

Què vam respirar abans i durant el confinament?

JOAN O. GRIMALT,¹ RAIMON M. PRATS, ESTHER MARCO,
BAREND L. VAN DROOGE, PILAR FERNÁNDEZ

IDAEA-CSIC Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua
del Consell Superior d'Investigacions Científiques

1. INTRODUCCIÓ

Davant de la situació de la pandèmia generada el mes de març de 2020, es declarà el confinament domiciliari per apaivagar les possibilitats de contagi entre persones. Aquesta situació comportà una aturada de l'activitat econòmica i uns canvis d'hàbits en la població. En aquest sentit, el trànsit a les grans ciutats i els pobles disminuï de manera molt important. La mobilitat pels eixos de trànsit del territori minvà entre el 70% (dies laborables) i el 95% (dies festius). La reducció de l'activitat dels centres logístics i la ZAL del Port de Barcelona fou fins a un 55% durant les fases de confinament. Aquests canvis han permès fer un experiment únic pel que fa als efectes de l'activitat humana sobre la contaminació de l'aire que respirem.

En aquest context, la ciutat de Barcelona proporciona un cas interessant per estudiar els canvis que s'han produït. Barcelona és una de les ciutats més densament poblades d'Europa, amb 16.000 habitants/km². La seva àrea metropolitana no té emissions atmosfèriques importants per part de les indústries i la calefacció domèstica generalment funciona amb gas natural. L'alta intensitat del trànsit, entre 13.000 i 85.000 vehicles/dia al centre de la ciutat el 2018, és la font principal de contaminació (Van Drooge i Grimalt, 2015; Van Drooge *et al.*, 2018a).

La comparació dels nivells de contaminació de l'aire durant els dies normals i el període de confinament pot mostrar quins són els estàndards de qualitat de l'aire assolibles si s'introdueixen canvis per davallar l'impacte dels contaminants atmosfèrics. Entre aquests cal tenir presents els gasos, monòxid de carboni (CO), òxid

1. A/e: joan.grimalt@idaea.csic.es.

nitros (NO), òxid nítric (NO₂) i ozó (O₃), com els principals que actualment representen problemes de contaminació en aquesta ciutat. També cal tenir presents les partícules, comptabilitzades com les menors de 10 µm, PM10, i els compostos orgànics contaminants com els policlorobifenils (PCBs), el pentaclorobenzè (PeCB), l'hexaclorobenzè (HCB), els hexaclorociclohexans (HCHs), els hidrocarburs aromàtics policíclics (HAP) i els retardants de flama organofosforats (RFO), entre altres. Aquests compostos orgànics es poden estudiar mitjançant adsorció amb mostrejadors passius.

Per poder estudiar els canvis d'aquests contaminants en el període de confinament i anteriorment a aquest període s'han utilitzat les dades de les estacions fixes de mostratge de gasos contaminants i partícules de la Generalitat de Catalunya, i s'han utilitzat mostrejadors passius desplegats a l'IDAEA (Barcelona, 41.388°N 2.115°E) en el període anterior al confinament i durant el confinament. Els períodes d'utilització d'aquests mostrejadors passius es descriuen en la Taula 1, on també es mostren paràmetres meteorològics mitjans dels períodes estudiats i del període de confinament.

TAULA 1. *Períodes d'estudi i condicions meteorològiques mitjanes (± desviació estàndard)*

Període		Temperatura (°C)	Precipitació (mm)	Velocitat del vent (m s ⁻¹)
<i>Mitjana 2018-2019</i>	B1 ^a	14,3 ± 0,2	197 ± 114	1,21 ± 0,21
	B2 ^a	16,5 ± 0,1	257 ± 155	1,23 ± 0,02
	Preconfinament	11,8 ± 0,2	90 ± 91	1,30 ± 0,19
	Confinament ^b	17,4 ± 0,6	166 ± 73	1,25 ± 0,03
<i>2020</i>	B1	14,7 ± 3,6	225	1,99 ± 1,46
	B2	17,3 ± 5,0	513	2,15 ± 1,39
	Preconfinament	13,1 ± 2,6	124	2,12 ± 1,62
	Confinament	18,0 ± 4,0	373	2,15 ± 1,26

^a Els períodes B1 i B2 es refereixen als temps de desplegament dels captadors passius, del 15 d'octubre de 2019 al 9 de gener de 2020 (86 dies) i del 9 de gener al 15 de juny de 2020 (188 dies). ^b El període de confinament es refereix al que va del 15 de març al 22 de juny de 2020 (100 dies).

2. RESULTATS I DISCUSSIÓ

Hexaclorobenzè i pentaclorobenzè

Una de les característiques principals en la composició de HCB i PeCB entre els períodes B1 i B2, -79% i $-90,5\%$, respectivament, és la forta disminució de concentracions (Taula 2). Actualment, l'aparició d'aquests compostos a l'atmosfera de les zones urbanes sense activitat industrial es relaciona principalment amb el tractament de residus, inclosa la incineració (EPA, 1986; Bailey, 2001; Martens *et al.*, 1998; Wegiel *et al.*, 2011). El període de confinament a Barcelona va comportar una reducció del $-24,6\%$ de la generació de residus urbans (una reducció de gairebé 20.000 tones de residus sòlids) que, al seu torn, va representar una disminució de la incineració entre el -25% i el -28% quan es quantifica com a emissió de CO_2 (Estat de la ciutat, 2020; Montlleo *et al.*, 2020). Aquestes reduccions poden haver contribuït a la disminució de les concentracions d'aquests compostos. Altres processos, per exemple, menys transport de materials, també pot haver estat rellevant per a la disminució observada.

L'HCB s'ha relacionat amb obesitat (Smink *et al.*, 2008; Valvi *et al.*, 2014), creixement fetal baix (Lopez-Espinosa *et al.*, 2016), interrupció de la funció tiroïdal (Sala *et al.*, 2001; Llop *et al.*, 2017) i incidència alta de càncer de tiroïdes (Grimalt *et al.*, 1994). Les concentracions trobades a Barcelona, $5,4\text{-}25,5 \text{ pg m}^{-3}$ (Taula 2), són generalment inferiors a les trobades en altres zones urbanes de l'Índia: valors mitjans de $120\text{-}260 \text{ pg m}^{-3}$ (Chakraborty *et al.*, 2010), Bangladesh: $70\text{-}685 \text{ pg m}^{-3}$ (Nost *et al.*, 2015), Bòsnia i Hercegovina: 34 pg m^{-3} (Lammel *et al.*, 2011), Nepal: $6,3\text{-}1.500 \text{ pg m}^{-3}$ (Pokhrel *et al.*, 2018) o Xina: 261 pg m^{-3} (Zhang *et al.*, 2010). Les concentracions de PeCB, $0,8\text{-}8,5 \text{ pg m}^{-3}$ a Barcelona són semblants a les descrites a Bòsnia i Hercegovina, $9,9 \text{ pg m}^{-3}$ (Lammel *et al.*, 2011).

Hexaclorociclohexans

Les concentracions atmosfèriques d' α i γ HCH també van disminuir de manera molt important, i entre -70 i -86% , respectivament. Les concentracions d'aquests compostos a Barcelona, $0,5\text{-}3,5 \text{ pg m}^{-3}$ i $3,9\text{-}12,9 \text{ pg m}^{-3}$, respectivament, són inferiors a les trobades en altres zones urbanes de l'Estat Espanyol: 37 pg m^{-3} de concentracions totals (De la Torre *et al.*, 2016).

Policlorobifenils

Les concentracions atmosfèriques de PCB durant el confinament també van disminuir de manera important, entre -34% i $-69,5\%$, -60% en els valors totals. Aquestes disminucions es van relacionar probablement amb la reducció del

TAULA 2. Concentracions mitjanes en fase gas (pg m^{-3})

Compostos		B1	B2	Variació %
PCBs	PCB28	6,8	2,8	-59
	PCB52	11	3,4	-68
	PCB101	15	6,1	-59
	PCB118	13	3,9	-69,5
	PCB138	6,7	4,4	-34
	PCB153	5,8	2,6	-56
	PCB180	s.d.l. ^a	s.d.l.	
	ΣPCBs	58,3	23,2	-60
OCs	HCB	25,5	5,4	-79
	PeCB	8,5	0,8	-90,5
	α-HCH	3,5	0,5	-86
	γ-HCH	12,9	3,9	-70
	ΣOCs	50,4	10,6	-79
PAHs	Fle	10.000	2.600	-75
	Phe	18.000	5.800	-68
	Flu	4.000	1.000	-75
	Pyr	3.500	680	-81
	B[a]ant	120	17	-87
	Chr+TriPh	240	63,5	-74
	ΣPAHs	35.860	10.160	-72
OPFRs	TBP	260	94	-64
	TCEP	230	270	19
	TCPP	4.800	4700	-3,3
	TDCP	129	187	45
	TPhP	284	268	-5,6
	ΣRFOs	5.703	5519	-3,2

TBP: tributilfosfat, TCEP: tris(2-cloroetil)fosfat, TCPP: tris(1-cloro-2-propil), TDCP: tris(1,3-dicloro-2-propil)fosfat, TPhP: trifenilfosfat

s.d.l.^a: sota límit de detecció

-24,6% en la generació de residus durant el tancament (Estat de la Ciutat, 2020; Montlleo *et al.*, 2020), ja que la incineració de residus urbans és una de les principals fonts de PCB a l'aire de les zones urbanes (Arp *et al.*, 2020; Neuwahl *et al.*, 2019) a causa de la presència d'aquests compostos als residus urbans i la seva alta resistència a la combustió (Neuwahl *et al.*, 2019).

Els PCB han estat relacionats amb un creixement fetal baix (Casas *et al.*, 2015; Lopez-Espinosa *et al.*, 2016), obesitat (Valvi *et al.*, 2012) o alteracions de la funció tiroïdal (Chevrier *et al.*, 2008). A més, s'han associat amb alteracions metabòliques de la 25-hidroxi-vitamina D3 (Morales *et al.*, 2013) i la neurotoxicitat (Grandjean i Landrigan, 2014). Les concentracions de PCBs totals a Barcelona 23-58 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Taula 2), en general, són menors que les trobades en altres zones urbanes d'Itàlia: 117 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Estellano *et al.*, 2012), Espanya: 122 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pozo *et al.*, 2009), França: 3100 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pozo *et al.*, 2009), Turquia: 153-376 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Kuzu, 2016), Argentina: 146-200 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Astoviza *et al.*, 2016; Tombesi *et al.*, 2014), Xile: 160 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pozo *et al.*, 2012), Canadà: 481 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Motelai-Massei *et al.*, 2005), Pakistan: 37-293 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Nasir *et al.*, 2014), Índia: 278 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pozo *et al.*, 2011), Xina: 600-7600 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Cui *et al.*, 2017) i Bangladesh: 7-1800 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Nost *et al.*, 2015). Les concentracions de Barcelona són semblants al Nepal: 1,2-47 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pokhrel *et al.*, 2018).

Hidrocarburs aromàtics policíclics

Els HAP també van mostrar una reducció important de les concentracions atmosfèriques, entre el -68% i el -87% (Taula 2). Els HAP atmosfèrics a les zones urbanes es generen principalment com a subproductes del transport motoritzat. Per tant, les diferències observades concorden amb la forta reducció del trànsit a Barcelona, -80%, durant el període de bloqueig (Estat de la ciutat, 2020; Montlleo *et al.*, 2020). Els HAP són compostos de gran preocupació mediambiental perquè són carcinògens i contaminants prioritaris (Baek *et al.*, 1991; Armstrong *et al.*, 2004). Els HAP a Barcelona 10,000-36,000 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ es troben en concentracions més baixes que a Estrasburg: 51,000 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Morville *et al.*, 2011) i Istanbul, 21,000-290,000 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Kuzu, 2016) i més altes que als EUA: 4100-12,000 $\text{pg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Pratt *et al.*, 2018).

Retardants de flama organofosforats

Els RFO van mostrar tendències diferents (Taula 2). El TBP va ser l'únic compost que mostrà una gran reducció de concentració, -64%, en el confinament. En canvi, els altres RFO van mostrar disminucions petites o fins i tot augments de les

concentracions atmosfèriques. Probablement això estigui relacionat amb les fonts fonamentalment diferents d'aquests compostos.

Els RFO són contaminants emergents que actualment s'utilitzen i produeixen en quantitats creixents per satisfer la demanda de materials ignífugs i plàstificants en materials de construcció, aplicacions industrials i productes per a la llar, inclosos els dispositius electrònics (Du *et al.*, 2019; Van der Veen i Boer, 2012). Els RFO són neuro tòxics, poden causar hemòlisi i alguns d'ells són cancerígens (Dishaw *et al.*, 2011; Van der Veen i De Boer, 2012). En comparació amb els contaminants històrics, els RFO solen mostrar concentracions relativament altes a l'aire lliure de zones urbanes i industrials (Liu *et al.*, 2016; Salamova *et al.*, 2014; Van Drooge *et al.*, 2018b). Les concentracions de TBP a Barcelona, 94-260 pg m^{-3} , són més baixes que les trobades en àrees urbanes d'Alemanya, 1.550 pg m^{-3} (Zhou *et al.*, 2017) i les de TCPP, 4.700-4.800 pg m^{-3} , són més altes que les trobades en aquestes zones urbanes, 2.700 pg m^{-3} (Zhou *et al.*, 2017). Les concentracions de TDCP, 129-187 pg m^{-3} , i de TPhP, 268-284 pg m^{-3} , són més altes que les trobades en aire urbà a Suècia, 7,6 pg m^{-3} i 47 pg m^{-3} , respectivament (Wong *et al.*, 2018).

Gasos contaminants i partícules

Les concentracions mitjanes de CO, PM₁₀, NO i NO₂ durant el confinament tenen valors inferiors als de la mitjana 2018-2019 (Taula 3). Aquesta diferència és la contrària en el cas de l'O₃, que és coherent amb la manca de NO durant el bloqueig i una major insolació durant els mesos de primavera. Un estudi inicial en les primeres setmanes de bloqueig (del 14 al 30 de març) va mostrar canvis semblants (Tobias *et al.*, 2020). En el nostre estudi, la comparació de les dades del període de confinament mitjançant un model bayesià (Prats *et al.*, 2021) també ha permès tenir en compte la influència dels efectes estacionals en els canvis. Les concentracions de contaminants del 2020 es van utilitzar com a sèrie de resposta i les dades mitjanes de contaminants del 2018-2019 com a sèrie de control, que no es va suposar afectada per les mesures de confinament. L'anàlisi de l'impacte causal de les concentracions de CO, NO i NO₂ durant els períodes de pre-confinament/confinament mostra variacions mitjanes estadísticament significatives de -28%, -76% i -52%, respectivament ($p = 0.0011$; Taula 3). Aquestes diferències són coherents amb una influència directa del confinament com a conseqüència de la forta davallada del trànsit de vehicles de motor.

La davallada en les concentracions de contaminants és més intensa en zones amb molt de trànsit com el centre de Barcelona, tot i que també es nota a les zones boscoses nord i oest, tal com es mostra en la figura 1. Aquests resultats es troben en el marge dels observats en altres estudis de diverses zones urbanes europees i mediterrànies que també van experimentar un confinament. Altres estudis a la ciutat de

Barcelona van indicar reduccions de la concentració de NO₂ en un -50% (Baldasano *et al.*, 2020), -47% a -61% (Petetin *et al.*, 2020) i -51% (Tobias *et al.*, 2020). Aquests valors són similars als trobats a Madrid, -39% a -59% (Petetin *et al.*, 2020), -62% (Baldasano *et al.*, 2020) i -35% a -50% (Shi *et al.*, 2021), i també a la mitjana espanyola normalitzada de meteorologia, -50% (Petetin *et al.*, 2020). Altres ciutats europees també van mostrar reduccions comparables de NO₂, com -61% a Milà (Collivignarelli *et al.*, 2020), -39% a Lucca i -39% a Florència (Donzelli *et al.*, 2020), -32% a Atenes (Grivas *et al.*, 2020), i una mica superior al -16%, -27%, -8%, -26% i -11% a Milà, Roma, Londres, París i Berlín, respectivament (Shi *et al.*, 2021).

Pel que fa a PM₁₀, també es va notar la disminució de la concentració (-37%; $p = 0,0011$). Aquest canvi és petit en comparació amb els observats per als gasos, excepte en el cas del CO, que suggereix que, a més del trànsit, altres fonts van contribuir a les concentracions atmosfèriques de PM₁₀ a la ciutat. Aquests resultats són semblants als trobats en altres estudis: -31% a Barcelona (Tobias *et al.*, 2020), -48% a Milà (Collivignarelli *et al.*, 2020) i -31% a Florència (Donzelli *et al.*, 2020); per CO: -58% a Milà (Collivignarelli *et al.*, 2020) i -35% a Atenes (Grivas *et al.*, 2020); i per NO: -42% a Pisa (Donzelli *et al.*, 2020).

Les reduccions de NO solen generar augments de les concentracions d'O₃ (Leighton, 1961). El model de predicció de sèries temporals bayesianes utilitzat aquí corregeix els efectes estacionals tenint en compte les dades dels dos anys

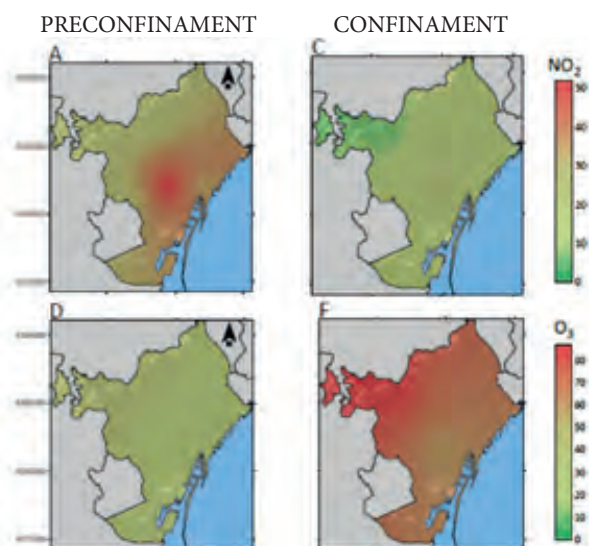
TAULA 3. Resultats del model bayesià de les concentracions de contaminants atmosfèrics en els períodes preconfinament/confinament

Les concentracions mitjanes durant el període de confinament es comparen amb les concentracions (\pm desviació estàndard, sd) predites pel model a partir de dades de 2018-2019. Es descriuen els intervals de confiança, valors p , i probabilitat dels canvis de concentració observats causats pel confinament.

Compost	Període	Concentracions mitjanes			Efecte del confin.		Casualitat	
		Mesurat	Predit \pm sd	95% CI	Efecte \pm sd	95% CI	Valor P	Probab.
CO (mg m ⁻³)	Confin.	0,22	0,30 \pm 0,02	[0,26, 0,34]	-28% \pm 6,4%	[-40%, -16%]	0,0011	99,89%
PM ₁₀ (μ g m ⁻³)	Confin.	19	31 \pm 2,2	[26, 35]	-37% \pm 7%	[-50%, -23%]	0,0011	99,89%
NO (μ g m ⁻³)	Confin.	7,4	31 \pm 4,3	[23, 40]	-76% \pm 14%	[-103%, -51%]	0,0011	99,89%
NO ₂ (μ g m ⁻³)	Confin.	22	47 \pm 2,0	[43, 51]	-52% \pm 4,2%	[-61%, -44%]	0,0011	99,89%
O ₃ (μ g m ⁻³)	Confin.	56	38 \pm 2,9	[33, 44]	45% \pm 7,4%	[31%, 59%]	0,0010	99,90%

anteriors i mostra un augment estadísticament significatiu de les concentracions d'O₃ en el període de confinament (+45%; p = 0,001; Taula 3). Els augments d'O₃ són generalitzats, però encara més intensos a les zones boscoses perquè al centre de la ciutat el NO del trànsit encara disminueix les concentracions d'aquest oxidant (Fig. 1). Són pocs els estudis que han mostrat aquest augment d'O₃ durant el període del confinament. No obstant, aquest ja s'observà en les primeres setmanes a Barcelona, +33% (Tobias *et al.*, 2020), i també a diverses ciutats europees, amb variacions del -2% al +30% (Shi *et al.*, 2021), i variacions molt més altes del +252% a Milà (Collivignarelli *et al.*, 2020).

FIGURA 1. Distribució espacial de NO₂ i O₃ en els períodes de preconfinament (15 d'octubre de 2019 - 9 de gener de 2020) i confinament (15 de març de 2020 - 22 de juny de 2020).



Els valors representats ($\mu\text{g m}^{-3}$) són les mitjanes de les mesures diürnes entre les 7 i 20 h. Les zones nord i oest són boscoses. Les dades s'han obtingut a partir de les estacions de la Generalitat de Catalunya.

3. CONCLUSIONS

Mentre que en el període de confinament s'observen davallades importants de compostos organoclorats, hidrocarburs aromàtics policíclics, alguns RFO, NO, NO₂, CO i PM_{2,5}, altres compostos com alguns RFO no canvien o pugen, i les concentracions d'O₃ augmenten de manera molt important.

BIBLIOGRAFIA

- ARMSTRONG, B.; HUTCHINSON, E.; UNWIN, J.; FLETCHER, T. (2004). «Lung Cancer Risk after Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A review and Meta-Analysis, Environ». *Health Perspect.* 112, p. 970-978.
- ARP, H. P. H.; MORIN, N. A. O.; Andersson, P. L.; HALE, S. E.; WANIA, F.; BREIVIK, K.; BREEDVELD, G. D. (2020). «The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities». *Sci. Total Environ.* 715, 136824.
- ASTOVIZA, M. J.; CAPPELLETTI, N.; BILOS, C.; MIGOYA, M. C.; COLOMBO, J. C. (2016). «Airborne PCB patterns and urban scale in the Southern Río de la Plata Basin, Argentina». *Sci. Total Environ.* 572, p. 16-22.
- BAEK, S. O.; FIELD, R. A.; GOLDSTONE, M. E.; KIRK, P. W.; LESTER, J. N.; PERRY, R. (1991). «A review of atmospheric polycyclic hydrocarbons: Sources, fate and behavior». *Water Air Soil Pollut.* 60, p. 279-300.
- BAILEY R. E. (2001). «Global hexachlorobenzene emissions». *Chemosphere* 43, p. 167-182.
- BALDASANO, J. M. (2020). «COVID-19 lockdown effects on air quality by NO₂ in the cities of Barcelona and Madrid (Spain)». *Sci. Total Environ.* 741, 140353.
- CASAS, M.; NIEUWENHUIJSEN, M.; MARTINEZ, D.; BALLESTER, F.; BASAGAÑA, X.; BARTERRECHEA, M.; CHATZI, L.; CHEVRIER, L.; EGGESBO, M.; FERNANDEZ, M. F.; GOVARTS, E.; GUXENS, M.; GRIMALT, J. O.; HERTZ-PICCIOTTO, I.; ISZATT, N.; KASPER-SONNENBERG, M.; KIVIRANTA, H.; KOGEVINAS, M.; PALKOVICOVA, L.; RANFT, U.; SCHOETERS, G.; PATELAROU, E.; SKAALUM PETERSEN, M.; TORRENT, M.; TRNOVEC, T.; VALVI, D.; VASE TOFT, G.; WEIHE, P.; WEISGLUS-KUPERUS, N.; WILHELM, M.; WITTSIEPE, J.; VRIJHEID, M.; BONDE, J. P. (2015). «Prenatal exposure to PCB-153, p,p'-DDE and birth outcomes in 9000 mother-child pairs: Exposure-response relationship and effect modifiers». *Environ. Int.* 74, p. 23-31.
- CHAKRABORTY, P.; ZHANG, G.; LI, J.; XU, Y.; LIU, X.; TANABE, S.; JONES, K. C. (2010). «Selected organochlorine pesticides in the atmosphere of major Indian cities: levels, regional versus local variations, and sources». *Environ. Sci. Technol.*, 44, p. 8038-8043.
- CHEVRIER, J.; ESKENAZI, B.; HOLLAND, N.; BRADMAN, A.; BARR, D. B. (2008). «Effects of exposure to polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides on thyroid function during pregnancy». *Am. J. Epidemiol.* 168, p. 298-310.
- COLLIVIGNARELLI, M. C.; ABBÀ, A.; BERTANZA, G.; PEDRAZZANI, R.; RICCIARDI, P.; MIINO, M. C. (2020). «Lockdown for CoViD-2019 in Milan: What are the effects on air quality?» *Sci. Total Environ.* 732, 139280.

- CUI, S.; FU, Q.; LI, Y.-F.; LI, T.-X.; LIU, D.; DONG, W.-C.; WANG, M.; LI, K.-Y. (2017). «Spatial-temporal variations, possible sources and soil-air exchange of polychlorinated biphenyls in urban environments in China». *RSC Adv.* 7, 14797.
- DE LA TORRE, A.; SANZ, P.; NAVARRO, I.; MARTÍNEZ, M. A. (2016). «Time trends of persistent organic pollutants in Spanish air». *Environ. Pollut.* 217, 26–32.
- DONZELLI, G.; CIONI, L.; CANCELLIERI, M.; MORALES, A. L.; SUÁREZ-VARELA, M. M. M. (2020). «The Effect of the Covid-19 lockdown on air quality in three Italian medium-sized cities». *Atmosphere* 11, 1118.
- DU, J.; LI, H., XU, S.; ZHOU, Q.; JIN, M.; TANG, J. (2019). «A review of organophosphorus flame retardants (OPFRs): occurrence, bioaccumulation, toxicity, and organism exposure». *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, p. 22126-22136.
- EPA (1986). «Exposure assessment for hexachlorobenzene». Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances. EPA 560/5-86-019 [en línia]: <<https://nepis.epa.gov/Exec/ZyPDF.cgi?Dockey=9100AMPP.PDF>>
- Estat de la Ciutat. Informe Ajuntament de Barcelona* (2020) [en línia]: <<https://ajuntament.barcelona.cat/premsa/wp-content/uploads/2020/06/200626-Informe-Estat-de-la-ciutat-2019-Document-complementari.pdf>>
- ESTELLANO, V. H.; POZO, K.; HARNER, T.; CARSOLINI, S.; FOCARDI, S. (2012). «Using PUF disk passive samplers to simultaneously measure air concentrations of persistent organic pollutants (POPs) across the Tuscany Region, Italy». *Atmos. Pollut. Res.* 3, p. 88-94.
- GRANDJEAN, P.; LANDRIGAN, P. J. (2014). «Neurobehavioural effects of developmental toxicity». *Lancet Neurol.* 13, p. 330-338.
- GRIMALT, J. O.; SUNYER, J.; MORENO, V.; AMARAL, O. C.; SALA, M.; ROSELL, A.; ANTO, J. M.; ALBAIGES, J. (1994). «Risk excess of soft-tissue sarcoma and thyroid cancer in a community exposed to airborne organochlorinated compound mixtures with a high hexachlorobenzene content». *Int. J. Cancer.* 56, p. 200-203.
- GRIVAS, G.; ATHANASOPOULOU, E.; KAKOURI, A.; BAILEY, J.; LIAKAKOU, E.; STAVROULAS, I.; KALKAVOURAS, P.; BOUGIATIOTI, A.; KASKAOUTIS, D. G.; RAMONET, M.; MIHALOPOULOS, N.; GERASOPOULOS, E. (2020). «Integrating in situ measurements and city scale modelling to assess the COVID-19 lockdown effects on emissions and air quality in Athens, Greece». *Atmosphere*, 11, p. 1174.
- KUZU, S. L. (2016). «Compositional Variation of PCBs, PAHs, and OCPs at Gas Phase and Size Segregated Particle Phase during Dust Incursion from the Saharan Desert in the Northwestern Anatolian Peninsula». *Adv. Meteorol.* 7153286.

- LAMMEL, G.; KLANOVA, J.; ERIC, L.; ILIC, P.; KOHOUTEK, J.; KOVACIK, I. (2011). «Sources of organochlorine pesticides in air in an urban Mediterranean environment: volatilization from soil». *J. Environ. Monit.* 13, p. 3358-3364.
- LEIGHTON, P. A. (1961). *Photochemistry of Air Pollution*. Nova York: Academic Press.
- LIU, D.; LIN, T.; SHEN, K.; LI, J.; YU, Z.; ZHANG, G. (2016). «Occurrence and concentrations of halogenated flame retardants in the atmospheric fine particles in Chinese cities». *Environ. Sci. Technol.* 50, p. 9846-9854.
- LLOP, S.; MURCIA, M.; ALVAREZ-PEDREROL, M.; GRIMALT, J. O.; SANTA MARINA, L.; JULVEZ, J.; GOÑI-IRIGOYEN, F.; ESPADA, M.; BALLESTER, F.; REBAGLIATO, M.; LÓPEZ-ESPINOSA, M. J. (2017). «Association between exposure to organochlorine compounds and maternal thyroid status: Role of the iodothyronine deiodinase 1 gene». *Environ. Int.* 104, p. 83-90.
- LÓPEZ-ESPINOSA, M. J.; MURCIA, M.; INIGUEZ, C.; VIZCAÍNO, E.; COSTA, O.; FERNÁNDEZ-SOMOANO, A.; BASTERRECHEA, M.; LERTXUNDI, A.; GUXENS, M.; GASCÓN, M.; Goñi-IRIGOYEN, F.; GRIMALT, J. O.; TARDÓN, A.; BALLESTER, F. (2016). «Organochlorine compounds and ultrasound measurements of fetal growth in the INMA Cohort (Spain)». *Environ. Health Persp.* 124, p. 157-163.
- MARTENS, D.; BALTA-BROUMA, K.; BROTSACK, R.; MICHALKE, B.; SCHRAMMEL, P.; KLIMM, C.; HENKELMANN, B.; OXYNOS, K.; SCHRAMM, K.-W.; DIAMADOPOULOS, E.; KETTRUP, A. (1998). «Chemical impact of uncontrolled solid waste combustion to the vicinity of the Kouroupitos Ravine, Crete, Greece». *Chemosphere* 36, p. 2855-2866 [en línia]: <[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)10242-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10242-9)>
- MONTLLIÓ, M.; RODRIGUEZ, G.; TAVARES, N.; MASVIDAL, M.; LAO, J.; CORAL, A.; SANROMA, I.; MARTINES, L.; CONDE, G.; LORCA, D. (2020). *Observatori COVID-19. Metabolisme de la Ciutat. City Hall of Barcelona* [en línia]: <https://www.barcelona.cat/barcelona-pel-clima/sites/default/files/documents/20200729-observatori_covid-19-metabolisme_de_la_ciutat.pdf>
- MORALES, E.; GASCON, M.; MARTINEZ, D.; CASAS, M.; BALLESTER, F.; RODRIGUEZ-BERNAL, C. L.; IBARLUZEA, J.; SANTA MARINA, L.; ESPADA, M.; GOÑI, F.; VIZCAINO, E.; GRIMALT, J. O.; SUNYER, J. (2013). «Associations between blood persistent organic pollutants and 25-hydroxyvitamin D3 in pregnancy». *Environ. Int.* 57-58, p. 34-41.
- MORVILLE, S.; DELHOMME, O., i MILLET, M. (2011). «Seasonal and diurnal variations of atmospheric PAH concentrations between rural, suburban and urban areas». *Atmos. Pollut. Res.* 2, p. 366-373.
- MOTELAY-MASSEI, A.; HARNER, T.; SHOEIB, M.; DIAMOND, M.; STERN, G.; ROSENBREG, B. (2005). «Using passive air samplers to assess urban-rural

- trends for persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons. 2. Seasonal trends for PAHs, PCBs, and organochlorine pesticides». *Environ. Sci. Technol.* 39, p. 5763-5773.
- NASIR, J.; WANG, X.; XU, B.; WANG, C.; JOSWIAK, D. R.; REHMAN, S.; LODHI, A.; SHAFIQ, S.; JILANI, R. (2014). «Selected organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in urban atmosphere of Pakistan: concentration, spatial variation and sources». *Environ. Sci. Technol.*, 48, p. 2610-2618.
- NEUWAHL, F.; CUSANO, G.; GOMEZ-BENAVIDES, J.; HOLBROOK, S.; ROUDIER, S. (2019). «Best available techniques (BAT). Reference document for waste incineration. Industrial Emission Directive 2010/75/EU. Integrated Pollution Prevention and Control». Publications Office of the European Union.
- NOST, T. H.; HALSE, A. K.; RANDALL, S.; BORGES, A. R.; SCHLABACH, M.; PAUL, A.; RAHMAN, A.; BREIVIK, K. (2015). «High concentrations of organic contaminants in air from ship breaking activities in Chittagong, Bangladesh». *Environ. Sci. Technol.*, 49, p. 11372-11380.
- PETETIN, H.; BOWDALO, D.; SORET, A.; GUEVARA, M.; JORBA, O.; SERRADELL, K.; GARCÍA-PANDO, C. P. (2020). «Meteorology-normalized impact of the COVID-19 lockdown upon NO₂ pollution in Spain». *Atmos. Chem. Phys.* 20, p. 11119-11141.
- POKHREL, B.; GONG, P.; WANG, X.; KHANAL, S. N.; REN, J.; WANG, C.; GAO, S.; YAO, T. (2018). «Atmospheric organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in urban areas of Nepal: spatial variation, sources, temporal trends, and long-range transport potential». *Atmos. Chem. Phys.* 18, p. 1325-1336.
- POZO, K.; HARNER, T.; LEE, S. C.; WANIA, F.; MUIR, D. C. G.; JONES, K. C. (2009). «Seasonally resolved concentrations of persistent organic pollutants in the global atmosphere from the first year of the GAPS Study». *Environ. Sci. Technol.* 43, p. 796-803.
- POZO, K.; HARNER, T.; LEE, S. C.; SINHA, R. K.; SENGUPTA, B.; LOEWEN, M.; GEETHALAKSHMI, V.; KANNAN, K.; VOLPI, V. (2011). «Assessing seasonal and spatial trends of persistent organic pollutants (POPs) in Indian agricultural regions using PUF disk passive air samplers». *Environ. Pollut.* 159, p. 646-653.
- POZO, K.; HARNER, T.; RUDOLPH, A.; OYOLA, G.; ESTELLANO, V. H.; AHUMADA-RUDOLPH, R.; GARRIDO, M.; POZO, K.; MABILIA, R.; FOCARDI, S. (2012). «Survey of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmosphere of rural, urban and industrial areas of Concepción, Chile, using passive air samplers». *Atmos. Poll. Res.* 3, p. 426-434.
- PRATS, R. M.; VAN DROOGE, B. L.; FERNÁNDEZ, P.; MARCO, E.; GRIMALT, J. O. (2021). «Changes in urban gas-phase persistent organic pollutants during the COVID-19 lockdown in Barcelona». *Front. Environ. Sci.* 9, 650539.

- PRATT, G. C.; HERBRANDSON, C.; KRAUSE, M. J.; SCHMITT, C.; LIPPERT, C. J.; MCMAHON, C. R.; ELLICKSON, K. M. (2018). «Measurements of gas and particle polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air at urban, rural and near-roadway sites». *Atmos. Environ.* 179, p. 268-278.
- SALA, M.; SUNYER, J.; HERRERO, C.; TO-FIGUERAS, J.; GRIMALT, J. O. (2001). «Association between serum concentration of hexachlorobenzene and polychlorobiphenyls with thyroid hormone and liver enzymes in a sample of the general population». *Occup. Environ. Med.* 58, p. 172-177.
- SALAMOVA, A.; HERMANSON, M. H., i HITES, R. A. (2014). «Organophosphate and halogenated flame retardants in atmospheric particles from a European Arctic site». *Environ. Sci. Technol.* 48, p. 6133-6140.
- SHI, Z.; SONG, C.; LIU, B.; LU, G.; XU, J.; VU, T. V.; ELLIOTT, R. J. R.; LI, W.; BLOSS, W. J.; HARRISON, R. M. (2021). «Abrupt but smaller than expected changes in surface air quality attributable to COVID-19 lockdowns». *Sci. Adv.* 7, no. 3, eabd6696.
- SMINK, A.; RIBAS-FITO, N.; GARCIA, R.; TORRENT, M.; MENDEZ, M. A.; GRIMALT, J. O.; SUNYER, J. (2008). «Exposure to hexachlorobenzene during pregnancy increases the risk of overweight in children aged 6 years». *Acta Paediatr.* 97, p. 1465-1469.
- TOBIAS, A.; CARNERERO, C.; RECHE, C.; MASSAGUÉ, J.; VIA, M.; MINGUILLÓN, M. C.; ALASTUEY, A.; QUEROL, X. (2020). «Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic». *Sci. Total Environ* 726, 138540.
- TOMBESI, N.; POZO, K., i HARNER, T. (2014). «Persistent organic pollutants (POPs) in the atmosphere of agricultural and urban areas in the Province of Buenos Aires in Argentina using PUF disk passive air samplers». *Atmos. Pollut. Res.* 5, p. 170-178.
- VALVI, D.; MENDEZ, M. A.; MARTINEZ, D.; GRIMALT, J. O.; TORRENT, M.; SUNYER, J.; VRIJHEID, M. (2012). «Prenatal concentrations of polychlorinated biphenyls, DDE, and DDT and overweight in children. A prospective birth cohort study». *Environ. Health Persp.* 120, p. 451-457.
- VALVI, D.; MENDEZ, M. A.; GARCIA-ESTEBAN, R.; BALLESTER, F.; IBARLUZEA, J.; GOÑI, F.; GRIMALT, J. O.; LLOP, S.; MARINA, L. S.; VIZCAINO, E.; SUNYER, J.; VRIJHEID, M. (2014). «Prenatal exposure to persistent organic pollutants and rapid weight gain and overweight in infancy». *Obesity* 22, p. 488-496.
- VAN DER VEEN, I.; DE BOER, J. (2012). «Phosphorus flame retardants: Properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis». *Chemosphere* 88, p. 1119-1153 [en línia]: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.067>

- VAN DROOGE, B. L.; GRIMALT, J. O. (2015). «Particle size-resolved source apportionment of primary and secondary organic tracer compounds at urban and rural locations in Spain». *Atmos. Chem. Phys.* 15, p. 7735-7752.
- VAN DROOGE, B. L.; FONTAL, M.; FERNÁNDEZ, P.; FERNÁNDEZ, M. A.; MUÑOZ-ARNANZ, J.; JIMÉNEZ, B.; GRIMALT, J. O. (2018a). «Organic molecular tracers in atmospheric PM1 at urban intensive traffic and background sites in two high-insolation European cities». *Atmos. Environ.* 188, p. 71-81.
- VAN DROOGE, B. L.; RAMOS GARCÍA, D., i LACORTE, S. (2018b). «Analysis of organophosphorus flame retardants in submicron atmospheric particulate matter (PM1)». *AIMS Environ. Sci.* 5, p. 294-304.
- WEGIEL, M.; CHRZASZCZ, R.; MASLANKA, A.; GROCHOWALSKI, A. (2011). «Study on the determination of PCDDs/Fs and HCB in exhaust gas». *Chemosphere* 85, p. 481-486.
- WONG, F.; DE WIT, C. A., i NEWTON, S. R. (2018). «Concentrations and variability of organophosphate esters, halogenated flame retardants, and polybrominated diphenyl ethers in indoor and outdoor air in Stockholm, Sweden». *Environ. Pollut.* 240, p. 514-522.
- ZHANG, W.; YE, Y.; HU, D.; QU, L.; WANG, X. (2010). «Characteristics and transport of organochlorine pesticides in urban environment: air, dust, rain, canopy, throughfall, and runoff». *J. Environ. Monit.* 12, p. 2153-2160.
- ZHOU, L.; HILTSCHER, M.; GRUBER, D.; PÜTTMANN, W. (2017). «Organophosphate flame retardants (OPFRs) in indoor and outdoor air in the Rhine/Main area, Germany: comparison of concentrations and distribution profiles in different microenvironments». *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, p. 10992-11005.