colombia	268,63	62,43	4,53	2,84	49,7	
México	244,83	63,74	4,74	2,96	46,3	2016
Francia	216,00	41,99	4,02	2,60	31,6	2017
Alemania	672,92	83,53	4,95	3,01	31,9	2016
Reino Unido	289,29	38,23	4,25	2,74	35,1	2017
Canadá	290,00	56,60	4,46	2,84	33,3	
EE. UU.	1740,91	146,68	5,01	2,93	41,2	
Japón	69,52	24,02	3,22	2,27	32,9	2013
Mundo	4175,00	369,59	5,71	3,28	-	-

Fuente: Muñoz del Campo y Parra Vergara (2024).

Con el objeto de poder evaluar la eficiencia del uso de los recursos en la creación de riqueza y crecimiento económico, calculamos la cantidad de *hag* necesarias para producir PIB (G) y riqueza (R). A partir de dicha información y de la distribución de riqueza por cada percentil (Tabla Ia, Muñoz del Campo y Parra Vergara, 2024), pudimos entonces determinar el acceso que tiene cada percentil a la Biocapacidad necesaria para producir su cuota de G y R y el impacto en HE tal como se resume en la Tabla Ic.

Tabla Ic - "R" por adulto por percentil y "G" medio por adulto (USD corrientes por adulto, 2017)

País	"R" por adulto por percentil					G medio por adulto
	50%	90%	10%	5%	1%	
Chile	5.490	21.757	414.197	708.833	2.427.844	21.178
Colombia	1.724	7.416	102.229	162.890	462.987	9.453
México	3.426	13.159	176.912	282.941	838.782	14.262
Francia	33.432	171.989	1.795.301	2.774.859	7.221.321	54.606
Alemania	12.930	104.156	1.756.286	2.887.637	8.700.622	56.831
Reino Unido	28.782	217.771	1.959.936	3.035.845	8.326.303	55.207
Canadá	31.946	163.673	2.076.483	3.265.580	9.264.309	59.597
EE. UU.	9.927	117.816	3.451.766	5.901.842	17.281.389	87.410
Japón	65.913	190.764	1.421.840	2.021.335	4.582.531	67.727
Mundo	859	9.704	628.514	1.093.814	3.586.393	17.521

Fuente: Este artículo y Muñoz del Campo y Parra Vergara (2024).

El apalancamiento ambiental total se determinó como la diferencia entre la riqueza por B (USD por *hag*), y la riqueza por HE (USD por *hag*), y entre el PIB por B (USD por *hag*) y el PIB por HE (USD por *hag*) (tabla Id y tabla Ie). La disponibilidad de datos definió los períodos de evaluación. La información de Riqueza (R): 2000–2019 proviene de Credit Suisse, (2019). Para la base de datos de PIB (G), población (total y adultos): 1961–2020, se utilizó World Bank, (2021). Finalmente, la información de biocapacidad (B) y huella ecológica (HE): 1961–2019, se obtuvieron de Global Footprint Network, (2021).



Tabla Id.- Apalancamiento del Crecimiento de la economía medido como Hectáreas Globales (gha) de biocapacidad requerida (B) y Huella Ecológica producida (HE) por unidad de Producto interno bruto generado (USD de G) - años 2000, 2010 y 2017).

País	gha de B requerida por 1 US\$ de G			gha de EF producida por 1 US\$ de G		
	2000	2010	2017	2000	2010	2017
Chile	731	272	222	707	312	278
Colombia	1810	604	566	798	326	301
Mexico	243	165	136	483	415	314
Francia	129	66	63	242	125	115
Reino Unido	47	30	25	204	136	98
Alemania	73	41	35	231	128	105
Canada	730	331	333	377	177	179
Estados Unidos	107	75	57	282	184	134
Japón	18	15	15	148	116	120
Mundo	335	177	149	462	297	258

Fuente: Este artículo basado en: PIB (G) (World Bank, 2021); B and EF (Global Footprint Network, 2021)

Tabla Ie.- Apalancamiento del Crecimiento de la economía medido como Hectáreas Globales (gha) de biocapacidad requerida (B) y Huella Ecológica producida (HE) por unidad de Riqueza generada (USD de R) - años 2000, 2010 y 2017).

País	gha de B requerida por 1 US\$ de R			gha de EF producida por 1 US\$ de R		
	2000	2010	2017	2000	2010	2017
Chile	327	114	79	316	131	100
Colombia	1923	464	313	848	250	166
Mexico	120	94	60	238	236	139
Francia	37	13	12	70	25	22
Reino Unido	11,9	6,9	5	51,4	30,7	19,4
Alemania	23	12	9	73	37	27
Canada	207	80	63	107	42	34
Estados Unidos	26	19	12	68	46	27
Japón	4,2	3,1	3,2	34,7	24,5	24,8
Mundo	96	49	34	133	82	60

Fuente: Este artículo basado en: PIB (G) (World Bank, 2021); B and EF (Global Footprint Network, 2021)

Los países de interés para este artículo son los países latinoamericanos pertenecientes a la OCDE (Chile, Colombia y México), y economías de su entorno económico: tres economías Europeas fuertes (Francia, el Reino Unido, Alemania), Estados Unidos y Canadá, además de Japón.

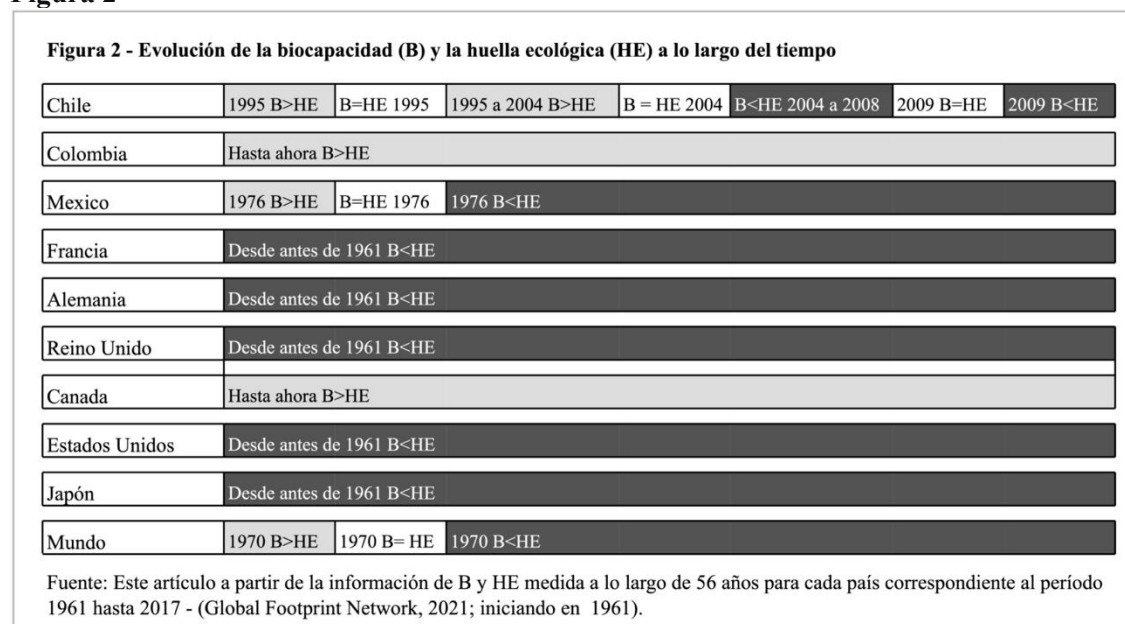


RESULTADOS

El análisis de la evolución de la biocapacidad (B) y la huella ecológica (HE) a lo largo del período en evaluación, 1961 a 2017, reveló el momento en que cada país superó su biocapacidad y comienza a utilizar un apalancamiento superando el límite biofísico de su respectivo país. Se observa en la Figura 2 que, por un lado, algunos país del entorno económico muestran un déficit ecológico desde 1961; esto implica una superación de su biocapacidad por la huella ecológica ($B < EF$). Por otro lado, otros países mantienen un superhabit de biocapacidad ($B > EF$). En consecuencia, algunas naciones se convirtieron en acreedoras netas de biocapacidad ($B > HE$), mientras que otras se convirtieron en deudoras netas ($B < HE$).

Tal como se observa en la Figura 2, Francia, Alemania, el Reino Unido, Estados Unidos y Japón han permanecido como deudores netos de biocapacidad desde 1961, mientras que Colombia y Canadá han mantenido su estatus de acreedores.

Figura 2



En el caso de Chile y México reflejaron el patrón mundial, transitando de acreedores a deudores entre 1961 y 2017. En el caso de Chile, se observa un período que va desde 1995 hasta 2009, a lo largo del cual los límites de la biocapacidad se van sobrepasando prácticamente uno a uno. Finalmente en 2009, el país irreversiblemente entra en sobregiro ecológico. Al realizar un seguimiento de la variación de B_{total} y HE_{total} y $B_{percápita}$ y $HE_{percápita}$; tal como observamos en la Tabla III; se puede visualizar que Chile,

México, el Reino Unido, Alemania, Canadá y Estados Unidos experimentaron aumentos en la B total, mientras que Colombia y Japón mostraron disminuciones. Sin embargo, la mayoría de los países — incluyendo Chile, Colombia, México, Canadá, Estados Unidos y Japón— mostraron una disminución significativa de la B per cápita, junto con un aumento de la HE per cápita durante el mismo período.

Tabla III - Variación de B, HE, B por habitante y HE por habitante en el período 1961 a 2017 (en % por hag)

País	Variación en B (%)	Variación de B por habitante (%)	Variación en HE (%)	Variación de HE por habitante (%)
Chile	24,31%	-41,35%	325,62%	-32,13%
Colombia	-1,95%	-64,52%	170,89%	0,34%
México	9,45%	-62,75%	355,80%	-3,68%
Francia	45,56%	-3,17%	46,89%	23,71%
Reino Unido	32,14%	2,62%	-11,47%	24,04%
Alemania	31,62%	11,68%	-2,27%	23,87%
Canadá	14,13%	-44,04%	107,75%	4,96%
Estados Unidos	23,58%	-27,99%	71,04%	15,78%
Japón	-20,09%	-38,75%	103,46%	18,79%
Mundo	24,03%	-47,92%	188,45%	-4,03%

Fuente: Este artículo a partir de Global Footprint Network (2021) y World Bank 2021.

Globalmente, el equilibrio entre biocapacidad y huella ecológica ocurrió alrededor de 1970, cuando $B = HE \approx 2,7$ hag por persona, marcando el inicio del sobregiro ecológico global.

$$BMundo, 1970 = \begin{bmatrix} 0.03 \\ 0 \\ 0.48 \\ 0.3 \\ 1.47 \\ 0.4 \end{bmatrix} \quad HEMundo, 1970 = \begin{bmatrix} 0.03 \\ 1.43 \\ 0.48 \\ 0.11 \\ 0.41 \\ 0.23 \end{bmatrix}$$

Si consideramos que globalmente, la riqueza aumentó sustancialmente a lo largo del siglo XXI, quedaría de manifiesto en la práctica la dependencia directa de la biocapacidad y un aumento proporcional de la huella ecológica.

Chile

Si se analiza el detalle del comportamiento de B y HE de Chile en el período, podemos observar que el país presenta tres puntos de cruce entre B y HE (1995, 2004 y 2008). En 1995, $B \approx 3,91$ hg/hab y $HE \approx 3,92$ hg/hab. Durante 2004, $B \approx 3,70$ hg/hab y $HE \approx 3,71$ hg/hab. Finalmente, en 2008 la biocapacidad cayó por debajo de la huella ecológica ($B = 3,49$ hg/hab; $HE = 3,82$ hg/hab)

$$\begin{array}{l}
 B_{Chile, 1995} = \begin{bmatrix} 0.07 \\ 0 \\ 0.34 \\ 0.47 \\ 2.52 \\ 0.52 \end{bmatrix} \\
 B_{Chile, 2004} = \begin{bmatrix} 0.1 \\ 0 \\ 0.37 \\ 0.42 \\ 2.31 \\ 0.5 \end{bmatrix} \\
 B_{Chile, 2008} = \begin{bmatrix} 0.09 \\ 0 \\ 0.3 \\ 0.4 \\ 2.22 \\ 0.47 \end{bmatrix} \\
 HE_{Chile, 1995} = \begin{bmatrix} 0.07 \\ 0.44 \\ 0.48 \\ 1.27 \\ 0.95 \\ 0.39 \end{bmatrix} \\
 HE_{Chile, 2004} = \begin{bmatrix} 0.1 \\ 1.09 \\ 0.51 \\ 0.71 \\ 0.89 \\ 0.42 \end{bmatrix} \\
 HE_{Chile, 2008} = \begin{bmatrix} 0.09 \\ 1.42 \\ 0.49 \\ 0.44 \\ 1.04 \\ 0.34 \end{bmatrix}
 \end{array}$$

Cuando se analizan los componentes de la biocapacidad chilena para el período comprendido entre 1961 y 2017, se observa una disminución significativa en el componente B₄, correspondiente a las zonas de pesca o mar productivo, junto con incrementos en los restantes componentes de la biocapacidad. En cuanto a los componentes de la huella ecológica (HE), los resultados muestran un aumento significativo en todas las categorías evaluadas (Tabla IVa).

Tabla IVa - Tabla resumen: Variación porcentual de componentes de biocapacidad (B) y huella ecológica (HE) para Chile, Colombia y México (1961 a 2017)

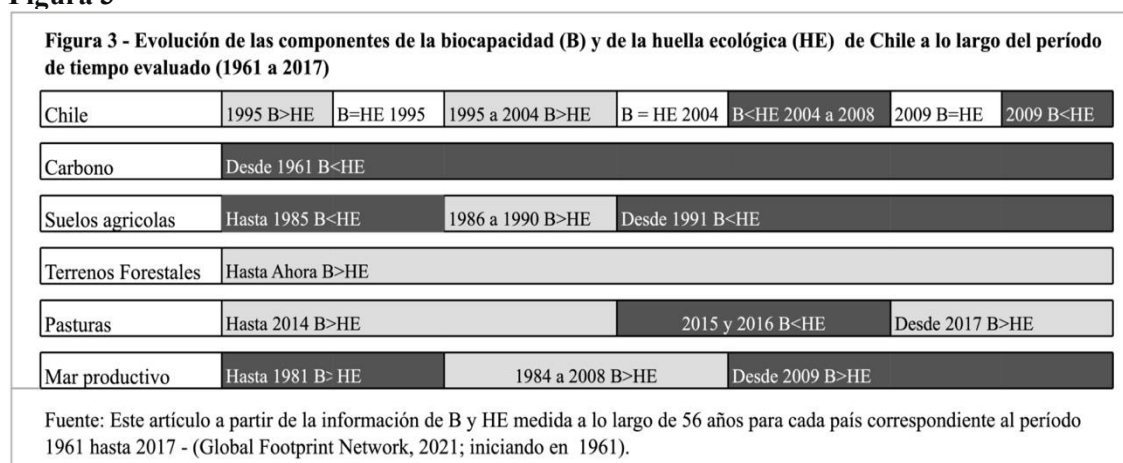
Componente	Variable	Chile (%)	Colombia (%)	México (%)
Suelo urbanizado	$\Delta B\%$	+785,3	+954,5	+593,5
	$\Delta HE\%$	+785,3	+954,5	+534,0
Carbono	$\Delta B\%$	-	-	-
	$\Delta HE\%$	+661,4	+482,4	+1.005,4
Tierras de cultivo	$\Delta B\%$	+78,1	+180,4	+159,2
	$\Delta HE\%$	+127,0	+384,1	+322,9
Zonas de pesca	$\Delta B\%$	-4,6	-4,5	-4,3

Componente	Variable	Chile (%)	Colombia (%)	México (%)
	Δ HE%	+177,9	+243,3	+1.548,0
Terrenos forestales	Δ B%	+13,3	-18,9	-23,5
	Δ HE%	+601,1	+35,2	+202,3
Pastizales	Δ B%	+36,6	+11,5	+0,03
	Δ HE%	+37,9	+24,3	+0,6

Fuente: Este artículo, basado en Global Footprint Network, 2021.

Tal como muestra la Figura 3, al desagregar tanto la biocapacidad (B) como la huella ecológica (HE) en sus respectivos componentes, se observa que la transición de Chile desde una condición de país acreedor ecológico hacia una condición de país deudor ecológico no corresponde a un fenómeno instantáneo, sino a un proceso gradual desarrollado a lo largo de varias décadas.

Figura 3



Se constata que el impacto global del cambio de uso del suelo no se refleja plenamente en los valores de huella ecológica (HE). La relación agregada entre biocapacidad (B) y huella ecológica parece haber estado influenciada principalmente por la disminución de las tierras de cultivo observada durante la década de 1990. Desde el año 2008, la dinámica registrada entre B y HE parece derivarse fundamentalmente de reducciones en las superficies de pastizales y zonas de pesca. Sin embargo, el incremento observado en algunos componentes puede atribuirse a transformaciones en el uso del suelo, tales como la expansión de las tierras agrícolas, el aumento de las áreas urbanizadas y la ampliación de los pastizales. No obstante, en lo relativo a los terrenos forestales, aún cuando se mantiene una biocapacidad positiva, el país experimentó a lo largo de las últimas décadas procesos significativos de sustitución de bosques nativos por plantaciones de especies exóticas, principalmente *Eucalyptus*

globulus y *Pinus radiata* (Bahamóndez et al., 2020). En 1960, el bosque nativo chileno cubría más de 8,5 millones de hectáreas. Durante esa década, más del 70 % de la madera aserrada provenía de bosques nativos (BCN, 1994). Durante el período que va desde 1920 a 1960, aproximadamente 3,5 millones de hectáreas de bosques nativos fueron quemadas con el objetivo de ganar territorios para el desarrollo de la agricultura y la ganadería, afectando una franja latitudinal de más de 1.500 km entre Malleco y Punta Arenas (Donoso y Lara, 1996). Antes de estos incendios, la región se caracterizaba por una alta cobertura forestal continua, balances hídricos sostenidos, humedales y turberas (Arroyo et al., 1996). Este complejo ecológico, parte de una de las ecorregiones más significativas del hemisferio sur, almacenaba grandes cantidades de carbono en biomasa vegetal (Armesto et al., 2009). Posteriormente, el país reemplazó los bosques nativos por plantaciones de *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* (Bahamóndez et al., 2020). El uso del fuego causó daños ambientales significativos, cuya magnitud no se refleja completamente en los datos agregados de huella ecológica.

México

México muestra un único punto de cruce entre B y HE en el año 1976. Durante ese año, $B \approx 6,66$ hg/hab y $HE \approx 6,84$ hg/hab. Las matrices de componentes son las siguientes:

$$BMexico, 1976 \Rightarrow \begin{bmatrix} 0.03 \\ 0 \\ 0.38 \\ 0.28 \\ 1 \\ 0.46 \end{bmatrix} \qquad HEMexico, 1976 = \begin{bmatrix} 0.03 \\ 0.98 \\ 0.36 \\ 0.03 \\ 0.28 \\ 0.43 \end{bmatrix}$$

La evolución de los componentes de la biocapacidad mexicana (Tabla IVa) muestran una disminución significativa en B_4 (zonas de pesca) y B_5 (terrenos forestales), y un aumento significativo en los demás componentes de la biocapacidad.

En términos de la HE, México muestra a lo largo de todo el período un aumento importante en cada componente, especialmente HE_2 (carbono) y HE_3 (tierras de cultivo). El impacto global del cambio de uso del suelo no se refleja en la HE. Durante el período de 1976 a 1993, cerca de 16 millones de hectáreas de vegetación fueron degradadas (Koleff et al., 2009). En México, históricamente, los matorrales xerófilos ocuparon cerca del 29% del territorio mexicano, seguidos por bosques (28%) y selvas (25%).

En la década de 1970, se había conservado algo más del 75% de la superficie forestal original y el 69% de la superficie selvática. Para 2014, estas cifras registraban una pérdida neta equivalente a más de 23 millones de hectáreas de selvas, casi 13 millones de hectáreas de bosques, 5,9 millones de hectáreas de matorrales y alrededor de 6,7 millones de hectáreas de pastizales. Aunque la mayoría de estas transformaciones ocurrieron antes de la década de 1970, en las últimas décadas el país ha perdido más de 50.000 hectáreas de bosques y matorrales por año (Victoria-Hernández et al., 2011).

Colombia

Colombia, el tercer país de la OCDE en América Latina, muestra una disminución significativa en B₄ (zonas de pesca) y B₅ (terrenos forestales). Entre 2001 y 2021, la deforestación en Colombia afectó a 3.182.876 hectáreas, de las cuales 1.858.285 se localizaban en la Amazonía colombiana. Se estima que la deforestación en la Amazonía aumentó alrededor de un 11% a finales de 2022 (Martino, 2007). Las principales causas de la deforestación en Colombia son la invasión de tierras, el acaparamiento de tierras, las malas prácticas ganaderas, el cultivo de cultivos ilícitos y la expansión no planificada de infraestructuras (Alzate Rodríguez, 2022).

Europa

En los países europeos, los componentes de la biocapacidad y la huella ecológica desde 1961 hasta 2017 (Tabla IVb) muestran que Francia experimentó una disminución significativa en los pasturas y una reducción limitada en los terrenos forestales, así como un aumento significativo en los demás componentes de la biocapacidad, como las tierras de cultivo. Es interesante observar la disminución de los pasturas durante todo el período. En el caso de Alemania, son notables las reducciones significativas en HE₄ (zonas de pesca- mar productivo) y HE₆ (pasturas).

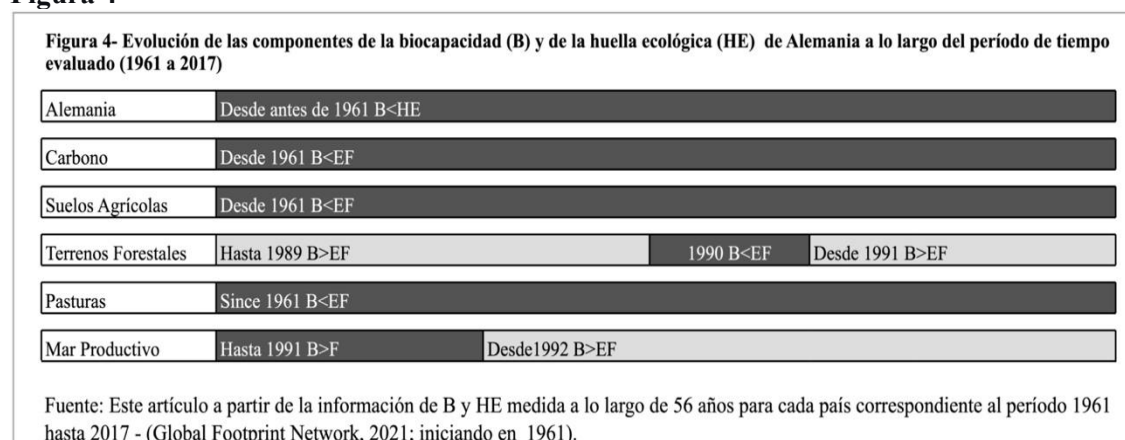
Aunque no se observa una recuperación en la biocapacidad total de Alemania, se puede apreciar una recuperación a lo largo de las décadas en el componente específico de B₄ (zonas de pesca).

Tabla IVb - Tabla resumen: Variación porcentual de componentes de biocapacidad (B) y huella ecológica (HE) para Francia, Alemania y Reino Unido (1961 a 2017)

Componente	Variable	Francia (%)	Alemania (%)	Reino Unido (%)
Suelo urbanizado	$\Delta B\%$	+233,6	+118,2	+137,9
	$\Delta HE\%$	+233,6	+118,2	+137,9
Carbono	$\Delta B\%$	-	-	-
	$\Delta HE\%$	+71,6	+36,5	-91,3
Tierras de cultivo	$\Delta B\%$	+110,6	+64,8	+78,4
	$\Delta HE\%$	+53,0	+12,5	-1,2
Zonas de pesca	$\Delta B\%$	-4,5	-4,5	-4,5
	$\Delta HE\%$	+13,5	-72,7	-73,4
Terrenos forestales	$\Delta B\%$	+31,4	+2,9	+42,6
	$\Delta HE\%$	+58,5	+14,0	+94,1
Pastizales	$\Delta B\%$	-19,2	-7,2	-15,5
	$\Delta HE\%$	-34,6	-21,6	-60,7

Fuente: Este artículo, basado en Global Footprint Network, 2021.

Figura 4



La Figura 4 muestra que, en el caso de las zonas de pesca, $B > HE$ desde 1992, esto nos muestra que estos efectos antropogénicos sobre la Biocapacidad y la Huella Ecológica pueden ser revertidos con políticas públicas sostenibles.

Canadá y Estados Unidos

En Canadá y Estados Unidos se observa una reducción en B_5 (terrenos forestales) durante todo el período (Tablas IVc). Canadá, pese a la reducción significativa en B_4 (zonas de pesca), se mantiene en la zona de superávit en términos de su Biocapacidad.

Por otro lado, los Estados Unidos muestran una reducción en B₆ (pasturas), una reducción en la HE₆ (pasturas), una reducción en la HE₄ (zonas de pesca) y un aumento de 90,8% en la HE₂ (carbono).

Tabla IVc - Tabla resumen: Variación porcentual de componentes de biocapacidad (B) y huella ecológica (HE) para Canadá, Estados Unidos y Japón (1961 a 2017)

Componente		Canadá (%)	EE. UU. (%)	Japón (%)
Suelo urbanizado	ΔB%	+966,4	+224,1	-18,2
	ΔHE%	+966,4	+224,1	-18,2
Carbono	ΔB%	-	-	-
	ΔHE%	+226,8	+90,8	+307,9
Tierras de cultivo	ΔB%	+262,5	+81,6	-58,2
	ΔHE%	+244,1	+59,2	+38,0
Zonas de pesca	ΔB%	-3,9	+3,2	-3,8
	ΔHE%	-53,7	+136,8	-33,9
Terrenos forestales	ΔB%	-1,0	-4,3	-1,9
	ΔHE%	+10,0	+28,1	-36,1
Pastizales	ΔB%	+9,0	-16,3	-54,8
	ΔHE%	+3,4	-18,1	-34,2

Fuente: Este artículo, basado en Global Footprint Network, 2021.

Esto último es consistente con la significativa huella de carbono y su elevada huella ecológica per cápita, una de las más altas del mundo. La huella de carbono media de Estados Unidos es de alrededor de 16 tCO₂e/año/hab (US-EPA, 2022). Su HE₂ (carbono), es de 8,04 ha/hab, la quinta más alta del mundo, solo superada por Luxemburgo, Aruba, Catar y Australia (Bowyer et al., 2009).

En el caso de **Japón** (Tabla IVb), se observa una disminución significativa en todos los componentes de la biocapacidad. Con excepción de HE₂ (carbono) y HE₃ (tierras de cultivo), se observó una reducción en todos los componentes de la HE durante el período.

DISCUSION

Varios autores señalan que cuando la biocapacidad neta es positiva ($B > 0$), la riqueza (R) puede aumentar, facilitando el desarrollo continuo; por el contrario, $B < 0$ suele interpretarse como un indicio de crecimiento económico restringido o de posible declive (Wackernagel et al., 2021). Esto implicaría un bajo bienestar con efectos adversos para la población.

Sin embargo, el hecho de que algunos países con baja biocapacidad produzcan riqueza y crecimiento económico permanece sin explicación en la literatura convencional. El enfoque basado únicamente en el signo de B no arroja luz sobre el caso japonés por ejemplo. Desde 1961, Japón no ha tenido reserva ecológica (Global Footprint Network, 2021) y, sin embargo, ha alcanzado altos niveles de eficiencia económica y bajos niveles de desigualdad (Credit Suisse, 2019). Por tanto, los países con déficit de biocapacidad pueden generar riqueza apoyándose en el apalancamiento ambiental o la deuda ambiental, entendida esta última como la acumulación de déficits ecológicos a lo largo del tiempo (Wackernagel et al., 2002). A este respecto, y tal como se muestra en la Tabla V, Japón y el Reino Unido presentan la mayor eficiencia (G/B de 65.167 USD/hag y 39.382 USD/hag, respectivamente), mientras que Colombia y Canadá muestran la menor eficiencia (G/B de 1.766 USD/hag y 3.007 USD/hag respectivamente). Esta heterogeneidad refleja diferentes grados de apalancamiento ambiental: países con escasa biocapacidad doméstica alcanzan altos niveles de producción económica mediante la importación de recursos y la exportación de residuos. Sin embargo, la eficiencia agregada no informa sobre cómo se distribuye ese acceso a los recursos entre la población. Un país puede ser muy eficiente en el uso de su biocapacidad (como Japón) o muy ineficiente (como Colombia), y en ambos casos el acceso a los recursos puede ser extremadamente desigual.

Tabla V - Crecimiento económico y riqueza por hag de biocapacidad y por hag de huella ecológica para el año 2017

País	G/B (USD/hag)	G/HE (USD/hag)	R/B (USD/hag)	R/HE (USD/hag)
Chile	4.509	3.594	12.582	10.028
Colombia	1.766	3.327	3.193	6.014
México	7.356	3.185	16.586	7.181
Francia	15.749	8.673	84.636	46.483
Alemania	26.158	8.743	91.622	30.623
Reino Unido	39.382	10.169	199.770	51.584
Canadá	3.007	5.577	15.908	29.504
EE. UU.	17.419	7.473	86.153	36.961
Japón	65.167	8.302	316.493	40.318
Mundo	6.732	3.882	29.131	16.798

Fuente: Este artículo a partir de Global Footprint Network (2021) y Muñoz del Campo y Parra Vergara (2024).

Aplicando esta lógica, países como Estados Unidos —con una huella ecológica de 12,21 hag per cápita y responsable del 27% de las emisiones mundiales de CO₂ desde 1850 (Friedlingstein et al., 2020)— acumulan una deuda ambiental que trasciende sus fronteras. La deuda o déficit ambiental se mide convencionalmente como la diferencia entre la huella ecológica y la biocapacidad. En el caso de Estados Unidos, esa diferencia arroja un déficit de 6,97 hag per cápita (Global Footprint Network, 2021). Si se considera América del Norte en su conjunto (Canadá, México y Estados Unidos), la huella ecológica combinada es de 6,2 hag per cápita, frente a una biocapacidad combinada de 4,1 hag per cápita, lo que da un déficit de 2,1 hag per cápita. En este sentido, existe una transferencia de recursos incorporados a la economía (Davis y Caldeira, 2010; Peters et al., 2011) mediante la cual Estados Unidos recibe crédito ambiental de sus vecinos y tolerancia para absorber sus impactos en términos de huella ecológica.

Esta transferencia o crédito ambiental se produce entre países, pero también ocurre dentro del mercado tal como se muestra en las tablas VIa y Vib. Efectivamente, podemos visualizar el acceso a la biocapacidad y la contribución a la huella ecológica por percentiles de riqueza. Cuando vemos en la Tabla VIa la situación de los Estados Unidos, encontramos un país con significativo déficit de biocapacidad pero con alta eficiencia (G/B de 17.419 USD/hag). Vemos además que el 1% más rico accede a 992,10 USD /hag de biocapacidad, mientras que la mediana (percentil 50%) accede a 0,57 USD/hag. Es decir, el top 1% dispone de 1.740 veces más biocapacidad que la mitad de la población. En Colombia, un país con superávit de biocapacidad ($B > HE$) pero con la eficiencia agregada más baja del conjunto (G/B de 1.766 USD/hag), la desigualdad también es extrema: el top 1% accede a 145,01 USD/hag frente a 0,54 USD/hag de la mediana (268 veces más). Incluso en Japón, el país más eficiente y con la menor desigualdad, el top 1% accede a 14,48 USD/hag frente a 0,21 USD/hag de la mediana (69 veces más). Por tanto, no se observa una relación sistemática entre la eficiencia agregada (Tabla V) y la desigualdad en el acceso a la biocapacidad: países con alta eficiencia (Japón, Reino Unido) y países con baja eficiencia (Colombia, Canadá) presentan desigualdades acusadas, aunque con intensidades diferentes.



Tabla VIa - Uso de biocapacidad para producir riqueza por percentil (USD/hag) y distancia entre el percentil 1% y el percentil 50%

País	50%	90%	10%	5%	1%	Distancia 1% a 50%
Chile	0,44	1,73	32,92	56,34	192,96	438,55
Colombia	0,54	2,32	32,02	51,02	145,01	268,54
México	0,21	0,79	10,67	17,06	50,57	240,81
Francia	0,40	0,26	21,21	32,79	85,32	213,30
Alemania	0,14	1,14	19,17	31,52	94,96	678,29
Reino Unido	0,14	1,09	9,81	15,20	41,68	297,71
Canadá	2,01	13,69	130,53	205,28	582,38	289,74
EE. UU.	0,57	6,76	198,16	338,82	992,10	1.740,53
Japón	0,21	0,60	4,49	6,39	14,48	68,95

Fuente: Este artículo a partir de Global Footprint Network (2021) y Credit Suisse (2019).

Si observamos ahora la contribución a la huella ecológica por cada dólar de riqueza generado (Tabla VIb), se confirma esta tendencia. En Estados Unidos, el 1% más rico genera 2.312,48 USD/hag de huella ecológica, frente a 1,33 USD/hag de la mediana (diferencia de 1.739 veces). En Colombia, el 1% genera 76,98 USD/hag frente a 0,29 USD/hag de la mediana (265 veces). Japón, nuevamente, es el más igualitario (70 veces), pero sigue mostrando una diferencia de dos órdenes de magnitud. Estos datos demuestran que la producción de huella ecológica no es homogénea: la élite económica ejerce una presión ambiental desproporcionadamente alta, tanto en términos de consumo de recursos como de generación de residuos, y esta concentración ocurre tanto en países con superávit como con déficit de biocapacidad.

Tabla VIb – Generación de Huella Ecológica para producir riqueza por percentil (USD/hag) y distancia entre el percentil 1% y el percentil 50%

País	50%	90%	10%	5%	1%	Distancia 1% a 50%
Chile	0,55	2,17	41,31	70,69	242,11	440,20
Colombia	0,29	1,23	17,00	27,08	76,98	265,45
México	0,48	1,83	24,64	39,40	116,81	243,35
Francia	0,72	0,47	38,62	59,70	155,35	215,76
Alemania	0,42	3,40	57,35	94,30	284,12	676,48
Reino Unido	0,25	4,22	38,00	58,85	161,41	645,64
Canadá	0,44	7,38	70,38	110,68	314,00	713,64
EE. UU.	1,33	15,77	461,89	789,74	2.312,48	1.738,71
Japón	1,63	4,73	35,27	50,13	113,66	69,73

Fuente: Este artículo a partir de Global Footprint Network (2021) y Credit Suisse (2019).

Para visualizar de forma más sintética la independencia entre eficiencia agregada y desigualdad, hemos calculado el cociente entre el acceso del top 1% vs el acceso de la mediana (percentil 50%) de cada país, tanto para B como para HE. Podemos observar que Estados Unidos, Alemania y Chile (países con déficit de biocapacidad) presentan las diferencias más extremas (superiores a 400 veces en B). Colombia (superávit) también muestra diferencias elevadas (268 veces). Japón, a pesar de su alta eficiencia y déficit crónico, logra la menor desigualdad. Esta evidencia sugiere que la desigualdad en el acceso a los recursos naturales es un fenómeno estructural, no determinado por la disponibilidad agregada de B ni por la eficiencia macroeconómica. Las políticas de reducción de HE que no consideren la distribución de la riqueza podrían ser inefectivas o regresivas, ya que la mayor parte de la presión ambiental proviene de un pequeño grupo de la población.

Finalmente, tal como en el modelo de Modigliani y Miller (1958), una alta deuda ambiental implica una pérdida de valor a largo plazo para los países sobreendeudados. Al aumentar su deuda ambiental, los países reciben mayores ingresos y disfrutan de mayores beneficios, del mismo modo que una empresa sobreendeudada en dicho modelo. Al igual que lo evidencian las modificaciones introducidas a la teoría de Modigliani-Miller (Ahmeti y Prenaj, 2015), la deuda ambiental también resultaría en una pérdida de valor a largo plazo. La contaminación acelerada, inherente a dicha deuda, vincula el deterioro ambiental con la crisis económica contemporánea.

CONCLUSIONES

La expansión de la tecnosfera ha llevado a la mayoría de los países analizados a operar en déficit de biocapacidad desde 1970. Francia, Alemania, Reino Unido, Estados Unidos y Japón han sido deudores netos durante más de medio siglo, mientras que Chile y México transitaron de acreedores a deudores entre 1961 y 2017. Solo Colombia y Canadá mantuvieron un superávit durante todo el período.

La eficiencia en el uso de recursos es heterogénea. Japón y Reino Unido presentan la mayor productividad por hectárea global (G/B de 65.167 USD/hag y 39.382 USD/hag respectivamente), pero dependen estructuralmente del apalancamiento ambiental. Colombia y Canadá, en cambio, son los menos eficientes (G/B de 1.766 USD/hag y 3.007 USD/hag respectivamente). Esta heterogeneidad indica que la eficiencia agregada no determina por sí sola la sostenibilidad de un país; importa también cómo se financia ese crecimiento (deuda ambiental propia o importada).

La desigualdad en el acceso a los recursos naturales es extrema en todos los países, independientemente de que tengan superávit o déficit de biocapacidad. En Estados Unidos, el 1% más rico accede a 1.740 veces más biocapacidad que la mediana de la población y genera 1.739 veces más huella ecológica. Alemania, Chile y Reino Unido también presentan diferencias superiores a 600 veces. Japón es el único país con una desigualdad relativamente baja (69 veces), lo que lo convierte en un caso excepcional. Esta concentración implica que las decisiones sobre el uso de los recursos —y sobre la acumulación de deuda ambiental— están en manos de una fracción muy reducida de la población, cuyos intereses a corto plazo pueden no alinearse con la sostenibilidad global. Por tanto, las políticas de transición ecológica que no incorporen medidas redistributivas corren el riesgo de profundizar las desigualdades existentes y de no abordar las causas últimas de la sobreexplotación de recursos.

La deuda ambiental no solo opera entre países (como la transferencia de recursos de Canadá y México hacia Estados Unidos), sino también al interior de cada país, mediante el acceso diferencial a la biocapacidad. La analogía con el modelo de Modigliani-Miller muestra que un endeudamiento ambiental excesivo y no gestionado genera una pérdida de valor a largo plazo, del mismo modo que el sobreendeudamiento financiero erosiona el valor de una empresa. La modificación de la teoría de Modigliani-Miller (Ahmeti y Prenaj, 2015) tiene un paralelo directo en la necesidad de reformular los modelos de gestión ambiental: la deuda ambiental debe ser gestionada explícitamente, no ignorada.

Futuros trabajos deberían ampliar la exploración de las causas estructurales de la desigualdad en el acceso a los recursos naturales, y desarrollar modelos que pudieran apoyar la gestión de la deuda ambiental que integren criterios de distribución y eficiencia.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Ahmeti, F., y Prenaj, B. (2015). A critical review of Modigliani and Miller's theorem of capital structure. *International Journal of Economics, Commerce and Management*, 3(6).

Alam, M. M., Murad, M. W., Noman, A. H. M., y Ozturk, I. (2016). Relationships among carbon emissions, economic growth, energy consumption and population growth: Testing environmental Kuznets curve hypothesis for Brazil, China, India and Indonesia. *Ecological Indicators*, 70, 466-479. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.06.043



- Alzate Rodriguez, L. V. (2022). Análisis de la deforestación en Colombia desde la Curva Ambiental de Kuznets. Universidad Nacional de Colombia.
- Anderson, M. (2012). Economics, steady state. In *Berkshire encyclopedia of sustainability* (Vol. 10, pp. 78-85). Berkshire Publishing Group.
- Armesto, J. J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, C., y Arroyo, M. T. K. (2009). Conservación y biodiversidad del bosque templado lluvioso de Sudamérica. Editorial Universitaria.
- Arroyo, M. T. K., Cavieres, L. A., Marticorena, C., y Muñoz-Schick, M. (1996). Convergence in the Mediterranean floras in central Chile and California: Insights from comparative biogeography. In *Ecology and biogeography of Mediterranean ecosystems in Chile, California and Australia* (pp. 43-88).
- Bahamóndez V., C., Sagardía Parga, R., y Rose, J. (2020). El bosque nativo en Chile. Resultados del inventario forestal nacional período 2001-2015. INFOR. DOI: 10.52904/20.500.12220/30450
- BCN (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile). (1994). Sesión Ordinaria N° 28 celebrada el 12 de enero de 1994, Legislatura Extraordinaria número 327.
- Beder, S. (2011). Environmental economics and ecological economics: The contribution of interdisciplinarity to understanding, influence and effectiveness. *Environmental Conservation*, 38(2), 140-150. DOI: 10.1017/S037689291100009X
- Bina, O. (2013). The green economy and sustainable development: An uneasy balance? *Environment and Planning C: Government and Policy*, 31(6), 1023-1047. DOI: 10.1068/c1310j
- Borucke, M., Moore, D., Cranston, G., Gracey, K., Iha, K., Larson, J., Lazarus, E., Morales, J. C., Wackernagel, M., y Galli, A. (2013). Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. *Ecological Indicators*, 24, 518-533. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.08.005
- Bowyer, J., Fernholz, K., Howe, J., y Bratkovich, S. (2009). Comparing the ecological footprint of the US and the EU. Dovetail Partners.
- Carbonell, A., y Parra, I. (2024). Teoría de la evolución social humana: Epigénesis y tecnología para la supervivencia eficiente de la humanidad. Editorial Almuzara.



- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics*, 56(4), 837-877.
DOI: 10.1086/674872
- Credit Suisse. (2019). *Global wealth databook*. Credit Suisse Research Institute.
- Daly, H. E. (1996). *Beyond growth: The economics of sustainable development*. Beacon Press.
- Davis, S. J., y Caldeira, K. (2010). Consumption-based accounting of CO₂ emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(12), 5687-5692. DOI: 10.1073/pnas.0906974107
- Donoso, C., y Lara, A. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. Universidad Austral de Chile / CIPMA.
- Duplessy, J.-C., Cortijo, E., Michel, E., y Waelbroeck, C. (2014). Paleoclimatology and human adaptation. CNRS Editions.
- DuPuy, P., Galaitsi, S., y Linkov, I. (2025). Carrying capacity in human-environment interactions: A systematic review. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 21(3), 526-539.
DOI: 10.1093/inteam/vjaf021
- Elhacham, E., Ben-Uri, L., Grozovski, J., Bar-On, Y. M., y Milo, R. (2020). Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature*, 588(7838), 442-444. DOI: 10.1038/s41586-020-3010-5
- Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S., Aragao, L. E. O. C., Arneeth, A., Arora, V., Bates, N. R., ... Zaehle, S. (2020). Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data*, 12(4), 3269-3340. DOI: 10.5194/essd-12-3269-2020
- Global Footprint Network. (2021). *National Footprint and Biocapacity Accounts 2021 edition*. York University, Footprint Data Foundation y Global Footprint Network.
- Hassan, S. T., Baloch, M. A., Mahmood, N., y Zhang, J. (2019). Linking economic growth and ecological footprint through human capital and biocapacity. *Sustainable Cities and Society*, 47, 101516. DOI: 10.1016/j.scs.2019.101516
- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jackson, T. (2017). *Prosperity without growth: Foundations for the economy of tomorrow* (2nd ed.). Routledge.



- Koleff, P., Tambutti, M., March, I. J., Esquivel, R., Cantú, C., Lira-Noriega, A., y Urquiza-Haas, T. (2009). Identificación de prioridades y análisis de vacíos y omisiones en la conservación de la biodiversidad de México. In *Capital natural de México* (Vol. 2, pp. 651-718).
- Krausmann, F., Lauk, C., Haas, W., y Wiedenhofer, D. (2018). From resource extraction to outflows of wastes and emissions: The socioeconomic metabolism of the global economy, 1900–2015. *Global Environmental Change*, 52, 131-140. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2018.07.003
- Martino, D. (2007). Deforestación en la Amazonía: principales factores de presión y perspectivas. *Revista del Sur*, 169(1), 3-20.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., y Behrens, W. W. III. (1972). *The limits to growth*. Universe Books.
- Miriaux, L. (2022). Environmental limits to the space sector's growth. *Science of the Total Environment*, 806, 150862. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150862
- Modigliani, F., y Miller, M. H. (1958). The cost of capital, corporation finance and the theory of investment. *The American Economic Review*, 48(3), 261-297.
- Muñoz del Campo, L., y Parra Vergara, I. (2024). Exploración de la insostenible desigualdad chilena a través de una simple magnitud económica en primeras décadas del siglo XXI. *Ciencia Latina: Revista Multidisciplinar*, 8(1), 6662-6681. DOI: 10.37811/cl_rcm.v8i1.10029
- OIT (Organización Internacional del Trabajo). (2022). *World Employment and Social Outlook: Trends 2022*. International Labour Organization.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2021). *World Health Statistics 2021: Monitoring health for the SDGs*. World Health Organization.
- Peters, G. P., Minx, J. C., Weber, C. L., y Edenhofer, O. (2011). Growth in emission transfers via international trade from 1990 to 2008. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(21), 8903-8908. DOI: 10.1073/pnas.1006388108
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. III, Lambin, E., y Nykvist, B. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2), 32. DOI: 10.5751/ES-03180-140232



- UNESCO. (2021). *Global Education Monitoring Report 2021: Non-state actors in education*. UNESCO.
- US-EPA (United States Environmental Protection Agency). (2022). Inventory of US greenhouse gas emissions and sinks: 1990–2022.
- Victoria-Hernández, A., Niño-Alcocer, M., Rodríguez-Avalos, J. A., y Argumedo-Espinoza, J. A. (2011, August). Generación de información de uso de suelo y vegetación proyectos y convenios escala 1:50000. In INEGI, XIII Conferencia Iberoamericana de Sistemas de Información Geográfica.
- Wackernagel, M., y Beyers, B. (2019). Ecological footprint: Managing our biocapacity budget. New Society Publishers.
- Wackernagel, M., Hanscom, L., Jayasinghe, P., Lin, D., Murthy, A., Neill, E., y Raven, P. (2021). The importance of resource security for poverty eradication. *Nature Sustainability*, 4(8), 731-738. DOI: 10.1038/s41893-021-00733-6
- Wackernagel, M., y Rees, W. (1996). Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth. New Society Publishers.
- Wackernagel, M., Schulz, N. B., Deumling, D., Linares, A. C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., Loh, J., Myers, N., Norgaard, R., y Randers, J. (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(14), 9266-9271. DOI: 10.1073/pnas.142033699
- Wolters, T. (2022). Why is ecological sustainability so difficult to achieve? An in-context discussion of conceptual barriers. *Sustainable Development*, 30(6), 2025-2039. DOI: 10.1002/sd.2360
- World Bank. (2021). *World Bank Open Data*. <https://datos.bancomundial.org>
- York University Ecological Footprint Initiative y Global Footprint Network. (2021). *National Footprint and Biocapacity Accounts 2021 edition*.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Waters, C. N., Barnosky, A. D., y Haff, P. (2016). The technosphere and its relation to the Anthropocene. *The Anthropocene Review*, 3(1), 5-14.

