

Efectos ambientales del confinamiento debido a la pandemia de COVID-19: evaluación conceptual y análisis de datos empíricos en Tacna, marzo–abril 2020

Environmental effects of confinement by COVID-19 pandemic: conceptual assessment and empirical data analysis in Tacna, March–April 2020

^{1,2,*} Eduardo Oyague

¹ Alex Yaja

³ Pablo Franco

ORCID: 0000-0003-3376-021X

ORCID: 0000-0001-9996-6582

ORCID: 0000-0002-6367-3515

RESUMEN

La inamovilidad ciudadana determinada por la pandemia de COVID-19 generó una serie de impactos sobre el ambiente. Con el objetivo de evaluar la naturaleza de dichos impactos, se aplicó una técnica matricial (RIAM) que luego fue contrastada con información satelital de calidad de aire (CO y NO₂), vigor vegetal en agroecosistemas (NDVI) y productividad primaria marina (OC3). Todos los impactos evaluados mediante el análisis matricial fueron calificados como positivos, aunque de corta duración y reversibles. En base a la información satelital, se observó una reducción equivalente al 16 % en la concentración de CO y al 4 % en NO₂, mientras que el estado de la vegetación agrícola o la concentración de algas en el litoral no presentaron cambios. Los resultados indicaron que los impactos del confinamiento fueron positivos, pero de corta duración y restringidos a variables asociadas a actividades urbanas e industriales.

Palabras clave: Contaminantes atmosféricos, COVID-19, impacto ambiental, sensores remotos.

ABSTRACT

The obligated isolation due to pandemic COVID-19, have generated some environmental impacts. We applied a matrix approach (RIAM) with the objective to assess the nature and intensity of those impacts, and then we compared the results with satellite data about air quality (CO and NO₂), agroecosystems vigor (NDVI) and marine algae density (OC3). Our findings indicated that all the evaluated impacts were positive, although of short duration and reversible after this inactivity period. Average reductions of 16% in CO concentration and 4% in NO₂ were obtained; however, the condition of agricultural vegetation or algae biomass estimated in coastal waters doesn't showed noticeable changes. Our results indicated that the effects of the obligated confinement were positive, of short duration and restricted to variables associated to urban and industrial activities.

Keywords: Atmospheric pollutants, COVID-19, environmental impact, remote sensors

¹Herbario Takana (TKA), Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Tacna-Perú.

²Limnología, CORBIDI. Lima, Perú.

³Laboratorio de Botánica, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Tacna-Perú.

*Autor de correspondencia: eoyaguep@unjb.edu.pe

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas generan diversos impactos sobre los ecosistemas, los cuales se derivan del uso de los recursos disponibles, la ocupación del territorio y la emisión de diferentes tipos de residuos (Preston, Yuen y Westaway, 2011). Dichos impactos se generan sobre diversos componentes del ecosistema (clima, agua, suelos), pero suelen actuar de manera sinérgica. Aunque el clima tiene patrones cíclicos determinados por factores geológicos y orbitales, la acelerada emisión de gases como residuo industrial (CO_2 , CO , NH_3 , SO_2) habría contribuido a un reciente incremento de la temperatura global. El uso del agua con fines productivos y su contaminación han generado modificaciones en los sistemas hídricos superficiales y subterráneos (Arthington et al., 2018). El cambio en el uso del territorio ha transformado grandes extensiones naturales en terrenos cultivados y en ciudades (Di Marco et al., 2018). Tanto la explotación directa (caza o pesca), como la modificación del hábitat, han determinado que se pierda un gran número de especies (Young et al., 2016). Todos estos impactos reducen la calidad del ecosistema global y – consecuentemente – la calidad de vida de la población humana, especialmente en regiones pobres donde se utilizan los recursos naturales de manera directa (Sundström et al., 2014).

Una prueba importante de que los impactos sobre el ambiente redundan en impactos sobre la calidad de vida de la humanidad es la emergencia de nuevas enfermedades como producto de la alteración de los ecosistemas. Se cuenta con pruebas fehacientes sobre el origen en la interacción humano – animal de diferentes infecciones como el Síndrome de Inmunodeficiencia Adquirida – SIDA (Sharp y Hahn, 2010) o diversas formas de Influenza (Xu et al., 2014). La alteración de hábitats naturales incrementa la densidad de animales silvestres en espacios conservados, aumentando la probabilidad de contagio entre ellos y convirtiendo poblaciones enteras en grandes reservorios de enfermedades (Medina-Vogel, 2010). Al entrar en contacto con estas poblaciones, la humanidad se expone a nuevas formas de patógenos (Coltart et al. 2017). Estos riesgos se hacen críticos cuando existe la posibilidad de que el nuevo patógeno tenga el potencial de generar una pandemia como la que ocurre con la COVID-19 (Abraham, 2011).

Por otra parte, existe alguna información sobre posibles efectos positivos de una pandemia en el ambiente. Un ejemplo es que la reducción

poblacional y de algunas actividades productivas ocurridas durante la pandemia de la peste negra (~1347 a ~1400) constituyen una explicación plausible a la reducción de CO_2 atmosférico durante dicho período reconstruido a partir de núcleos de hielo (Pongratz et al., 2011). Sin embargo, la ocurrencia de una pandemia también puede constituir una fuente importante de contaminación, especialmente de contaminantes emergentes como los medicamentos usados en el tratamiento de la enfermedad. Durante la pandemia de influenza AH1N1, el antiviral oseltamivir fue encontrado en altas concentraciones en cuerpos receptores de aguas servidas en Europa (Leknes, Sturtzel y Dye, 2012). El uso intensivo de medicamentos, en eventos como los descritos, puede generar impactos directos sobre los cuerpos de agua que actúan como receptores, o indirectos como resultado de la reducción del número de bacterias degradadoras de otros residuos en las plantas de tratamiento de aguas (Singer et al., 2011).

Inicialmente aparecida en China, entre noviembre y diciembre del 2019, la COVID-19 se caracteriza por fiebre, tos seca, fatiga y ocasionalmente complicaciones gastrointestinales. Los primeros casos fueron reportados en la ciudad de Wuhan (Hubei, China) (Wu, Chen y Chan 2020), asociados a un mercado de animales silvestres, afectando a 66 % de los trabajadores de dicho establecimiento. El 31 de diciembre del 2019, se anunció una alerta epidemiológica local; pero, entre los meses de enero y marzo del 2020, la epidemia se trasladó a todo el mundo (Shereen et al., 2020). El 30 de enero del 2020, la Organización Mundial de la Salud (OMS) declara una emergencia de salud pública de importancia internacional, y el 11 de marzo indica que puede caracterizarse como una pandemia. Causada por un beta-coronavirus nombrado SARS-CoV-2, cuyo origen es incierto. Se han planteado una serie de hipótesis, la mayoría de ellas referidas a una posible zoonosis, lo que se ve reforzado por el extendido consumo de animales silvestres en el sureste de China (Zhou et al., 2020). Aunque presenta un grado relativamente bajo de mortalidad (~ 3 – 5 %), su rápida transmisión y la inexistencia de una vacuna hacen que una de las estrategias más eficientes para su control sea el distanciamiento social (Rothan y Byrareddy, 2020).

Las normas de aislamiento social obligatorio decretadas por el Estado Peruano están siendo respetadas mayoritariamente por la población a nivel nacional; y esto implica una reducción sustancial en el tráfico de personas y vehículos, y en la actividad industrial.

Esta reducción de actividades probablemente genere algunos efectos positivos en indicadores ambientales como la calidad de aire urbano, reducción en la producción de residuos industriales o la presencia de animales en espacios regularmente utilizados por la gente, como parques o playas. Sin embargo, muchos de estos efectos podrían ser de corta duración (solo durante el período que se mantengan las medidas de emergencia) y además existe el riesgo de aparición de nuevos contaminantes (como medicamentos). Por otro lado, debido a que las actividades agrícolas y algunas actividades pesqueras se mantienen, no se esperan efectos sustanciales sobre estas. En dicho contexto, esta investigación busca hacer un análisis objetivo de los posibles impactos (positivos y/o negativos) que la pandemia de COVID-19 genera sobre el ambiente de la región Tacna (particularmente alrededor de la ciudad de Tacna), aplicando para ello técnicas estándar en la valoración de impactos ambientales y análisis indirectos basados en información satelital.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El análisis se llevó a cabo en la región Tacna y las áreas agrícolas e industriales que rodean a la capital regional (Fig. 1). Tacna es una ciudad mediana (286 240 habitantes, INEI, 2017), ubicada en el extremo sur del territorio peruano, a solo 50 Km de la frontera con Chile. Se emplaza directamente en el valle del río Caplina, uno de los

tres sistemas hidrográficos con caudal permanente en la costa tacneña (Locumba, Sama y Caplina). Aunque, en la actualidad debido al uso agrícola, durante la época seca el río Caplina no presenta flujo constante desde antes del ingreso a la ciudad. La costa sur del Perú se ubica directamente dentro del desierto de Atacama (Hartley, 2005) y en consecuencia se trata del sector con menores precipitaciones de todo el territorio nacional, según la regionalización climática desarrollada por Rau et al. (2017). Sin embargo, las condiciones de distancia entre las estribaciones andinas y la línea costera combinadas con las aguas frías de la corriente de Humboldt generan condiciones de humedad elevada y una capa de inversión térmica durante la temporada seca (mayo - noviembre, Balsley et al., 2013).

Las actividades económicas principales de la región Tacna son: la agricultura, el comercio y la minería. Tacna es un polo comercial importante en el sur del Perú, en particular por la intensa afluencia de consumidores chilenos atraídos por los bajos precios de productos básicos y servicios de salud. Alrededor de la ciudad, se desarrolla una intensa actividad agrícola, basada fundamentalmente en el cultivo del olivo (Pino, Montalvan y Avendaño, 2019). El agua requerida para el desarrollo de las actividades agrícolas, y para el consumo de la ciudad, provienen del propio río Caplina, del bombeo de los recursos subterráneos del acuífero de La Yarada y del bombeo de los recursos subterráneos en la cuenca altiplánica del río Maure (Uchusuma) (Pino et al., 2017).

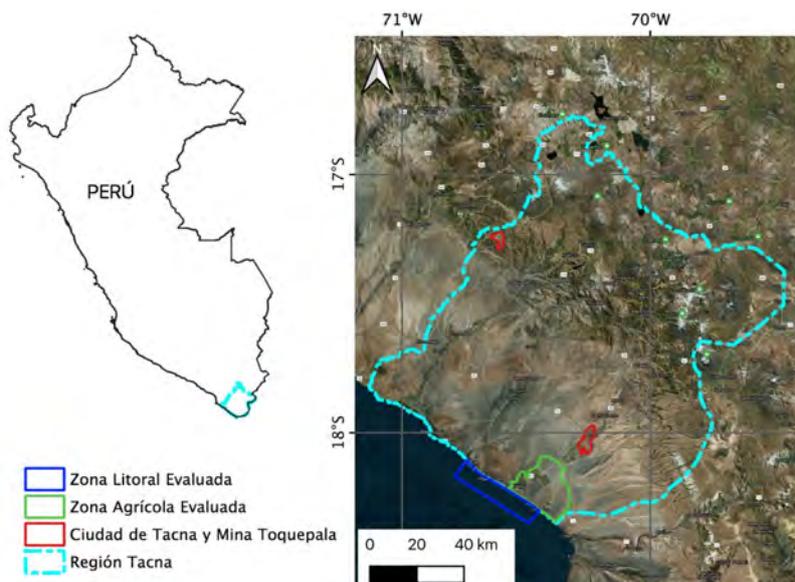


Figura 1. Ubicación de la región Tacna en el territorio peruano y mapa de la región Tacna, donde se señalan la ciudad de Tacna, el asiento minero de Toquepala, el área agrícola costera asociada a la ciudad de Tacna y el acuífero de La Yarada y la zona litoral contigua.

Factores ambientales y actividades

Se identificaron una serie de factores ambientales (elementos del ecosistema), los cuales pueden ser potencialmente afectados por las actividades humanas (Tabla 1). Este listado de factores y actividades es arbitrario y responde a la experiencia de los autores, pero puede enriquecerse en futuros análisis. En principio, los factores seleccionados se ajustaron a las categorías de físico-químicos y factores biológicos-ecológicos de la matriz RIAM (Pastakia y Jensen, 1998), que es la que se utilizó para la calificación de impactos. Luego, se seleccionaron aquellos factores y actividades que pudieran calificarse en base a información secundaria, como imágenes de satélite o patrones generales documentados de variabilidad temporal o espacial.

Identificación y calificación de impactos

Para identificar si los impactos potenciales son en efecto impactos ambientales, riesgos o ninguno de ellos, se aplicó una matriz ROX (riesgo – nulo – impacto) (Smiley et al., 2009). Esta matriz define dichos impactos de la siguiente manera: (i) un impacto es aquella actividad que ocurre y modifica el medio ambiente; (ii) un riesgo es aquella actividad que ocurre únicamente en el caso de que se supere un umbral determinado; (iii) la calificación nula les corresponde a las actividades o productos que, luego de un análisis objetivo, demuestren no modificar el medio ambiente. La matriz ROX relaciona todos los impactos potenciales identificados, con los elementos del ecosistema que se verían alterados.

Tabla 1. Factores ambientales que podrían verse afectados por el confinamiento debido a la pandemia de COVID-19 debido a los cambios en los patrones de algunas actividades durante el aislamiento obligatorio decretado en estado de emergencia

Factores ambientales		
Factores físicos/químicos	PC-01	Calidad de aire urbano
	PC-02	Calidad de aire en zonas rurales
	PC-03	Calidad de agua en ambientes fluviales
	PC-04	Calidad de agua en ambientes marinos
	PC-05	Calidad de agua subterránea
	PC-06	Cantidad de agua en ambientes fluviales
	PC-07	Cantidad de agua subterránea
	PC-08	Cambio en el uso de suelos
	PC-09	Ruido ambiental
Factores bióticos/ecosistémicos	BE-01	Flora local
	BE-02	Fauna local
	BE-03	Ecosistema fluvial del río Caplina
	BE-04	Ecosistemas de lomas
	BE-05	Ecosistemas marinos
Actividades o posibles fuentes de impacto		
A-01	Reducción en el tráfico de vehículos	
A-02	Suspensión de actividades industriales no prioritarias	
A-03	Confinamiento de personas	
A-04	Reducción en las actividades pesqueras	

Una vez identificados los impactos, fueron calificados mediante la aplicación de una matriz RIAM (Rapid Impact Assessment Matrix) (Pastakia y Jensen 1998; Kuitunen, Jalava y Hirvonen, 2008). Los métodos matriciales de análisis de impactos tienen algunos defectos como el no asumir la adaptabilidad de los sistemas

naturales ni considerar apropiadamente las relaciones entre múltiples estresores (Glasson, Therivel y Chadwick, 2012), pero también tienen virtudes como su aplicación práctica y la sistematización óptima de los datos. El método RIAM fue desarrollado como una matriz estructurada que permite la valoración de

impactos potenciales en base a dos tipos de criterio: (i) el grupo 'A' que incluye la importancia del receptor potencial (A1) y la magnitud del cambio generado (A2) y (ii) el grupo 'B' que tiene tres criterios (B1 – B3) para evaluar la permanencia o temporalidad del impacto (B1), la resiliencia del medio (o capacidad para revertir los efectos del impacto, B2) y la acumulabilidad del impacto (B3). El valor final del impacto (I) es obtenido aplicando un algoritmo sencillo (Pastakia y Jensen, 1998):

$$I = (A1 \times A2) \times (B1 + B2 + B3)$$

Tabla 2. Escala de calificación de impactos propuesta para la matriz RIAM (Pastakia y Jensen, 1998)

Puntaje	ID	Descripción
72 – 108	+E	Impacto positivo mayor
36 – 71	+D	Impacto positivo significativo
19 – 35	+C	Impacto positivo moderado
10 – 18	+B	Impacto positivo ligero
1 – 9	+A	Impacto positivo menor
0	N	No cambio en la condición
-1 – -9	-A	Impacto negativo menor
-10 – -18	-B	Impacto negativo ligero
-19 – -35	-C	Impacto negativo moderado
-36 – -71	-D	Impacto negativo significativo
-72 – -108	-E	Impacto negativo mayor

Para cada criterio existe un valor asignable, el cual depende de factores como el estado de conservación del componente ambiental o la intensidad y extensión potencial del impacto identificado, y para el valor final del impacto existe una escala de comparación (Tabla 2).

Datos analizados

Para comprobar si los impactos identificados cambian en la dirección y la intensidad previstas mediante la matriz RIAM, se analizaron datos correspondientes a tres variables ambientales que pueden medirse a través de métodos de análisis remoto: emisión de gases producto de combustión industrial (NO₂) y automotora (CO), contenido de clorofila *a* en el litoral de Tacna y vigor de la vegetación agrícola. Estos indicadores nos permiten medir la calidad del aire urbano, la intensidad de la actividad agrícola y la dinámica del ecosistema marino frente a la costa de Tacna,

comparando datos del período correspondiente a la cuarentena (18 de marzo y 24 de abril de 2020), con datos en la misma estación climática, pero en el año 2019 (16 de marzo y 21 de abril de 2019).

Calidad del aire urbano

Para evaluar la calidad del aire urbano, nos concentramos en dos indicadores asociados principalmente a la combustión de hidrocarburos, el monóxido de carbono (CO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂) (Li et al., 2020). Considerando las condiciones de inmovilidad, el análisis se realizó utilizando datos del satélite Sentinel-5p de la Agencia Espacial Europea (ESA). Este satélite está equipado con el espectrómetro TROPOMI (Tropospheric Monitoring Instrument) que registra las longitudes de onda ultravioleta, visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta, permitiendo monitorear variables relacionadas con la calidad de aire (O₃, CH₄, HCHO, CO, NO₂ y SO₂) (Omrani et al., 2020). Los datos de interés fueron descargados para los meses de marzo y abril del 2019 (16-marzo, 21-abril) y 2020 (18-marzo, 24-abril) desde el servidor de ESA (<https://scihub.coopernicus.eu>).

Vigor de la vegetación agrícola

Las áreas agrícolas de La Yarada – Los Palos, cercanas a la ciudad de Tacna, fueron analizadas mediante la aplicación de un análisis para evaluación de vigor vegetal. El vigor de la vegetación es un indicador de su estado de actividad fisiológica, de la satisfacción de sus demandas hídricas y nutricionales y—en última instancia—de su estado de salud (Lanjeri, Segarra y Meliá, 2004). En base a 4 imágenes del satélite Sentinel 2 descargadas del servidor de datos geográficos de USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov>), correspondientes al 4 de abril de 2017, 4 de abril de 2018, 12 abril de 2019 y 16 de abril de 2020, se calculó el índice de vegetación de diferencias normalizadas (NDVI, Rouse et al., 1974). El NDVI se basa en la capacidad de absorción de la radiación solar durante el proceso fotosintético. La fuente de energía de la fotosíntesis es la luz solar, más específicamente la radiación fotosintéticamente activa (RFA) que corresponde al rango espectral del rojo (B4 en Sentinel 2). Por otro lado, las células de las hojas tienen la capacidad de re-emitir la radiación de la región espectral del infrarrojo cercano (IRC, B8 en Sentinel 2). Debido a esta combinación de factores, las plantas con mayor vigor vegetal (más

verdes) aparecen relativamente oscuras (reflejan una proporción menor) en la región RFA del espectro, y bastante brillantes en la región IRC del mismo. En base a esta información, el NDVI se estima mediante el siguiente algoritmo (Rouse et al., 1974; Canedo Rosso et al., 2018):

$$NDVI = \frac{IRC - RFA}{IRC + RFA}$$

Actividad fotosintética (clorofila a) en el litoral

La productividad marina es un factor fundamental que contribuye a la riqueza del mar, que depende de la concentración de algas (fitoplancton) (Aminot y Rey, 2000). La reflectancia de la superficie marina cambia de acuerdo a la concentración de algas, y esta puede variar a causa de variaciones en la temperatura superficial del mar o intensidad de corrientes; debido a esto, también se pueden aplicar técnicas de sensoramiento remoto para identificar cambios en la concentración de algas, y la distribución espacial de dichos cambios (Dunstan et al., 2018).

Para medir indirectamente la concentración de clorofila *a*, se utilizaron las mismas imágenes satélite del componente anterior (Sentinel 2), con excepción de la toma del 2017, puesto que la cobertura nubosa en la zona litoral era muy alta. La concentración de clorofila *a* fue calculada utilizando el algoritmo OC3 (O'Reilly et al., 1998):

$$\log_{10}(Clor a) = a_0 + \sum_{i=1}^4 a_i \log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{azul})}{R_{rs}(\lambda_{verde})} \right)^i$$

Donde a_0 y a_i son coeficientes específicos del sensor, $R_{rs}(\lambda_{azul})$ y $R_{rs}(\lambda_{verde})$ corresponden al valor máximo en las bandas azul (B2) y verde (B3) del satélite.

Análisis de datos

Los datos Sentinel-5p fueron descargados como objetos interpretados (L2), seleccionándose solo los dos gases objetivo del presente trabajo (CO y NO₂). Los datos Sentinel 2 se descargaron en nivel 1 (corregidas geográficamente); por ello, fueron sometidas a una corrección radiométrica COSTZ (Chavez, 1996) y luego analizadas, todo esto se realizó utilizando las librerías raster (Hijmans, 2019) y RStoolbox (Leutner et al., 2019) en R 3.6.1 (R Core Team, 2020). Para analizar y comparar los índices estimados a partir de datos

satelitales (NDVI y OC3), se elaboraron mapas por mes y pruebas t de Welch. Los análisis estadísticos a los que se sometieron a los datos del NDVI y el OC3 y los gráficos y mapas fueron generados utilizando R 3.6.1, y QGIS 3.12.2 (QGIS Development Team, 2020).

RESULTADOS

Identificación de impactos

La matriz ROX (matriz de identificación) (Tabla 3.) determinó que la interacción entre once de los 14 factores ambientales con las cuatro actividades seleccionadas determinaron 26 impactos. En referencia a los factores ambientales de naturaleza física o química, se identificaron impactos en seis de ellos: la *calidad del aire en ambientes urbanos (PC-01)* se ha visto modificada tanto por la reducción en la circulación de vehículos (A-01) como por la suspensión de actividades industriales (A-02). La *calidad de aire en zonas rurales (PC-02)* experimentó un cambio a causa de las mismas actividades (A-01 y A-02). La *calidad del agua en el río Caplina (PC-03)* se benefició a causa de la suspensión de las actividades industriales (A-02) y lo mismo ha sucedido con la *calidad de agua subterránea (PC-05)* y la *calidad del agua en ambientes marinos (PC-04)*, con el añadido de que este último factor ambiental se ha beneficiado por la reducción de las actividades pesqueras (A-04). El *ruido ambiental (PC-09)* se habría modificado debido a todas las actividades identificadas con el potencial para generar impactos. En cuanto a los factores bióticos, la reducción en el tránsito de vehículos (A-01) podría haber generado efectos sobre la condición usual de factores como la *flora (BE-01)* y la *fauna local (BE-02)*, además de los *ecosistemas de lomas (BE-04)*. La suspensión en las actividades industriales (A-02) y el confinamiento obligatorio de la población (A-03) generaron efectos sobre todos los factores bióticos o ecológicos (incluyendo **BE-03**). Mientras que la reducción en las actividades pesqueras (A-04) habría e generado efectos sobre el *ecosistema litoral* de Tacna (**B-05**).

Valoración de impactos

Solo con respecto a los impactos potenciales identificados en el paso previo, se procedió a realizar una valoración mediante la matriz RIAM. Los 26 impactos identificados fueron calificados como positivos (Tabla 4).

Tabla 3. Matriz de identificación de impactos (X) y acciones nulas (O), sobre el medio ambiente.

		Actividades			
		A-01	A-02	A-03	A-04
Factores físicos/químicos	PC-01	X	X	O	O
	PC-02	X	X	O	O
	PC-03	O	X	O	O
	PC-04	O	X	O	X
	PC-05	O	X	O	O
	PC-06	O	O	O	O
	PC-07	O	O	O	O
	PC-08	O	O	O	O
	PC-09	X	X	X	X
Factores bióticos/ecosistémicos	BE-01	X	X	X	O
	BE-02	X	X	X	O
	BE-03	O	X	X	O
	BE-04	X	X	X	O
	BE-05	O	X	X	X

Nota: Los códigos de factores ambientales y actividades están disponibles en la Tabla 1.

Trece de los 26 impactos potenciales identificados fueron calificados como 'impactos positivos moderados' (+C). Esto implica que tienen una importancia local o regional, con una magnitud media. Como ya fue indicado, todos son temporales y reversibles, lo que significa que las

condiciones volverían a ser las mismas que antes de la declaratoria de emergencia una vez que el gobierno derogue dicho estado a nivel nacional. Solo dos recibieron una calificación de 'impactos positivos ligeros' (+B) y 11 fueron calificados como 'impacto positivo menor' (+A).

Tabla 4. Calificación (matriz RIAM) de los impactos ambientales identificados como consecuencia de las medidas adoptadas por la pandemia de COVID-19

Códigos	Impacto	Puntaje	Categoría
A-01/PC-01	Variación en la calidad del aire urbano por la reducción del tráfico	28	+C
A-01/PC-02	Variación en la calidad del aire en zonas rurales por la reducción del tráfico	7	+A
A-01/PC-09	Variación en el ruido ambiental por la reducción del tráfico	28	+C
A-01/BE-01	Impactos sobre la flora local por la reducción del tráfico	7	+A
A-01/BE-02	Impactos sobre la fauna local por la reducción del tráfico	14	+B
A-01/BE-04	Impactos sobre ecosistemas de lomas por la reducción del tráfico	21	+C
A-02/PC-01	Variación en la calidad del aire urbano por suspensión de actividad industrial	28	+C
A-02/PC-02	Variación en la calidad del aire en zonas rurales por suspensión de act. industrial	6	+A
A-02/PC-03	Impactos sobre calidad del agua en ambientes fluviales-suspensión industrial	28	+C
A-02/PC-04	Impactos sobre calidad del agua en ambientes marinos-suspensión industrial	14	+B
A-02/PC-05	Impactos sobre calidad del agua subterránea por suspensión de act. industrial	6	+A
A-02/PC-09	Impactos sobre ruido ambiental por suspensión de actividad industrial	28	+C
A-02/BE-01	Impactos sobre la flora local por suspensión de actividad industrial	7	+A
A-02/BE-02	Impactos sobre la fauna local por suspensión de actividad industrial	7	+A
A-02/BE-03	Impactos sobre el ecosistema del río Caplina por suspensión de act. industrial	28	+C
A-02/BE-04	Impactos sobre ecosistemas de lomas por suspensión de actividad industrial	21	+C
A-02/BE-05	Impactos sobre ecosistemas marinos por suspensión de actividad industrial	28	+C
A-03/PC-09	Impactos sobre ruido ambiental por la inamovilidad de personas	7	+A
A-03/BE-01	Impactos sobre la flora local por la inamovilidad de personas	7	+A
A-03/BE-02	Impactos sobre la fauna local por la inamovilidad de personas	7	+A
A-03/BE-03	Impactos sobre el ecosistema del río Caplina por la inamovilidad de personas	28	+C
A-03/BE-04	Impactos sobre ecosistemas de lomas por la inamovilidad de personas	21	+C
A-03/BE-05	Impactos sobre ecosistemas marinos por la inamovilidad de personas	28	+C
A-04/PC-04	Impactos sobre calidad del agua en ambientes marinos por la reducción pesca	7	+A
A-04/PC-09	Impactos sobre ruido ambiental por la reducción de actividad pesquera	7	+A
A-04/BE-05	Impactos sobre ecosistemas marinos por la reducción de actividad pesquera	28	+C

Cambios en concentración de CO y NO₂

Tal como se plantea en el análisis conceptual, la concentración de monóxido de carbono (CO) presentó una reducción en el 2020 frente al 2019 (Fig. 2). Las diferencias observadas a nivel regional fueron ligeras, pero apreciables. Los datos promedio de CO, entre marzo del 2019 y 2020, difirieron en 17 % (la media se reduce desde $6.54 \cdot 10^{22}$ hasta $5.43 \cdot 10^{22}$ Mol/m²). Por otro lado, sobre los datos de abril 2019 y 2020, la reducción fue del 14 % (de $4.27 \cdot 10^{22}$ a $3.68 \cdot 10^{22}$ Mol/m²). Esta reducción es aparentemente menor en el

ámbito propio de la ciudad de Tacna que a nivel regional.

Los datos referidos a dióxido de nitrógeno presentan aún menor variabilidad entre marzo y abril del 2019, frente a los mismos meses del año 2020 (Fig. 3). Esto se debería a que el NO₂ es un contaminante menos abundante en la atmósfera que el monóxido de carbono, y a las condiciones atmosféricas antes descritas para la ciudad. Sin embargo, igual que en el caso anterior, los valores muestran reducciones pequeñas, pero perceptibles desde un sensor satelital.

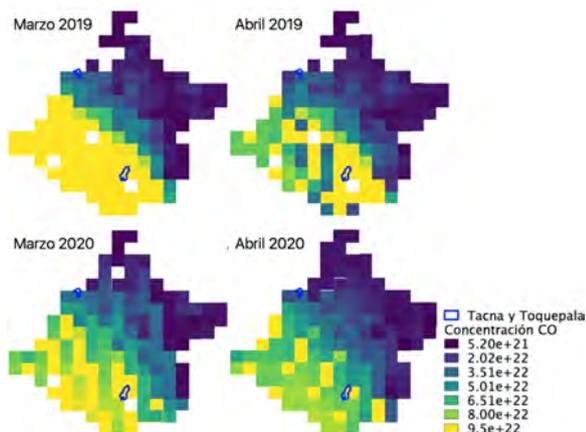


Figura 2. Concentración (Mol/m^2) de monóxido de carbono (CO) en la región Tacna en marzo y abril de los años 2019 y 2020. Datos derivados del satélite Sentinel 5p (sensor TropoMI), nivel de procesamiento L2. Las fechas específicas de los datos descargados fueron: 16 de marzo y 21 de abril 2019 (condición usual), 18 de marzo y 24 de abril del 2020 (condición bajo confinamiento).

Al comparar mensualmente los valores obtenidos para ambos contaminantes (Fig. 4), es posible observar dos tendencias ligeras, pero evidentes: (i) en condiciones normales, habría una reducción en la concentración de partículas, que ocurre de manera natural entre marzo y abril, y (ii) hay una segunda reducción tanto para CO como para NO_2 en el 2020 frente a lo observado en el 2019. La primera tendencia de variabilidad ($[\]$ de marzo > $[\]$ de abril) puede ser atribuida a factores estacionales, relacionados con un menor contenido de humedad y mayor intensidad de vientos en marzo que en abril. La segunda tendencia podría atribuirse a los efectos del confinamiento puesto que, tanto en marzo como en abril del 2020, las concentraciones de CO y NO_2 son menores que en los mismos meses del año 2019, cuando la población se movía libremente, el tráfico de vehículos no estaba restringido y la actividad industrial permitida. Aunque existen diferencias, estas no son significativas y es difícil discriminar efectos de

estacionalidad o algún factor climático no identificado en este análisis preliminar.

Vigor de la vegetación agrícola (NDVI)

El análisis de vigor de la vegetación agrícola (Fig. 5) muestra que, más allá de alguna variación espacial, los resultados del NDVI son esencialmente los mismos para los años 2018, 2019 y 2020. Solo los resultados del año 2017 mostraron zonas con una coloración menos intensa, lo que corresponde a niveles menores de vigor vegetal. El análisis de densidad de valores del NDVI, obtenido en las cuatro temporadas, muestra que, efectivamente, el NDVI obtenido en base a la imagen del año 2017 es menor, ya que la distribución de valores tiene un pico mucho más marcado en la región comprendida entre 0.0 y 0.1 unidades; en tanto que los valores altos de vigor ($\text{NDVI} > 4$) presentan una densidad notablemente baja (Fig. 6). Las pruebas T de comparación por pares a la que fueron sometidos los datos (Tabla 5) muestran que las diferencias significativas solo ocurren al comparar los resultados del 2017 con los obtenidos en los otros tres años de análisis.

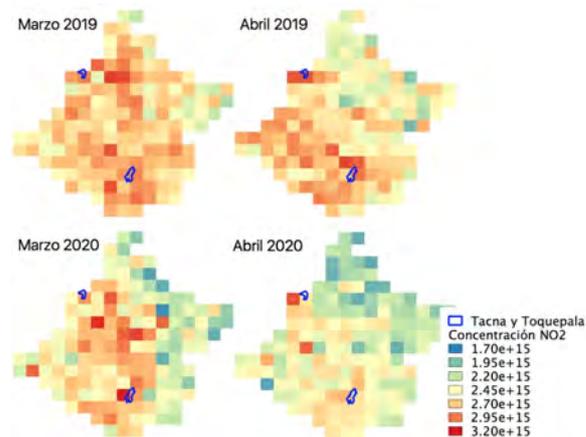


Figura 3. Concentración (en Mol/m^2) de dióxido de nitrógeno (NO_2) en la región Tacna, en marzo y abril de los años 2019 y 2020.

Nota: Los datos del satélite y las fechas de descarga son las mismas usadas en la Fig. 2.

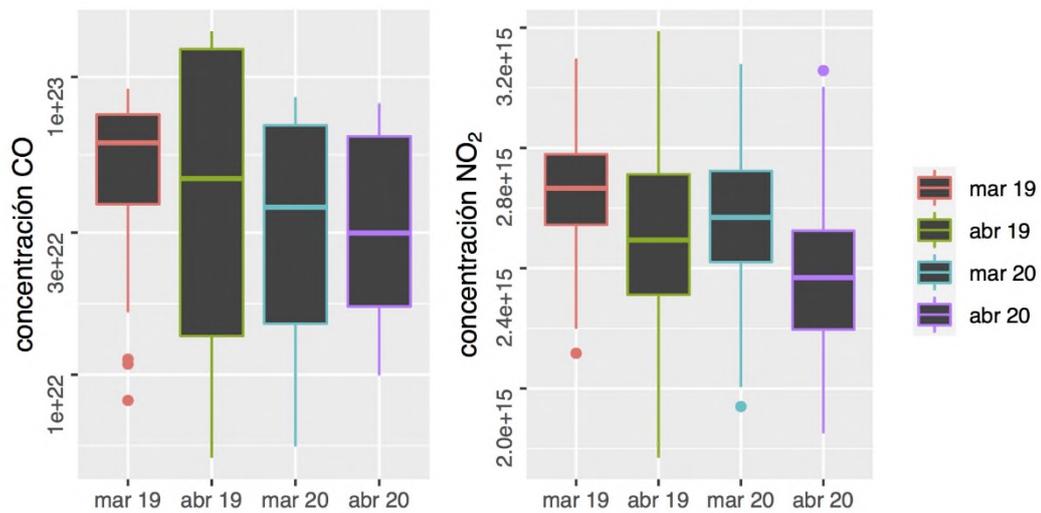


Figura 4. Diagramas de cajas comparando las concentraciones (en Mol/m²) del CO y NO₂ en la región Tacna, en los meses de marzo y abril de 2019 y 2020.

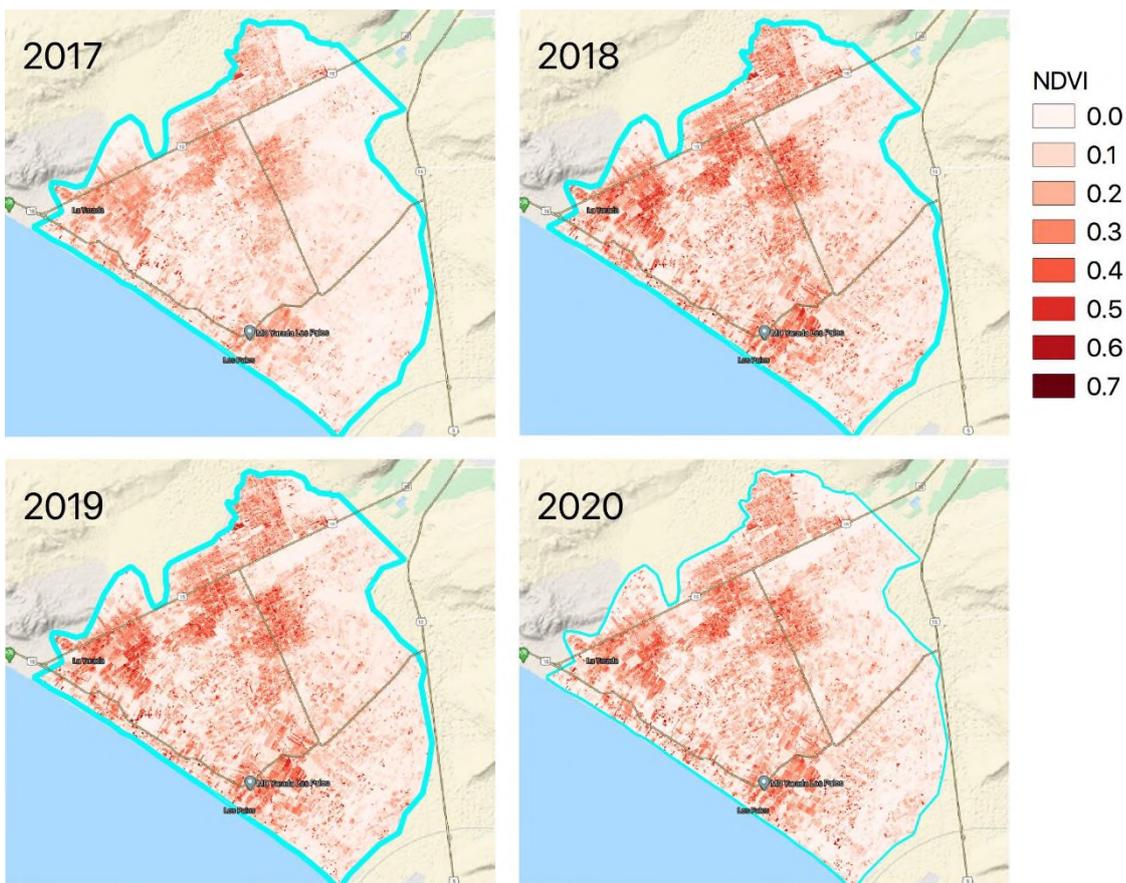


Figura 5. Valores del índice de diferencia normalizada de vegetación (NDVI) en el área agrícola de La Yarada – Los Palos.

Nota: Basado en imágenes Sentinel 2 del 4 de abril 2017, 4 de abril 2018, 12 de abril de 2019 y 16 de abril de 2020. Los valores de la escala NDVI son adimensionales.

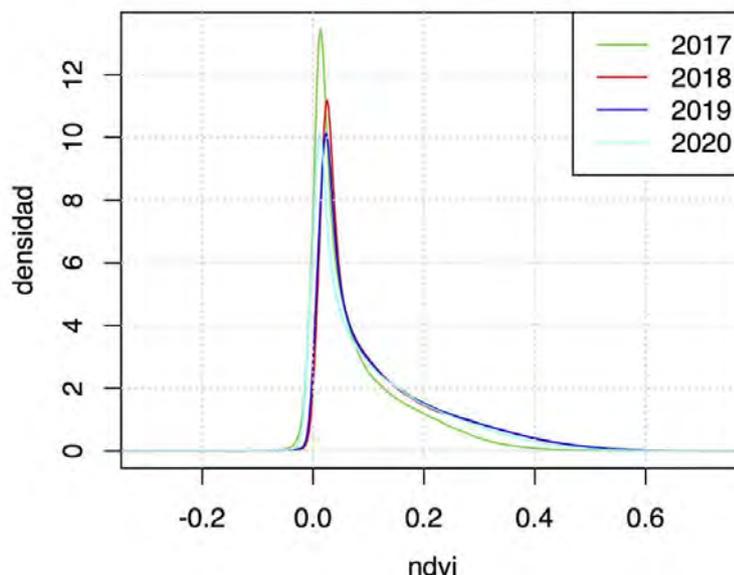


Figura 6. Curvas de densidad de los valores de NDVI obtenidos en abril del 2019 y 2020.

Tabla 5. Pruebas T de Welch comparando los valores de NDVI de 2017, 2018, 2019 y 2020

Pares	t	p-Valor
2017 - 2018	32.21	0.0457
2017 - 2019	43.18	0.0386
2017 - 2020	37.41	0.0395
2018 - 2019	27.43	0.0721
2018 - 2020	21.36	0.1148
2019 - 2020	18.63	0.1462

Nota: Los p-valores significativos se representan en negrita.

Biomasa de algas (clorofila a) en el litoral

La biomasa de algas, estimada a partir del índice OC3 como Log_{10} de los mg de clorofila *a* por litro de agua marina, presenta resultados que tampoco indican una direccionalidad atribuible a los efectos del confinamiento (Fig. 7). Los valores más altos del OC3 se obtuvieron en el año 2019. Esta diferencia es estadísticamente significativa, en tanto que lo obtenido en 2018 y 2020 es muy similar en términos estadísticos (Tabla 6).



Figura 7. Valores del índice OC3 obtenidos para la franja litoral ubicada frente al área agrícola de La Yarada – Los Palos.

Nota: Las fechas y la imagen satelital son las mismas que se detallan en la Fig. 5 excluyendo el año 2017. Los valores de OC3 son Log_{10} de la concentración de clorofila *a* en mg/L.

Tabla 6. Pruebas T de Welch comparando los valores de OC3 de 2018, 2019 y 2020

Pares	t	p-Valor
2018 - 2019	67,38	0.00541
2018 - 2020	28,18	0.06391
2019 - 2020	97,15	0.00031

Nota: Los p-valores significativos se representan en negrita.

DISCUSIÓN

Los impactos derivados del confinamiento a causa de la pandemia por COVID-19 son, en términos generales, positivos para el medio ambiente. Esto debido a la condición peculiar que se analiza: no se trata de una intervención humana en la cual se intensifique el uso del territorio o la explotación de un recurso (como ocurre con la evaluación de un nuevo proyecto, por ejemplo) (Glasson, Therivel y Chadwick 2012). Sino que se trata de una situación en la cual muchas actividades se han visto paralizadas, con la consiguiente reducción en los desechos vertidos al ambiente o en el uso intensivo del espacio. Sin embargo, un detalle importante es que ninguno de los impactos identificados alcanza un nivel superior al 'moderado' (+C) (Pastakia y Jensen, 1998). Uno de los elementos principales que limitan el alcance de estos impactos positivos es la temporalidad, puesto que ninguna de las actividades suspendidas durante el estado de emergencia, permanecerá en dicha situación de manera permanente (Etter et al., 2011; Milfont y Demarque, 2015).

Los resultados obtenidos a partir de datos sobre concentración de gases de origen vehicular (CO) e industrial (NO₂) concuerdan con el análisis conceptual de impactos y son muy similares a los descritos por Zambrano-Monserrate, Ruano y Sánchez-Alcalde (2020). Existe una reducción ligera, pero notoria en la concentración de CO y NO₂ en los registros de marzo y abril del 2020, versus los obtenidos en marzo y abril del 2019. La reducción del tráfico vehicular y la detención de actividades no esenciales serían las causas de esta diferencia, tal como sucede en condiciones normales entre días de actividad intensa y días de descanso (Elkus y Wilson, 1977; Blanchard y Tanenbaum, 2003; Silva Júnior, Oliveira y Andrade, 2009). Sin embargo, estas diferencias no se observan con la misma intensidad o direccionalidad en otros componentes, como el

vigor de la vegetación agrícola o las floraciones algales del litoral.

La relativa estabilidad en los indicadores de vigor en la vegetación de agroecosistemas se debería a que las áreas agrícolas alrededor de la ciudad de Tacna se encuentran explotadas a su máxima capacidad. Más allá de algunas diferencias mínimas en extensión, cultivos rotativos o -más importante- disponibilidad de agua, estos campos de cultivo son prácticamente invariables a lo largo del tiempo y su actividad es permanente (Pino, 2019). Por tanto, su respuesta espectral puede cambiar ligeramente entre años, pero esta diferencia solo sería significativa si los cambios implicaran una modificación drástica en el tipo de cultivo, su cobertura o su temporalidad (Huang y Niu, 2013; Peña-Barragán et al., 2011). Los resultados menores, observados durante el año 2017, refuerzan nuestros resultados en el sentido que los efectos del confinamiento son mínimos sobre actividades que se han mantenido en marcha durante dicho período, como la agricultura, siendo importantes básicamente sobre factores relacionados con la actividad industrial o la movilidad en entornos urbanos (Zambrano-Monserrate, Ruano y Sanchez-Alcalde, 2020). La respuesta observada en los valores de concentración de algas muestra una alta variabilidad temporal, usual en diferentes períodos de tiempo (Quispe et al., 2010; Gutiérrez, Akester y Naranjo, 2016). Esta variabilidad es usual debido a que la dinámica de la productividad litoral está influenciada en mayor medida por factores como las corrientes marinas (Gutiérrez, Akester y Naranjo, 2016) y los afloramientos (Oyarzún y Brierley, 2019), que actúan a una escala mucho mayor que los efectos del confinamiento (Quispe et al., 2010; Illori, Pahlevan y Knudby, 2019).

Finalmente, es importante considerar algunos riesgos derivados del fin de las medidas de aislamiento y el estado de emergencia (Steg y Sievers, 2000). Estos no han sido analizados en nuestra aproximación matricial (restringida a 'impactos'), pero pueden representar una amenaza a la condición ambiental de la región y, particularmente, a los 'beneficios ambientales' que se han conseguido durante esta cuarentena. Un riesgo importante puede estar constituido por el requerimiento de cubrir aceleradamente demandas insatisfechas por parte de la industria local, junto con la necesidad de generar beneficios

luego de un período negativo en términos económicos (Panayotou, 2000). Estos dos factores podrían estimular a la industria tacneña a desarrollar actividades a un ritmo muy acelerado una vez esté autorizada a operar, con el consiguiente impacto incrementado que esto podría causar sobre el ambiente (Gössling, Scott y Hall, 2020; Nicola e tal., 2020). Otro riesgo similar está relacionado con la producción agrícola, la cual no ha sido detenida y podría estar siendo poco vigilada durante este período, permitiéndose la sobreexplotación de los recursos hídricos en La Yarada, un acuífero de importancia regional en grave riesgo de desaparición (Pino, 2019). Un tercer riesgo no considerado en este análisis es el de afectación de aguas superficiales con contaminantes médicos, contaminantes emergentes que suelen ser evaluados de forma muy limitada (Dhillon et al., 2015).

CONCLUSIONES

Los ecosistemas de los cuales es parte la humanidad, de los que aprovecha los recursos, usa y somete a presión, cuentan con una capacidad para asumir un estado estable que tiende a ser el más eficiente para el aprovechamiento de los recursos energéticos y materiales (Lindgren et al., 2012; May, 1977). En este contexto, observamos que el sistema natural se desplaza hacia un estado eficiente -distinto al que vemos cotidianamente- una vez se reduce la presión que la humanidad ejerce. Sin embargo, es necesario asumir estos cambios desde un punto de vista objetivo.

La reducción de actividad humana, por el aislamiento, produce una serie de impactos positivos sobre el ambiente, pero estos son de corta duración y las condiciones van a regresar a sus niveles habituales una vez se termine el confinamiento, además de existir una serie de riesgos ambientales. Es importante que en estos análisis se tenga en cuenta la escala de los efectos generados. Tacna es una ciudad relativamente pequeña, emplazada en un ecosistema muy resiliente (Owuor et al., 2016) y con un nivel de contaminación basal bajo en comparación con otras ciudades ubicadas en ambientes similares (MINAM-Peru 2014). Debido a ello, los cambios en concentración de contaminantes atmosféricos son menores, aun así perceptibles desde un sensor satelital. En general, los efectos de la reducción de actividad humana parecen expresarse sobre elementos ecosistémicos de importancia

intermedia. El mayor efecto generado por este período de actividad reducida, es una mejora ostensible en la calidad del aire. Sin embargo, existen muchos estresores, cuya presión sobre el medio ambiente no se ha detenido (descarga de aguas residuales, explotación de recursos hídricos, generación de desechos sólidos).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado como parte de las actividades de investigación no-financiada del Herbario Takana (TKA) de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. Los autores queremos agradecer la revisión de nuestros colegas: Joaquín Ugarte (Knight Piésold), Mariajosé Deza (UNALM), Giovanni Aragón (UNJBG), Marco Navarro (SERFOR), Roberto Oliveros (Knight Piésold) y Ruth Contreras (UNJBG). Además, extendemos el agradecimiento al Comité Científico y al Consejo Editorial de Ciencia & Desarrollo, por sus comentarios constructivos.

REFERENCIAS

- Abraham, T. (2011). The Chronicle of a Disease Foretold: Pandemic H1N1 and the Construction of a Global Health Security Threat. *Political Studies*, 59 (4), 797-812. ISSN 00323217. doi: 10.1111/j.1467-9248.2011.00925.x.
- Aminot, A. y Rey, F. (2000). *Standard procedure for the determination of chlorophyll a by spectroscopic methods*. Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea.
- Arthington, A., Bhaduri, A., Bunn, S.E., Jackson, S.E., Tharme, R.E., Tickner, D., Young, B., Acreman, M., Baker, N., Capon, S., Horne, A.C., Kendy, E., McClain, M.E., Poff, N.L., Richter, B.D. y Ward, S. (2018). The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6, 45. ISSN 2296-665X. doi: 10.3389/fenvs.2018.00045.
- Balsley, B.B., Lawrence, D.A., Woodman, R.F. y Fritts, D.C. (2013). Fine-Scale Characteristics of Temperature, Wind, and Turbulence in the Lower Atmosphere (0-1,300 m) Over the South Peruvian Coast. *Boundary-Layer Meteorology*, 147(1), 165-178. ISSN 00068314. doi:10.1007/s10546-012-9774-x.

- Blanchard, C.L. y Tanenbaum, S.J. (2003). Differences between weekday and weekend air pollutant levels in southern california. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 53(7), 816-828. ISSN 21622906. doi: 10.1080/10473289.2003.10466222.
- Canedo Rosso, C., Hochrainer-Stigler, S., Pflug, G., Condori, B. y Berndtsson, R. (2018). Early warning and drought risk assessment for the Bolivian Altiplano agriculture using high resolution satellite imagery data. *Natural Hazards and Earth System Sciences Discussions*, 2, 1-23. doi: 10.5194/nhess-2018-133.
- Chávez, P. (1996). Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.
- Coltart, C.E.M., Lindsey, B., Ghinai, I., Johnson, A.M. y Heymann, D.L. (2017). The Ebola outbreak, 2013–2016: Old lessons for new epidemics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372 (1721), 2013-2016. ISSN 14712970. doi: 10.1098/rstb.2016.0297.
- Dhillon, G.S., Kaur, S., Pulicharla, R., Brar, S.K., Cledón, M., Verma, M. y Surampalli, R.Y., (2015). Triclosan: Current status, occurrence, environmental risks and bioaccumulation potential. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 12, no. 5, pp. 5657-5684. ISSN 16604601. doi:10.3390/ijerph120505657.
- Di marco, M., Venter, O., Possingham, H.P. y Watson, J.E.M. (2018). Changes in human footprint drive changes in species extinction risk. *Nature Communications*, 9(1). ISSN 20411723. doi: 10.1038/s41467-018-07049-5.
- Dunstan, P.K., Foster, S.D., King, E., Risbey, J., O’Kane, T.J., Monselesan, D., Hobday, A.J., Hartog, J.R. y Thompson, P.A. (2018). Global patterns of change and variation in sea surface temperature and chlorophyll a. *Scientific Reports*, 8(1), 1-9. ISSN 20452322. doi: 10.1038/s41598-018-33057-y.
- Elkus, B. y Wilson, K.R., (1977). Photochemical Air Pollution. *Atmospheric Environment*, 11(5), 509-515. ISSN 0003-9896. doi: 10.1080/00039896.1975.10666659.
- Etter, A., Mcalpine, C.A., Seabrook, L. y Wilson, K.A. (2011). Incorporating temporality and biophysical vulnerability to quantify the human spatial footprint on ecosystems. *Biological Conservation* [en línea], 144(5), 1585-1594. ISSN 00063207. doi: 10.1016/j.biocon.2011.02.004.
- Glasson, J., Therivel, R. y Chadwick, A. (2012). *Introduction To Environmental Impact Assessment*. S.l.: Routledge.
- Gössling, S., Scott, D. y Hall, C.M. (2020). Pandemics, tourism and global change: a rapid assessment of COVID-19. *Journal of Sustainable Tourism* [en línea], 0(0), 1-20. ISSN 0966-9582. doi: 10.1080/09669582.2020.1758708.
- Gutiérrez, D., Akester, M. y Naranjo, L. (2016). Productivity and Sustainable Management of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem under climate change. En: Thematic Issue - Ecosystem Based Management of Large Marine Ecosystems, *Environmental Development* [en línea], 17, 126-144. ISSN 2211-4645. doi: 10.1016/j.envdev.2015.11.004
- Hartley, A.J. (2005). 150 million years of climatic stability: Evidence from the Atacama Desert, northern Chile, (May). doi: 10.1144/0016-764904-071.
- Hijmans, R.J. (2019). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling* [en línea]. S.l.: s.n. Disponible en: <https://cran.r-project.org/package=raster>.
- Huang, N. y Niu, Z. (2013). Estimating soil respiration using spectral vegetation indices and abiotic factors in irrigated and rainfed agroecosystems. *Plant and Soil*, 367(1-2), 535-550. ISSN 0032079X. doi: 10.1007/s11104-012-1488-9.
- Ilori, C.O., Pahlevan, N. y Knudby, A. (2019). Analyzing performances of different atmospheric correction techniques for Landsat 8: Application for coastal remote sensing. *Remote Sensing*, 11(4), 1-20. ISSN 20724292. DOI: 10.3390/rs11040469.

- INEI (2017). *Censos Nacionales 2017: XII de Población, VII de Vivienda y III de Comunidades Indígenas*. [online] [accedido 15 Abril 2020]. Disponible en: <http://censo2017.inei.gob.pe>
- Kuitunen, M., Jalava, K. y Hirvonen, K. (2008). Testing the usability of the Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) method for comparison of EIA and SEA results. *Environmental Impact Assessment Review*, 28(4-5), 312-320. doi: 10.1016/j.eiar.2007.06.004.
- Lanjeri, S., Segarra, D. y Meliá, J. (2004). Interannual vineyard crop variability in the Castilla-La Mancha region during the period 1991-1996 with Landsat Thematic Mapper images. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2441-2457. ISSN 01431161. doi:10.1080/01431160310001618446.
- Leknes, H., Sturtzel, I.E. y Dye, C. (2012). Environmental release of oseltamivir from a Norwegian sewage treatment plant during the 2009 influenza A (H1N1) pandemic. *Science of the Total Environment*, 414, 632-638. ISSN 00489697. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.004.
- Leutner, B., Horning, N., Schwalb-Willmann, J. y Hijmans, R.J. (2019). RStoolbox: tools for remote sensing data analysis. R package version 0.2.6. [en línea]. S.l.: Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/RStoolbox/RStoolbox.pdf>.
- Li, R., Mei, X., Chen, L., Wang, L., Wang, Z. y Jing, Y. (2020). Long-term (2005-2017) view of atmospheric pollutants in central china using multiple satellite observations. *Remote Sensing*, 12 (6). ISSN 20724292. doi: 10.3390/rs12061041.
- Lindegren, M., Dakos, V., Gröger, J.P., Gårdmark, A., Kornilovs, G., otto, S.A. y Möllmann, C. (2012). Early Detection of Ecosystem Regime Shifts: A Multiple Method Evaluation for Management Application. *PLoS ONE* [en línea], 7(7), e38410. doi: 10.1371/journal.pone.0038410.
- May, R.M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states., *Nature* [en línea], 269(5628), 471-477. doi:10.1038/269471a0
- Medina-Vogel, G. (2010). Ecología de enfermedades infecciosas emergentes y conservación de especies silvestres Ecology of emerging infectious diseases and wild species conservation. *Archivos de Medicina Veterinaria (Valdivia)*, 24, 11-24.
- Milfont, T.L. y Demarque, C. (2015). Understanding Environmental Issues with Temporal Lenses: Issues of Temporality and Individual Differences. *Time Perspective Theory; Review, Research and Application: Essays in Honor of Philip G. Zimbardo*. S.l.: s.n., pp. 371-383. ISBN 9783319073682.
- MINAM-PERU. (2014). *Informe nacional de la calidad del aire 2013-2014* [en línea]. S.l.: s.n. ISBN 1175-5326; 1175-5334. Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2635-informe-nacional-de-la-calidad-del-aire-2013-2014%0A> <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2016/07/Informe-Nacional-de-Calidad-del-Aire-2013-2014.pdf>.
- Nicola, M., Alsafi, Z., Sohrabi, C., Kerwan, A., Al-Jabir, A., Iosifidis, C., Agha, M. y Agha, R., 2020. The Socio-Economic Implications of the Coronavirus and COVID-19 Pandemic: A Review. *International Journal of Surgery* [en línea], 78(March), 185-193. ISSN 17439191. doi: 10.1016/j.ijvsu.2020.04.018.
- O'reilly, J.E., Maritorena, S., Mitchell, B.G., Siegel, D.A., Carder, K.L., Garver, S.A., Kahru, M. y McClain, C. (1998). Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 103(C11), 24937-24953. ISSN 21699291. doi: 10.1029/98JC02160.
- Omrani, H., Omrani, B., Parmentier, B. y Helbich, M. (2020). Spatio-temporal data on the air pollutant nitrogen dioxide derived from

- Sentinel satellite for France. *Data in Brief*, 28, pp. 105089. ISSN 23523409. doi: 10.1016/j.dib.2019.105089.
- Owuor, S.O., Butterbach-bahl, K., Guzha, A.C., Rufino, M.C., Pelster, D.E., Díaz-Pinés, E. y Breuer, L. (2016). Groundwater recharge rates and surface runoff response to land use and land cover changes in semi-arid environments. *Ecological Processes* [en línea], 5 (1). ISSN 21921709. doi: 10.1186/s13717-016-0060-6.
- Oyarzún, D. y Brierley, C.M. (2019). The future of coastal upwelling in the Humboldt current from model projections. *Climate Dynamics* [en línea], 52(1-2), 599-615. ISSN 14320894. doi: 10.1007/s00382-018-4158-7.
- Panayotou, T. (2000). *Economic Growth and the Environment*. 2000. Cambridge, MA, USA: Harvard University.
- Pastakia, C.M.R. y Jensen, A. (1998). The rapid impact assessment matrix (RIAM) for EIA. *Environmental Impact Assessment Review*, 18(5), 461-482. doi: 10.1016/s0195-9255(98)00018-3.
- Peña-Barragán, J.M., Ngugi, M.K., Plant, R.E. y Six, J. (2011). Object-based crop identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. *Remote Sensing of Environment* [en línea], 115(6), 1301-1316. ISSN 00344257. doi: 10.1016/j.rse.2011.01.009.
- Pino, E. (2019). El acuífero costero La Yarada, después de 100 años de explotación como sustento de una agricultura en zonas áridas: una revisión histórica. *Idesia (Arica)*, 37(3), 39-45. doi: 10.4067/s0718-34292019000300039.
- Pino, E., Montalvan, I. y Avendaño, C. (2019). La disponibilidad hídrica futura en los ecosistemas de zonas áridas en el Sur de Perú y Norte de Chile. *Agroindustrial Science*, 9(2), 173-178.
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D. y Mejía Marcacuzco, J.A. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(6), 77-99. ISSN 20072422. doi: 10.24850/j-tyca-2017-06-06.
- Pongratz, J., Caldeira, K., Reick, C.H. y Claussen, M. (2011). Coupled climate-carbon simulations indicate minor global effects of wars and epidemics on atmospheric CO₂ between ad 800 and 1850. *Holocene*, 21(5) 843-851. ISSN 09596836. doi: 10.1177/0959683610386981.
- Preston, B.L., Yuen, E.J. y Westaway, R.M. (2011). Putting vulnerability to climate change on the map: A review of approaches, benefits, and risks. *Sustainability Science*, 6(2), 177-202. ISSN 18624065. doi:10.1007/s11625-011-0129-1.
- Q GIS DEVELOPMENT TEAM. (2020). *Q GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project* [en línea]. S.l.: s.n. 3.10.2 A Coruña. Disponible en: <http://qgis.osgeo.org>.
- Quispe, D., Calienes, R., Tam, J., Graco, M., Ledesma, J., Flores, G., Correa, D. y Quispe, C. (2010). Análisis Comparativo Entre Clorofila-a Satelital E in Situ En El Ecosistema De Afloramiento Peruano, Entre 1998 – 2007. *Ecología Aplicada*, 9(1-2), 151. ISSN 1726-2216. doi: 10.21704/rea.v9i1-2.405.
- R CORE TEAM. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* [en línea]. 2020. Vienna, Austria: s.n. Disponible en: <https://www.r-project.org/>.
- Rau, P., Bourrel, L., Labat, D., Melo, P., Dewitte, B., Frappart, F., Lavado, W. y Felipe, O. (2017). Regionalization of rainfall over the Peruvian Pacific slope and coast. *International Journal of Climatology*, 37(1), 143-158. ISSN 1097-0088. doi: 10.1002/joc.4693.
- Rothan, H.A. y Byrareddy, S.N. (2020). The epidemiology and pathogenesis of

- coronavirus disease (COVID-19) outbreak. *Journal of Autoimmunity*, 109 (February), pp. 102433. ISSN 10959157. doi: 10.1016/j.jaut.2020.102433.
- Rouse, J., Haas, R., Schell, J. y Deering, D. (1974). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. *Proceedings of the Third ERTS Symposium*. Washington DC: s.n., pp. 306 – 317.
- Sharp, P.M. y Hahn, B.H. (2010). The evolution of HIV-1 and the origin of AIDS. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1552), 2487-2494. ISSN 14712970. doi: 10.1098/rstb.2010.0031.
- Shereen, M.A., Khan, S., Kazmi, A., Bashir, N. y Siddique, R. (2020). COVID-19 infection: Origin, transmission, and characteristics of human coronaviruses. *Journal of Advanced Research*, 24, 91-98. ISSN 20901232. doi: 10.1016/j.jare.2020.03.005.
- Silva Júnior, R.S. da, Oliveira, M.G.L. de y Andrade, M. de F. (2009). Weekend/weekday differences in concentrations of ozone, nox, and non-methane hydrocarbon in the metropolitan area of São Paulo. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 24(1), 100-110. ISSN 0102-7786. doi: 10.1590/s0102-77862009000100010.
- Singer, A.C., Colizza, V., Schmitt, H., Andrews, J., Balcan, D., Huang, W.E., Keller, V.D.J., Vespignani, A. y Williams, R.J. (2011). Assessing the ecotoxicologic hazards of a pandemic influenza medical response. *Environmental Health Perspectives*, 119(8), 1084-1090. ISSN 00916765. doi: 10.1289/ehp.1002757.
- Smiley JR, P.C., Shields JR, F.D. y Knight, S.S. (2009). Designing Impact Assessments for Evaluating Ecological Effects of Agricultural Conservation Practices on Streams1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45(4), 867-878. doi: 10.1111/j.1752-1688.2009.00330.x.
- Steg, L. y Sievers, I. (2000). Cultural theory and individual perceptions of environmental risks. *Environment and Behavior*, 32(2), 250-269. ISSN 00139165. doi: 10.1177/00139160021972513.
- Sundström, J.F., Albiñ, A., Boqvist, S., Ljungvall, K., Marstorp, H., Martiin, C., Nyberg, K., Vågsholm, I., Yuen, J. y Magnusson, U. (2014). Future threats to agricultural food production posed by environmental degradation, climate change, and animal and plant diseases - a risk analysis in three economic and climate settings. *Food Security*, 6(2), 201-215. ISSN 18764525. doi: 10.1007/s12571-014-0331-y.
- Wu, Y.C., Chen, C.S. y Chan, Y.J. (2020). The outbreak of COVID-19: An overview. *Journal of the Chinese Medical Association*, 83(3), 217-220. ISSN 17287731. doi: 10.1097/JCMA.0000000000000270.
- Xu, L., Bao, L., Deng, W., Dong, L., Zhu, H., Chen, T., LV, Q., LI, F., Yuan, J., Xiang, Z., Gao, K., Xu, Y., Huang, L., LI, Y., Liu, J., Yao, Y., Yu, P., Li, X., Huang, W., Zhao, X., Lan, Y., Guo, J., Yong, W., Wei, Q., Chen, H., Zhang, L. y Qin, C. (2014). Novel avian-origin human influenza A(H7N9) can be transmitted between ferrets via respiratory droplets. *Journal of Infectious Diseases*, 209(4), 551-556. ISSN 00221899. doi: 10.1093/infdis/jit474.
- Young, H.S., Mccauley, D.J., Galetti, M. y Dirzo, R. (2016). Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47(1), 333-358. ISSN 1543-592X. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142.
- Zambrano-Monserrate, M.A., Ruano, M.A. y Sanchez-Alcalde, L. (2020). Indirect effects of COVID-19 on the environment. *Science of the Total Environment* [en línea], 728, pp. 138813. ISSN 18791026. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138813.

Zhou, P., Yang, X. Lou, Wang, X.G., Hu, B., Zhang, L., Zhang, W., SI, H.R., Zhu, Y., Li, B., Huang, C.L., Chen, H.D., Chen, J., Luo, Y., Guo, H., Jiang, R. Di, Liu, M.Q., Chen, Y., Shen, X.R., Wang, X., Zheng, X.S., Zhao, K.,

Chen, Q.J., Deng, F., Liu, L.L., Yan, B., Zhan, F.X., Wang, Y.Y., Xiao, G.F. y Shi, Z.L. (2020). A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. *Nature*, 579(7798), 270-273. ISSN 14764687. doi: 10.1038/s41586-020-2012-7.