

Regió Metropolitana de Barcelona
Territori·Estratègies·Planejament

REPTES I OPORTUNITATS DE LA INFRAESTRUCTURA VERDA METROPOLITANA



Papers

64

Regió Metropolitana de Barcelona
Territori·Estratègies·Planejament

Papers

64

Regió Metropolitana de Barcelona
Territori·Estratègies·Planejament

**REPTES I
OPORTUNITATS DE LA
INFRAESTRUCTURA
VERDA
METROPOLITANA**

Papers. Regió Metropolitana de Barcelona és una publicació de l'Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona sota el patrocini i l'impuls de l'Ajuntament de Barcelona, l'Àrea Metropolitana de Barcelona i la Universitat Autònoma de Barcelona.

Consell de Redacció:

Consell acadèmic de l'IERMB

Les opinions expressades en els treballs publicats són d'exclusiva responsabilitat de les persones que n'assumeixen l'autoria.

Reptes i Oportunitats de la Infraestructura Verda Metropolitana

L'edició d'aquest número de **Papers** ha estat a cura de:
Joan Marull, María José LaRota-Aguilera i Joan Pino

Distribució i subscripcions

Publicacions IERMB
93 586 88 80 – iermb@uab.cat

Per més informació consulteu <https://iermb.uab.cat>

Para la versión en castellano consultar: <https://iermb.uab.cat/es/revista-papers-cas/numeros-publicados>
Bellaterra, Desembre 2021

Dipòsit legal: B 20512-2021

ISBN: 978-84-92940-49-3

ISSN: 1888-3621 (Versió impresa)

ISSN: 2013-7958 (Versió en línia)

© Àrea Metropolitana de Barcelona
Universitat Autònoma de Barcelona
Ajuntament de Barcelona

SUMARI

- 10**
Joan Marull
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- María José LaRota-Aguilera**
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
CREAF, Universitat Autònoma Barcelona
- Joan Pino**
CREAF, Universitat Autònoma Barcelona
- 14**
Salvador Rueda Palenzuela
Fundació Ecologia Urbana i Territorial
- 32**
Lorena Maristany, Sílvia Mas
Universitat Politècnica de Catalunya
- 46**
Carles Llop
Universitat Politècnica de Catalunya
- Konstantinos Kourkoutas**
Universitat Autònoma de Barcelona
- 60**
Jacob Cirera, Annalisa Giocoli
Servei de Redacció del PDU,
Àrea Metropolitana de Barcelona
- 76**
Joan Marull
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- María José LaRota-Aguilera**
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- Roc Padró**
Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible
- Annalisa Giocoli**
Àrea Metropolitana de Barcelona
- Jacob Cirera**
Àrea Metropolitana de Barcelona
- Tarik Serrano-Tovar**
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- Nuría Ruiz Forés**
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- Raúl Velasco-Fernández**
Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona
- REPTES I OPORTUNITATS DE LA INFRAESTRUCTURA VERDA METROPOLITANA EN EL CONTEXT DE LA CRISI SOCIOECOLÒGICA ACTUAL**
- EL VERD DE BARCELONA: DE LA CIUTAT INTRAMURS A LES SUPERILLES**
- PROCESOS Y DINÁMICAS DE LOS ESPACIOS ABIERTOS DE LA REGIÓN URBANA DE BARCELONA. LA ECOLOGÍA REGIONAL COMO NUEVO PARADIGMA PARA LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL**
- THE METROPOLIS IN RE-COMPOSITION: THE REGENERATION OF CONTEMPORARY METROPOLITAN MOSAICS**
- LA INFRAESTRUCTURA VERDA EN EL PLA DIRECTOR URBANÍSTIC METROPOLITÀ**
- ESP AIS OBERTS I TRANSICIÓ SOCIOECOLÒGICA. NOVES EINES D'ANÀLISI PER A UNA PLANIFICACIÓ TERRITORIAL SOSTENIBLE**

86

Enric Tello

Universitat de Barcelona

Claudio Cattaneo

Universitat Autònoma de Barcelona

José Ramón Olarieta

Universitat de Lleida

Vera Sacristán

Universitat Politècnica de Catalunya

LA PÈRDUA DE PAISATGE EN MOSAIC I
D'EFICIÈNCIA METABÒLICA AGRÀRIA A LA REGIÓ
METROPOLITANA DE BARCELONA (1956-2009)

104

Pino Joan

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Corina Basnou

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Javier Gordillo

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Yolanda Melero

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Roser Rotchés

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Josep Maria Espelta

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

LA INFRAESTRUCTURA VERDA I LA BIODIVERSITAT
METROPOLITANA

118

Francesc Baró

Department of Geography, Vrije Universiteit Brussel

Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA),

Universitat Autònoma de Barcelona

Sara Maestre Andrés

Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA),

Universitat Autònoma de Barcelona

EL PAPER DE LA INFRAESTRUCTURA VERDA
METROPOLITANA EN RELACIÓ AMB LA QUALITAT
DE L'AIRE I LA MITIGACIÓ I ADAPTACIÓ AL CANVI
CLIMÀTIC

130

Tarik Serrano-Tovar

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

Roc Padró

Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible

Maria José La Rota-Aguilera

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

Raúl Velasco-Fernández

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

Joan Marull

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

METABOLISMO HÍDRICO DE LA INFRAESTRUCTURA
VERDE DEL ÁREA METROPOLITANA DE BARCELONA

142

Raúl Velasco-Fernández

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans
de Barcelona

Tarik Serrano-Tovar

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans
de Barcelona

Pau Guzmán

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Joan Pino

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Isabel Martín

Àrea Metropolitana de Barcelona

Jordi Bordanove

Àrea Metropolitana de Barcelona

Marcos Gonzalez

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans
de Barcelona

Joan Marull

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans
de Barcelona

ANÀLISI SOCIOECOLÒGICA INTEGRADA DE LA XARXA METROPOLITANA DE PARCS

154

Gara Villalba

Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA),
Universitat Autònoma de Barcelona

OPPORTUNITIES FOR GREEN INFRASTRUCTURE TO OPTIMIZE THE URBAN METABOLISM OF RESOURCES

160

Fulvia Calcagni

Institute of Environmental Science and Technology
(ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona

Johannes Langemeyer

Institute of Environmental Science and Technology
(ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona

Department of Geography,

Humboldt Universität zu Berlin

UNDERSTANDING THE RELATIONAL VALUES BETWEEN PEOPLE AND NATURE THROUGH THE OBSERVATION OF VIRTUAL COMMUNITIES

172

Zbigniew Jakub Grabowski

Cary Institute of Ecosystem Studies
Urban Systems Lab, The New School

Timon McPhearson

Cary Institute of Ecosystem Studies
Urban Systems Lab, The New School

Stockholm Resilience Center, Stockholm University

Katinka Wijsman

Urban Systems Lab, The New School

Luis Ortiz

Urban Systems Lab, The New School

Pablo Herreros-Cantis

Urban Systems Lab, The New School

THE CASE OF GREEN INFRASTRUCTURE IN NEW YORK CITY (USA): ECOLOGICAL SPONTANEITY AND INFRASTRUCTURALIZATION IN THE CONTEXT OF SETTLER COLONIALISM, CAPITALISM, AND WHITE SUPREMACY

182

Marion Kruse

Norwegian Institute for Nature Research

David N. Barton

Norwegian Institute for Nature Research

Zander Venter, Megan Nowell

Norwegian Institute for Nature Research

Zofie Cimburova

Norwegian Institute for Nature Research

**MAKING URBAN ECOSYSTEM MAPPING
ACCESSIBLE TO THE PUBLIC: THE URBAN NATURE
ATLAS OF OSLO (NORWAY)**

190

Carolina Rojas

Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales,

Pontificia Universidad Católica de Chile

Centro de Desarrollo Urbano Sustentable

**EVIDENCIAS DEL IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN
EN EL SISTEMA DE HUMEDALES DEL ÁREA
METROPOLITANA DE CONCEPCIÓN (CHILE)**

200

María José LaRota-Aguilera

CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

Joan Marull

Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans

de Barcelona

Esneider Rojas-Ultengo

Investigador independiente

**APLICACIÓN DE UN MODELO INTEGRADO
DE METABOLISMO-PAISAJE PARA LOS ANDES
TROPICALES: EL CASO DE LA INFRAESTRUCTURA
VERDE METROPOLITANA DE CALI (COLOMBIA)**

216

Asef Darvishi

Department of Environmental Planning and Design,

Environmental Sciences Research Institute, Shahid

Metropolitan Laboratory of Ecology and Territory

of Barcelona, IERMB, Autonomous University

of Barcelona

Maryam Yousefi

Department of Environmental Planning and Design,

Environmental Sciences Research Institute, Shahid

Beheshti University, Tehran, Iran

Metropolitan Laboratory of Ecology and Territory

of Barcelona, IERMB, Autonomous University

of Barcelona

**USING WATER YIELD ECOSYSTEM SERVICES TO
ASSESS WATER SCARCITY IN A METROPOLITAN
ARID ENVIRONMENT IN QAZVIN REGION (IRAN)**

REPTES I OPORTUNITATS DE LA INFRAESTRUCTURA VERDA METROPOLITANA EN EL CONTEXT DE LA CRISI SOCIOECOLÒGICA ACTUAL

Les àrees metropolitanes estan introduint en el seu planejament un nou paradigma, adoptat per la Unió Europea en temps relativament recents (European Commission, 2010): que els seus espais oberts constitueixen, a més d'un conjunt d'hàbitats d'elevat valor natural, una infraestructura verda proveïdora de serveis ecosistèmics dels quals depèn tant la qualitat de vida de la ciutadania que habita l'espai construït com la possibilitat de desenvolupar una economia més circular i sostenible que l'actual. Aquest canvi de paradigma es considera essencial perquè les metròpolis puguin desplegar el rol que els pertoca en els Objectius de Desenvolupament Sostenible proposats en l'Agenda 2030 de les Nacions Unides i assumits pels governs espanyol i català.

Tanmateix, el debat que s'ha dut a terme per concretar aquest nou enfocament de la interdependència entre l'espai construït i l'espai obert també ha posat de manifest la necessitat de conèixer i avaluar les interaccions que es donen —o que es podrien donar— entre aquests espais (van Vliet, 2019). Entomar aquest repte requereix una altra mirada sobre els sistemes socioambientals metropolitans, que n'identifiqui el paper en el funcionament del territori i en permeti quantificar els fluxos de matèria i energia que es mouen en ambdues direccions. Això permetrà comprendre com aquest bescanvi configura una determinada biodiversitat i unes determinades estructures d'usos del sòl que s'expressen en paisatges que han de proveir d'uns serveis ecosistèmics vitals per a la sostenibilitat de les metròpolis i l'adaptació al canvi global.

El 55,3% de la població mundial (4.220 milions de persones) habitava en àrees urbanes en acabar la primera dècada del segle XXI, i es calcula que un 60,4% de la població mundial (5.167 milions de persones) habitarà en una ciutat d'almenys 500.000 habitants cap al 2030 (United Nations, 2019). Aquest creixement urbà comportarà un important increment de la demanda d'energia, aliments i materials, i una expansió de l'espai construït, aproximadament d'1,2 milions de km² en tot el món (Seto et al., 2012). També suposarà una degradació i fragmentació del territori molt considerable, comportant una greu pèrdua d'hàbitats i d'espècies, i compromentent la funcionalitat dels ecosistemes i la seva capacitat per proveir de serveis ecosistèmics la societat (Riley et al., 2003; McDonald et al., 2013; Liu et al., 2016).

Aquest escenari de creixement urbà comporta grans reptes per a la sostenibilitat de les metròpolis, especialment en relació amb la mitigació i adaptació al canvi climàtic (Demuzere et al., 2014), la disponibilitat i qualitat de l'aigua, la provisió d'aliments i altres recursos naturals, o la gestió de residus (Chen, 2007; Satterthwaite et al., 2010). Reptes que transcendeixen els límits urbans i involucren entorns periurbans i rurals. Per aquesta raó, una de les preguntes que cal fer-se és com planificar el desenvolupament d'aquests territoris altament antropitzats, compaginant el creixement poblacional amb les seves demandes metabòliques, la conservació dels ecosistemes i la protecció de la biodiversitat, posant el focus en el benestar humà. Resulta evident que per planificar les metròpolis és fonamental una perspectiva socioecològica (Pickett et al., 2011) i un tractament del territori com a sistema (Marull et al., 2021).

Això implica la consideració d'una miriada d'interaccions entre diverses perspectives, com ara l'ecològica, l'econòmica, la social, la cultural o la tecnològica, que incloguin els elements clau al llarg del gradient urbà-rural. Una aproximació per abordar aquest repte són les solucions basades en la natura (Cohen-Shacham et al., 2016; Maes i Jacobs, 2017), i particularment les relacionades amb la implementació d'una 'infraestructura verda' metropolitana. Tot i que aquest és un concepte força ampli en la seva definició i aplicació (per exemple, podem parlar d'infraestructura verda com una eina estructural dels paisatges, però també com un marc estratègic per a la planificació territorial), es troba relativament consolidat i actualment és el focus d'importants debats sobre la sostenibilitat de les metròpolis (Chatzimitor et al., 2020).

La infraestructura verda es defineix com una xarxa d'àrees naturals i seminaturals que ha estat estratègicament planificada i administrada amb l'objectiu de «donar suport a les espècies natives, mantenir els processos ecològics naturals, sostenir els recursos d'aire i aigua, i contribuir a la salut i la qualitat de vida de les comunitats i les persones» (Benedict i McMahon, 2002). Aquesta xarxa pot estar constituïda per espais oberts molt diversos, en zones rurals i urbanes, tant terrestres com d'aigua dolça, costaneres i marines. Inclouen des de parcs i reserves naturals fins a vies verdes i servituds de conservació, terres agrícoles i altres elements creats per l'ésser humà, com ara ecoductes o carrils bici (Naumann et al., 2011). En

aquest sentit, el concepte de 'multifuncionalitat' de la infraestructura verda és fonamental, ja que està directament associat a la capacitat que té aquesta xarxa i els seus components de proveir la societat d'importants serveis ecosistèmics que sovint no tenen substituïts (Hansen i Pauleit, 2014; Tzoulas et al., 2007), promovent la cohesió social i el funcionament dels ecosistemes (Salomaa et al., 2017).

Tot i que el concepte d'infraestructura verda s'està aplicant cada cop més a nivell internacional, els seus principals avenços en matèria d'implementació en diferents àrees i regions metropolitanes s'han produït principalment al Nord Global, i especialment a Europa, on ha aconseguit consolidar-se com un element essencial de les principals estratègies per afrontar el canvi climàtic (EU Adaptation Strategy) i la pèrdua de biodiversitat (EU Biodiversity Strategy 2030). Per exemple, aquesta darrera estratègia cerca la consolidació d'una xarxa transeuropea d'espais oberts, basada en l'enfortiment de l'actual Xarxa Natura 2000, restaurant i connectant millor els ecosistemes dels diversos territoris, millorant la connectivitat ecològica i la provisió de serveis ecosistèmics (European Commission, 2021).

Des de la Directiva Hàbitats (article 10) s'instà els Estats membres de la UE a millorar la coherència ecològica de la xarxa Natura 2000. En particular, per a Espanya, l'article 46 de la Llei 42/2007, del Patrimoni Natural i la Biodiversitat, emplaça les comunitats autònomes a «fomentar, en el marc de les seves polítiques mediambientals i d'ordenació territorial, la conservació de corredors ecològics i la gestió d'aquells elements del paisatge i àrees territorials que resulten essencials o tenen primordial importància per a la migració, la distribució geogràfica i l'intercanvi genètic entre poblacions d'espècies de fauna i flora silvestres». Per al cas de l'Àrea Metropolitana de Barcelona, l'alta fragmentació dels espais oberts, l'homogeneïtzació del paisatge i els efectes sobre el canvi climàtic, entre altres impactes derivats de les activitats urbanes i industrials, són les principals amenaces per a la sostenibilitat d'aquest territori i el principal desafiament per a una infraestructura verda funcional. És per això que des de la planificació territorial (com ara el Pla Director Urbanístic metropolità, en curs d'elaboració) es treballa per desenvolupar eines que guiaran les normatives necessàries, a escales supramunicipals i locals, per assolir els objectius de millora de la connectivitat ecològica, naturalitzar el territori, potenciar els valors de la matriu biofísica i millorar l'eficiència del metabolisme urbà, minimitzant els impactes ambientals tot potenciant els valors, funcions i serveis de la infraestructura verda (Àrea Metropolitana de Barcelona, 2020).

Tanmateix, malgrat aquest marc estratègic i el seu suport politicolegislatiu, encara existeixen reptes importants per a la correcta i efectiva implementació territorial de la infraestructura verda a l'Àrea Metropolitana de Barcelona. Sense anar més lluny, actualment (2021) està en debat l'ampliació de l'aeroport del Prat, que podria ocasionar impactes irreversibles en les escasses zones humides que encara resten a la metròpoli, essencials per a la regulació del sistema hídric deltaic i la biodiversitat que acull. I no fa tant de temps (2012), es van arribar a considerar macroprojectes

d'oci i joc, com ara Eurovegas, que haurien afectat greument el Parc Agrari del Baix Llobregat (unes 800 hectàrees), essencial per a la provisió d'aliments i el funcionament ecopaisatgístic d'un territori amb tantes pressions urbanístiques i infraestructurals com el metropolità de Barcelona. Serveixen aquests dos exemples per constatar la fragilitat de la infraestructura verda metropolitana davant d'inversions econòmiques amb gran capacitat transformadora del territori, i, per tant, per mostrar també la necessitat de consolidar, tan aviat com sigui possible, una infraestructura verda que permeti afrontar els importants reptes socioecològics actuals i futurs. Algunes de les preguntes que cal fer-se es refereixen justament a com s'hauria de fer aquesta implementació territorial de la infraestructura verda metropolitana, a escala local però també supramunicipal, i com avaluar-ne la funcionalitat des d'un punt de vista sistèmic, així com la seva capacitat de proveir serveis ecosistèmics a la societat (Slätmo et al., 2019; Chatzimentor et al., 2020). L'encara àmplia —i en ocasions difusa— definició d'infraestructura verda, a la pràctica no ha permès que convergeixin les visions dels diversos actors territorials per arribar a consensos entre model econòmic, benestar social, conservació de la biodiversitat i planejament urbanístic, posem per cas.

Per entomar aquests reptes, l'any 2018 es va posar en marxa el Laboratori Metropolità d'Ecologia i Territori de Barcelona (LET). El LET es constitueix per mitjà d'un acord entre l'Àrea Metropolitana de Barcelona, l'Institut d'Estudis Regionals i Metropolitanos de Barcelona i el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF). El LET es proposa quatre objectius fonamentals: completar i actualitzar les bases de dades i la informació cartogràfica sobre les variables biofísiques més significatives a la metròpoli de Barcelona, d'acord amb les administracions implicades, perquè puguin ser utilitzades en la planificació sostenible del territori; fer un seguiment de les dimensions clau (eficiència metabòlica, conservació de la biodiversitat, funcionament del paisatge, serveis ecosistèmics, canvi climàtic i cohesió social) i les eines de planificació (infraestructura verda, agricultura periurbana, etc.) del territori metropolità; impulsar la recerca aplicada per generar coneixement sobre el sistema socioecològic metropolità i identificar elements crítics/estratègics per al planejament i la gestió del territori; i elaborar eines innovadores per a la transferència d'informació i la participació ciutadana. L'objectiu d'aquest monogràfic de *Papers 64*, coordinat pel LET, és d'identificar els reptes i les oportunitats que ofereix actualment la implementació del concepte d'infraestructura verda metropolitana.

Com es veurà al llarg del monogràfic, són diverses les aproximacions a l'estudi de la infraestructura verda. Això es reflecteix en el prolífic desenvolupament de mètodes i reflexions al voltant d'aquest concepte, però també es presenta com un gran desafiament a l'hora d'incorporar-lo en polítiques públiques efectives, així com per assegurar-ne la monitorització i assolir els objectius traçats al voltant de la conservació de la biodiversitat, la mitigació del canvi climàtic i la protecció dels ecosistemes. Hi trobarem articles amb recerques aplicades a problemàtiques reals de la infraestructura verda en diferents àrees metropolitanes, en les quals es presenten diverses aproximaci-

ons per comprendre i superar reptes com ara la pèrdua de l'heterogeneïtat i funcionalitat dels paisatges metropolitanos i els impactes que això comporta sobre la biodiversitat i la prestació de serveis ecosistèmics. Sobresurten marcs conceptuals com el metabolisme social, l'ecologia del paisatge i la teoria de sistemes, integrats a través d'eines com ara Sistemes d'Informació Geogràfica, Anàlisis Socioecològiques Integrades i Sistemes de Suport a la Decisió, amb un gran potencial com a instruments de planificació territorial. Així mateix, és transversal a les contribucions d'aquest monogràfic el diàleg amb polítiques públiques relacionades amb la planificació de la infraestructura verda.

A més del present article introductori, el monogràfic presenta 17 articles escrits per autors experts en diferents àrees de coneixement, des de les ciències ambientals, la biologia i l'ecologia, passant per l'arquitectura, l'urbanisme i la geografia, fins a l'economia, la sociologia i la història, oferint un ampli ventall d'aproximacions, tant conceptuals com metodològiques, així com aplicacions de la infraestructura verda en diverses metròpolis d'arreu del món. El monogràfic consta de tres parts: la primera té com a objectiu introduir el concepte d'infraestructura verda i la seva evolució des de l'experiència a la metròpoli de Barcelona; la segona aborda la importància de la infraestructura verda en el manteniment de les funcions i serveis socioecològics, també a la metròpoli de Barcelona; i la tercera compta amb diverses visions i aplicacions de la infraestructura verda en cinc àrees metropolitanes de diverses parts del món: Nova York (EUA), Concepció (Xile), Cali (Colòmbia), Qazvin (Iran) i Oslo (Noruega).

Els articles d'aquest monogràfic posen en evidència la forta relació entre l'espai obert i l'espai construït, però també la necessitat d'afrontar cinc grans reptes i oportunitats a l'hora de comprendre i, per tant, gestionar i planificar el sistema metropolità, que podríem resumir en els conceptes següents: *xarxes multifuncionals*: cal passar de ciutat a xarxa de ciutats (p.e., incorporant la infraestructura verda com una xarxa ecològica estructuradora del territori); *sistemes complexos*: cal passar d'ecologia urbana a ecologia metropolitana (p.e., considerant l'agricultura periurbana com a nexa aigua-energia-aliments-societat); *sistemes dissipatius*: cal passar de metabolisme urbà a anàlisi socioecològica integrada (p.e., mitjançant un model metaboolico-territorial que avalui els cicles d'energia-usos del sòl i les emissions que se'n deriven); *anàlisi multiescalar*: cal passar d'escala urbana a regió metropolitana (p.e., en el funcionament del cicle de l'aigua o el manteniment de paisatges agraris en mosaic); *anàlisi multidimensional*: cal passar de polítiques sectorials a polítiques transversals (p.e., incorporant un planejament sistèmic en l'avaluació estratègica de plans i programes).

En síntesi, cal introduir en el planejament urbanístic i territorial el nou paradigma esmentat a l'inici d'aquest article: la necessitat d'una infraestructura verda multifuncional que permeti proveir d'un seguit de serveis ecosistèmics essencials dels quals depèn tant la qualitat de vida dels ciutadans com la possibilitat de desenvolupar una economia més circular i sostenible, tot mitgant i adaptant-se al canvi global. Aquest canvi de paradigma és imprescindible perquè les ciu-

tats puguin desplegar els Objectius de Desenvolupament Sostenible, però requereix nous criteris i mètodes innovadors per al planejament de les ciutats en relació amb les seves metròpolis, a més de voluntat política.

Referències

ÀREA METROPOLITANA DE BARCELONA (2020). «Avanç del Pla Director Urbanístic Metropolità», en: *Quaderns PDU metropolità*. Barcelona.

BENEDICT, M. A.; McMAHON, E. T. (2002). «Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21 Century». *Renewable Resources Journal*, 20, 12-18.

CHATZIMENTOR, A.; APOSTOLOPOULOU, E.; MAZARIS, A. D. (2020). «A review of green infrastructure research in Europe: Challenges and opportunities». *Landscape and Urban Planning*, 198(March 2019), 103775. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103775>

CHEN, J. (2007). «Rapid urbanization in China: A real challenge to soil protection and food security». *CATENA*, 69(1):1-15. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2006.04.019>

COHEN-SHACHAM, E.; WALTERS, G.; JANZEN, C.; MAGINNIS, S. (2016). «Nature-based solutions to address global societal challenges», en: *Nature-based solutions to address global societal challenges*. Gland, Switzerland: IUCN. xiii + 97 pp.

DEMUZERE, M.; ORRU, K.; HEIDRICH, O.; OLAZABAL, E.; GENELETTI, D.; ORRU, H.; BHAVE, A. G.; MITTAL, N.; FELIÚ, E.; FAEHNLE, M. (2014). «Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure». *Journal of Environmental Management*, 146:107-115.

EUROPEAN COMMISSION (2010). *Green Infrastructure. Summary report, nature and environment, leaflet no. KH-32-10-314-EN-C*

EUROPEAN COMMISSION (2021). *EU Biodiversity Strategy for 2030*. European Union.

HANSEN, R.; PAULEIT, S. (2014). «From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for Urban Areas». *Ambio*, 43(4):516-529. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0510-2>

LIU, Z.; HE, C.; WU, J. (2016). «The relationship between habitat loss and fragmentation during urbanization: an empirical evaluation from 16 world cities». *PLoS One*, 11(4), e0154613

MAES, J.; JACOBS, S. (2017). «Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development». *Conservation Letters*, 10(1):121-124. <https://doi.org/10.1111/conl.12216>

MARULL, J.; PADRÓ, R.; CIRERA, J.; GIOCOLI, A.; PONS, M.; TELLO, E. (2021). «A socioecological integrated analysis of the Barcelona metropolitan agricultural landscapes». *Ecosystem Services*, 51, 101350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101350>

- MCDONALD, R. I.; MARCOTULLIO, P. J.; GÜNERALP, B. (2013). *Urbanization and Global Trends in Biodiversity and Ecosystem Services*. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7088-1_3
- NAUMANN, S.; RAYMENT, M.; NOLAN, P.; FOREST, T. M.; GILL, S.; INFRASTRUCTURE, G.; FOREST, M. (2011). *Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. Final Report*. 070307
- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. (2011). «Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress». *Journal of Environmental Management*, 92(3):331-362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- RILEY, S. P. D.; SAUVAJOT, R. M.; FULLER, T. K.; YORK, E. C.; KAMRADT, D. A.; BROMLEY, C.; WAYNE, R. K. (2003). «Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California». *Conservation Biology*, 17(2):566-576.
- SALOMAA, A.; PALONIEMI, R.; KOTIAHO, J. S.; KETTUNEN, M.; APOSTOLOPOULOU, E.; CENT, J. (2017). «Can green infrastructure help to conserve biodiversity?». *Environment and Planning C: Government and Policy*, 35(2):265-288. <https://doi.org/10.1177/0263774X16649363>
- SATTERTHWAITE, D.; MCGRANAHAN, G.; TACOLI, C. (2010). «Urbanization and its implications for food and farming». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365:2809-2820. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0136>
- SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. (2012). «Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40):16083-16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- SLÄTMO, E.; NILSSON, K.; TURUNEN, E. (2019). «Implementing green infrastructure in spatial planning in Europe». *Land*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/land8040062>
- TZOULAS, K.; KORPELA, K.; VENN, S.; YLI-PELKONEN, V.; KAŻMIERCZAK, A.; NIEMELA, J.; JAMES, P. (2007). «Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review». *Landscape and Urban Planning*, 81(3):167-178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- UNITED NATIONS (2019). «World population prospects 2019», in: *Department of Economic and Social Affairs. World Population Prospects 2019*. (Issue 141). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12283219>
- VAN VLIET, J. (2019). «Direct and indirect loss of natural area from urban expansion». *Nature Sustainability*, 2:755-763. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>

**EL VERD DE BARCELONA:
DE LA CIUTAT INTRAMURS
A LES SUPERILLES**

SUMARI

El verd en el Pla Cerdà

**El verd del Pla d'enllaços de Leon Jaussely
i la proposta de Rubió i Tudurí**

El verd proposat pel funcionalisme: el Pla Macià

El verd en la situació actual

El verd en el model de superilles

**Anàlisi comparada entre el model de superilles
i la proposta d'eixos verds a l'Eixample Cerdà feta
per l'Ajuntament l'any 2020**

**L'habitabilitat en l'espai públic: el verd i el control
de les variables d'entorn en el model de superilles**

**La xarxa verda i blava en el model de superilles:
els corredors verds principals i la seva connexió
amb Collserola**

**L'extensió del verd als nuclis urbans dels municipis
de l'AMB amb la implantació de les superilles**

L'extensió del verd a la Regió Metropolitana

Referències bibliogràfiques

EL VERD DE BARCELONA: DE LA CIUTAT INTRAMURS A LES SUPERILLES

El verd en el Pla Cerdà

La ciutat intramurs disposava d'escassos espais verds. Els que hi havia eren propietat o bé de l'Església o bé de les classes benestants. La dicotomia compressió-descompressió era d'un gran desequilibri, ja que estava decantada cap a la pressió.

En el segle XIX, mantenir la ciutat encerclada per una muralla no tenia cap sentit, ni tan sols des del punt de vista defensiu. L'impacte sobre la salut i les disfuncions generades per la hiperdensificació i la minúscula amplada dels carrers no s'acomodaven a les necessitats que requeria la nova era industrial. Les ciutats havien d'enderrocar els murs i eixamplar-se. Després d'un procés que no cal explicar en aquest article, la tasca de planificació del nou eixample va ser assignada a Ildefons Cerdà.

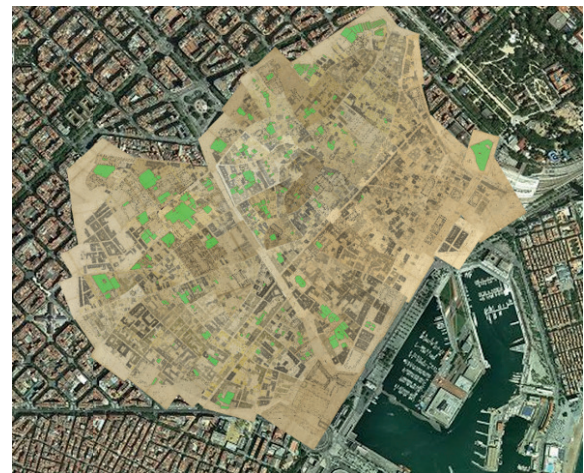
Els fonaments de la proposta del Pla Cerdà eren, principalment, higienistes. En el seu afany de resoldre els greus problemes de salut pública de l'època, considerà que els treballs dels higienistes, especialment els del francès Michel Levy, eren la veritat científica que calia seguir.¹ La solució urbanística utilitza, bàsicament, els paràmetres inclosos en la taula 1.

Michel Levy proposà que cada persona havia de disposar de 40 m² de ciutat. En aquells moments cada ciutadà de Barcelona disposava de mitjana, de només 13,5 m² de ciutat. Una altra de les premisses higienistes era que l'amplada del carrer havia de ser més gran que l'alçada dels edificis. Cerdà calcula l'alçada mitjana dels edificis de Barcelona i constata que és d'una mica més de 19 m. La mitjana de les amplades dels carrers, en canvi, era de 4,19 m². Les proporcions que va triar per a l'Eixample van ser de 20 m d'amplada de carrer i 16 m d'alçada dels edificis.

La solució morfològica que escollís havia de proporcionar, sempre, els 40 m² de ciutat per persona i els 20 m d'amplada del carrer. Per aconseguir-ho proposà diversos escenaris formals i en trià un que té la forma d'un quadrat amb dos edificis amb xamfrans (en vermell) i un rectangle d'espai lliure entre els edificis que

¹ Avui sabem que els valors proposats no suporten l'anàlisi científica. Els supòsits en què es fonamentava la proposta de valors, la ciència, posteriorment, es va encarregar de desmentir-los. Podríem afirmar que el Pla Cerdà i la base del seu sistema principal de proporcions (el qual justifica la proposta formal) estan basat en equívocs.

Figura 1. Espais verds a la Ciutat Vella a mitjan segle XIX.



Font: Quarterons Garriga i Roca.

acaba donant la figura d'un octàgon, que anomenà «intervia». Les dimensions del quadrat les justifica amb la fórmula següent:


L'equació inclou la superfície de ciutat per individu i l'amplada del carrer, i fa una suposició: tria un solar de 20 x 20 m on viurien 43 persones. El total d'habitants per intervia és de 444 (250 hab./ha) en una superfície construïda de 4.131 m² i una superfície destinada a jardí de 8.301 m². La superfície de la intervia més la superfície del viari és de 17.763 m², la qual, dividida pels 444 habitants, dona una superfície de 40 m² de ciutat per habitant. Però té un problema: l'espai lliure que necessita per a la intervia té matèria orgànica i humitat. L'origen dels efluvis, causants de les epidèmies, era —creien aleshores— la descomposició de la matèria orgànica i la humitat actuant de manera sinèrgica. En aquesta creença, en aquest equívoc, es fonamenta bona part de la proposta de Cerdà, que busca la manera de neutralitzar-les —el tàndem matèria orgànica-humitat (O/H)— o de diluir els efluvis que provocaven quan no era possible neutralitzar-les. És molt revelador el text inclòs en *La teoría de la construcción de las ciudades* quan justifica la plantació de l'arbrat per tal de neutralitzar els efectes perniciosos de la matèria orgànica i la humitat procedent del sòl:

«Arbolado de las calles. La superficie de la tierra hasta cierta profundidad puede considerarse casi entera-

Taula 1. Paràmetres de caràcter higienista utilitzats en el Pla Cerdà.

	Proposta	Referències / Autor	Escenari Barcelona 1859
Superfície de ciutat per habitant	40 m ²	Michel Levy	13,5 m ²
Amplada dels carrers	20 m ²	Michel Levy i Cerdà	4,19 m ²
Arbrat / Espai lliure	50 % intervia	Cerdà	
Separació dels arbres	8 m	Cerdà	

Obertes (amb xamfrans)

$$x = \frac{pv - 2bd}{d} \pm \sqrt{\frac{pv(pvf - 4bad - 4ba2d)}{d2f}} = 113,3 \text{ m}$$


essent:

x = Costat de l'illa de cases

2b = Amplada del carrer = 20 m

f = Fons del solar de construcció = 20 m

d = Façana del solar de construcció = 20 m

v = Nombre d'habitants per casa = 4,3 (i 43 per edifici)

p = Nombre de metres de superfície de ciutat que han de tocar per individu = 40 m²

mente compuesta de los restos de animales y vegetales que la han poblado desde la creación. De manera que, valiéndonos de la sublime expresión de Lord Byron, podemos decir que "el polvo que pisamos ha estado vivo en otro tiempo".

Estos restos orgánicos, descompuestos unos, y otros en curso de descomposición, combinados con la humedad del suelo son un foco perenne y universal de putrefacción y de insalubridad, cuyos efectos se hace preciso neutralizar especialmente en los grandes centros de población donde los caseríos se levantan sobre terrenos de labor. Las plantaciones de árboles son en tales casos el medio más eficaz de prevenir la infección del suelo, de sanear el terreno y hasta de purificar la atmósfera. Sus raíces ramificándose al infinito absorben de la tierra, con la cual se hallan en inmediato contacto, el agua y las materias orgánicas y las sales que tiene en disolución, y esta absorción, rompiendo el equilibrio de la humedad estacionada en las capas superiores del terreno, produce un movimiento incesante del agua hacia el interior de la tierra que es en extremo favorable para la salubridad del suelo. Al mismo tiempo, sus hojas, apenas se hayan calentado por la acción del sol, restituyen a la atmósfera parte del oxígeno que pierde por la respiración y la combustión, contribuyendo de esta manera a la purificación del aire. De manera que los árboles con su inspiración contribuyen poderosamente a sanear el suelo y con su expiración purifican la atmósfera de una población. Por eso no solo conviene que los haya en las calles, sino que es indispensable que en cada manzana se les destine, cuando menos, una superficie igual a la edificada, sobre todo en un país como este, donde es excesiva la humedad. Pero deben plantarse los árboles con inteligencia, cuidando elegir la especie mas conveniente a cada exposición especial y que su distribución sea tal que las raíces tengan el espacio necesario en superficie y en profundidad para extenderse sin perjudicar a las fundaciones de las casas y a los muros de las alcantarillas...

Si los árboles son muy espesos entretienen la humedad del suelo, pero si están claros de modo que entre

árbol y árbol puedan introducirse los rayos del sol, parte de la humedad del suelo se evaporará por efecto de estos rayos y la restante quedara absorbida por los mismos árboles, que, como hemos manifestado, harán las veces de esponjas para absorber la humedad superflua nociva» (Cerdà, l., 1859).

La proposta del 1859 acaba assignant 8.301 m² de superfície arbrada per intervia que ha de neutralitzar els efectes nocius de la matèria orgànica en descomposició i la humitat, alhora que la generació d'oxigen de la massa verda i de l'arbrat del carrer (plantats cada 8 m) «purificarà» l'aire de l'espai urbà. D'altra banda, en socors dels efluvis encara no neutralitzats ve el sol. En la obra esmentada diu: «La acción del sol, por su parte, calentando la atmósfera de la tierra determina también en el aire un estado continuo de locomoción que la purifica, dando a la vegetación las substancias nocivas de la respiración animal» (Cerdà, l., 1859).

L'origen de la proposta del verd del Pla Cerdà està basada a proporcionar els m² que li faltaven per arribar als 40 m² i no tant en la necessitat de dotar el Pla de verd urbanístic, tal com l'entenem avui. Cal tenir en compte, a més a més, que el neutralitzador del tàndem matèria orgànica/humitat no és cap altre que l'arbre. En cap moment parla d'altres espècies vegetals. D'altra banda, és probable que el parc que interposa entre el riu Besòs i la nova ciutat busqui neutralitzar la humitat provinent del riu i dels aiguamolls, alhora que els vents del nord-est aportaran aire purificador carregat d'oxigen (Rueda, S., 2020).

La intervia de 113,3 m x 113,3 m conté els paràmetres, base del model urbanístic. Per assegurar que això serà sempre així, repeteix la intervia fins a l'infinit, i així va quedar plasmat en els plànols de 1859 i de 1863.

Cerdà considerà del tot necessari multiplicar la superfície verda per raons higièniques, per tal de millorar la qualitat de l'aire, assolint el millor equilibri de la dicotomia relació-isolament, més coneguda amb la frase «ruralizad lo urbano...», que el portà a plantar un arbre

cada 8 m a les vies i a destinar la meitat de l'espai al verd en la intervía.

La superfície verda proposada en la proposta de 1863 era de 597 ha, que s'ampliaven a 1.311 ha si s'hi sumaven el Parc del Besòs i Montjuïc. La presència de biodiversitat en un espai urbà perd part del sentit si no es planteja en relació amb altres hàbitats. El sistema verd s'ha d'organitzar a partir de l'arbrat viari, dels espais de les intervies, de les cobertes verdes, de la vegetació dels parcs, de la vegetació baixa i/o agrícola, dels aiguamolls i dels boscos de ribera. Amb la proposta d'espais verds, Cerdà aconsegueix unir l'ecosistema fluvial del Besòs i la zona agrícola que l'envoltava amb la rica biodiversitat de la muntanya de Montjuïc i el delta agrícola del riu Llobregat, a través del Parc del Besòs i la xarxa verda de les intervies i l'arbrat viari, constituint un continuïum verd espectacular.

Cerdà va assignar a la intervía (espai que queda entre vies) el paper de motlle principal en l'estructuració de la nova ciutat, desplaçant d'aquest paper l'habitatge. L'illa de cases octogonal és una peça que li permetia abordar la resolució de bona part dels conflictes que volia resoldre. Va determinar la conformació quadrada de les illes per raons higièniques, però també jurídiques, topològiques, arquitectòniques i viàries, i el seu ideari igualitarista va ser un dels motors ideològics.

En la reelaboració de 1863, Cerdà proposa una xarxa ferroviària paral·lela cada dos carrers. Aquestes alineacions paral·leles al mar que travessen tres quartes parts de l'Eixample enfilen pel mig d'un rosari de superilles quadrades compostes de 4 illes en blocs en forma de L (el dibuix de la primera superilla respon a la necessitat d'incorporar el ferrocarril en la planificació). Aquestes agrupacions continuen acompanyant la via del tren quan aquesta conforma enllaços en Y a gran escala o bé es disposa en forma diagonal per la Meridiana (Tarragó, S., 1994).

La interrelació marítimoterrestre a través del ferrocarril va ser un canvi d'escala interconnectant les xarxes a escala global. La incorporació del ferrocarril va comportar, al seu torn, un canvi en la relació entre el transport i l'urbanisme que va deixar plasmat amb la frase: «Cada modo de locomoción genera una forma de urbanización» (Cerdà, I., 1867).

Figura 2. Xarxa Verda del Pla Cerdà 1863, amb inclusió del Parc del Besòs i Montjuïc.



Com dèiem, Cerdà proposa l'illa de cases com a cèl·lula elemental del disseny pròpiament urbà, en contraposició amb l'edifici, que es converteix en la unitat elemental del disseny arquitectònic. La base del disseny de la ciutat és, per a l'inventor del concepte d'urbanisme, la xarxa viària en la seva totalitat, d'una banda, i les illes de cases, de l'altra. És a les intervies on es dona resposta integrada a les necessitats de l'habitabilitat i de la vialitat, i aquest ha de ser el mòdul de creixement de la ciutat.

El verd del Pla d'enllaços de Leon Jaussely i la proposta de Rubió i Tuduri

La incorporació al municipi de Barcelona dels municipis de la rodalia, amb una gran quantitat de sòl lliure entre ells, va generar la necessitat d'estudiar les connexions i els enllaços del conjunt municipal.

L'any 1903, l'Ajuntament de Barcelona va convocar el *Concurso Internacional sobre proyectos de enlace de la zona del Ensanche de Barcelona y los pueblos agregados entre sí y con el resto del término municipal de Sarrià y Horta* (aquests dos municipis encara no estaven annexionats).

Dels cinc projectes presentats, s'escollí a finals de l'any 1907 la Proposta Romulus, de Leon Jaussely. S'hi precisava la zonificació d'activitats (àrees residencials diverses, habitatges obrers, indústria, equipaments, parcs, etc.) i la trama viària bàsica, organitzada a partir de dues anelles de circumval·lació i cinc eixos radials. Es va sistematitzar la proposta d'enllaços de les diverses línies ferroviàries i el soterrament de les línies interiors. El sistema de parcs va oferir una distribució de verd comparable amb París o Londres, projectant alhora una certa monumentalitat de la ciutat. Els equipaments es disposaven en l'avantprojecte en els focus o punts centrals de la trama viària.

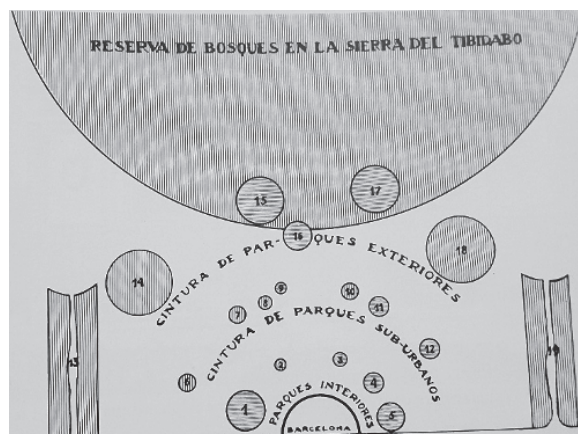
El Pla d'enllaços de Jaussely basava les seves propostes en tres criteris: la zonificació d'activitats, la sistematització del verd i el disseny dels carrers i passeigs. Criteris que s'aplicaven sobre un territori mal planejat en conjunt i, per tant, sobre la necessitat d'una aportació teòrica per tal de fer viable la continuïtat urbana. D'altra banda, el rebuig del Pla Cerdà era explícit i el mateix Puig i Cadafalch no deixava de proclamar-ho. El nou Pla manipulava el pla ortogonal i isòtrop de Cerdà i hi introduï elements oblics o diagonals (Busquets, J., 1994).

A Catalunya, les primeres iniciatives de la «ciutat jardí» es van desenvolupar entre 1900 i 1920 sota la influència de Cebrià de Montoliu i la revista *Civitas*, i són d'aquesta època la Ciutat Jardí, el Tibidabo, el Parc Güell, etc.

Montoliu, molt influenciat per Ebenezer Howard, Unwin i Parker, funda la «Sociedad Cívica La Ciudad Jardín», i l'any 1912 publica el llibre *Las modernas ciudades y sus problemas*, seguint el corrent reformista d'altres països, en què marca la crítica de la ciutat industrial descontrolada i busca fórmules de concert i descentralització per tal de millorar les condicions de la residència i el medi ambient.

La sistematització dels espais verds s'acceptarà com a necessària tant per reduir els conflictes a la ciutat

Figura 3. El sistema de parcs, 1920. Rubió i Tudurí amb Forestier.



Font: Ajuntament de Barcelona.

com per al seu embelliment. La sistematització es buscarà dins d'un ordre clàssic més neutre que la individualitat suggerida pel Modernisme, i es perseguiran característiques específiques de la condició mediterrània en què s'insereix la catalanitat del Noucentisme.

El Pla d'enllaços ja havia definit els espais lliures de Barcelona com a qüestió prioritària a la ciutat: lloc públic per a la realització d'activitats específiques de passeig, lleure i representació, però van ser Rubió i Tudurí i el paisatgista francès Forestier els qui buscaren de manera sistemàtica la materialització del jardí mediterrani.

El model es va infiltrar en el teixit urbà de Barcelona, concretament a la Bonanova-Ganduxer, a Horta-Campomar, a la Salut (Gràcia), al Putxet, a les Tres Torres i a Vallcarca.

El verd proposat pel funcionalisme: el Pla Macià

Després de la Gran Guerra, la zonificació deixa pas al funcionalisme i, amb aquest, els arquitectes de les escoles racionalistes comencen a intervenir amb força en el debat urbanístic; l'objectiu és millorar els models de la ciutat funcional que van definir els urbanistes alemanys. Le Corbusier deia l'any 1930: «*la ciutat jardí condueix a l'individualisme esclavitzant [...], a un aïllament estèril de l'individu [...]*».

La classificació funcional de la ciutat en quatre funcions bàsiques: habitar, treballar, recrear-se i circular, obligava a una zonificació estricta de l'espai urbà. La Carta d'Atenes generalitzava i racionalitzava principis i

prescripcions derivats de la urbanística alemanya del període 1870-1914.

Els diversos elements del sistema urbà (zones lliures, xarxes viàries, habitatge) es jerarquitzaven i es distribuïen d'acord amb l'anàlisi i la pràctica funcionalistes: les funcions se separaven entre si, alhora que s'analtitzaven els subsistemes dins de cada sistema principal (així, a l'oci diari, setmanal i anual els correspon, a cadascun, un espai diferent i adequat).

El funcionalisme va aterrar a Barcelona i la seva àrea metropolitana amb el Pla Macià, també anomenat Pla per a la nova Barcelona, dissenyat per Le Corbusier i el GATCPAC.

El Pla Macià respectava la malla existent del Pla Cerdà i la reinterpretava buscant una jerarquia superior en el viari —la supermalla de tres carrers per tres carrers— que va permetre una forma d'edificació més higiènica i menys densa. El GATCPAC va denunciar —mitjançant, sobretot, la revista *Arquitectura Contemporània*, que va fundar als inicis de la seva formació— la densificació abusiva del sòl a què s'havia sotmès el projecte de Cerdà. L'espai verd i d'esbarjo a l'interior de la supermalla (superilla) representava el 78% de l'espai.

La proposta que va fer Le Corbusier el 1932 va deixar plasmada la funció de circular proposant una quadrícula de 400 m x 400 m per on havien de transcórrer els automòbils.

Le Corbusier, amb les seves propostes d'urbanitzar l'automòbil, desenvolupà un esforç tan revolucionari com el que va fer Cerdà per resoldre la urbanització de la locomotora. Aquest paral·lelisme, tot respectant la identitat de les obres respectives, constitueix un punt de vista més fèrtil (Tarragó, S., 1994).

La xarxa perimetral dels «redents» permet connectar una part de la ciutat amb una altra (**funció de circular**) alliberant el seu interior en una proposta urbanística que, seguint els principis del CIAM, cerca desenvolupar les funcions clau: **habitar, treballar i esbarjir-se**.

El verd en la situació actual

Barcelona, fora del teixit urbà, posseeix un patrimoni natural considerable gràcies a la magnitud de la serra de Collserola i, segurament, als seus pendents. Emmarca la ciutat (més de 8.000 ha en total) amb un mosaic d'hàbitats que aporten una riquesa en espècies considerable. La Directiva d'hàbitats 1992 de la UE designa tres d'aquests hàbitats (alzinars, pinedes i

Figura 4. Pla Macià, 1932-1935 i Intervia de 400 x 400 m proposada en el Pla.



prats secs) com a hàbitats que cal conservar. Els rius i el mar completen el que es pot considerar l'entorn natural de Barcelona, que de fet es troba molt artificialitzat. En el nucli urbà hi destaquen els parcs i jardins públics i privats (1.076 ha), que formen la base de la infraestructura ecològica urbana, amb algunes peces especialment importants: Montjuïc (amb el penya-segat, present a l'Inventari d'Espais Geològics de la Generalitat de Catalunya), els Tres Turons i el Parc de la Ciutadella (el parc pla més gran de la ciutat, amb només 15 ha d'ús públic). L'arbrat viari arriba a unes 153.000 unitats, amb 150 espècies i cultivars diferents. El verd privat hi aporta 740 ha, però la seva aportació a la qualitat de vida a la ciutat no s'acostuma a posar en valor. La ciutat té encara 54 espais d'interès natural en el nucli urbà que han estat inventariats però que no gaudeixen de protecció.

De l'anàlisi del verd des de l'inici del període democràtic (el verd urbà des del final de la guerra fins al període democràtic no mereix gaires comentaris), se'n pot concloure que els boscos i les zones verdes urbanes han anat en augment i que els conreus han passat a tenir-hi una presència testimonial. En aquest període, el sector públic hi intervé com a agent reequilibrador, validant la localització de les actuacions i tractant la plusvàlua generada per la nova dinàmica urbana.

D'acord amb Busquets (1994), la sistematització del procés urbanístic de Barcelona en la dècada dels anys vuitanta compta amb tres grans blocs segons l'escala de treball. Aquí només s'assenyala el bloc de la rehabilitació urbana, on es recullen les actuacions desenvolupades, amb inversió preferentment pública, sobre l'espai verd i els espais urbans.

Es tracta d'una estructura verda que estén el servei a la totalitat del teixit urbà. D'una banda, se cerquen espais intersticials buits o amb activitats desfasades o en desús (indústries abandonades, l'escorxador, espais de l'empresa de ferrocarrils, antigues casernes i instal·lacions militars, etc.) en tots els districtes de la ciutat.

Dels espais disponibles, es trien amb criteris d'oportunitat i representació aquells que es detecta que tenen una més gran centralitat en cada teixit urbà:

- Places i jardins: en la dècada dels anys vuitanta es van dur a terme més de 150 operacions de mida reduïda, cosa que representa un bon impuls a la rehabilitació de qualitat de l'espai urbà barceloní. Com diu Busquets, tot i que la seva dimensió sigui reduïda, la seva posició central en cada fragment dels barris provoca un efecte de difusió de la urbanitat molt notable. D'altra banda, mereixen un altre capítol, no pas pel nombre d'actuacions realitzades sinó pel nombre de jardins potencials i la seva funcionalitat, els patis interiors d'illa de l'Eixample (gairebé 500 patis), aprofitant la reedificació o la transformació dels edificis existents. Paral·lelament, es fomenta l'ús residencial del districte com a component de reequilibri i de neutralització de les pressions d'especialització funcional a les quals es veuen sotmesos els centres de les ciutats occidentals.
- Jardins equipats: són antigues figures, la majoria a la part alta de la ciutat, que passen a ser espais

públics de la ciutat. Es tracta d'adaptar un jardí de caràcter privatiu a les noves sol·licituds funcionals i urbanes.

- Eixos urbans: es modifica l'ús d'uns determinats eixos lineals de marcada representació urbana, i s'augmenta el protagonisme del vianant en detriment del vehicle privat. En aquests projectes de caràcter lineal, la discussió se centra en el disseny del perfil transversal i en la plasmació dels diferents tipus de mobilitat i aparcament.
- Parcs urbans: d'una dimensió d'entre sis i deu hectàrees, afloren com a conseqüència de rendibilitzar antigues activitats avui en desús.
- Parcs a gran escala: la major entitat de les actuacions permet relligar part del teixit urbà amb les fronteres físiques o administratives que els delimiten.

El front marítim, el vessant de ponent de la muntanya de Montjuïc, el parc de la Diagonal, el parc de la Vall d'Hebron i el parc del Besòs, a Sant Adrià de Besòs, recorren en semicercle les fronteres del municipi, amb l'excepció del parc de Sant Adrià de Besòs; la resta han estat desenvolupats com a parts integrants d'operacions olímpiques.

La mobilització d'aquesta gran quantitat de sòl ha estat possible per compra directa i també a partir dels plans especials de reforma interior (PERI), que han actuat en el pla de la gestió singular, de la compensació de drets en un planejament previ o de l'expropiació. El resultat de les iniciatives indicades i la superfície del verd preexistent dona lloc a la superfície verda actual, assenyalada en la Figura 5.

La major superfície del verd a Barcelona es troba en espais amb un pendent considerable. Les xifres del verd de Barcelona en superfícies amb baix pendent, que és on viu la gent, minven de manera significativa i, de fert, no arriben als mínims.

El verd urbà del Pla Cerdà, que comptava amb 597 ha (quan s'hi suma el verd de Montjuïc i el parc del Besòs arriba fins a les 1.311 ha), ha passat a tenir 171,2 ha, amb una ràtio d'1,85 m²/hab. a l'Eixample Cerdà, que augmenta fins als 2,7 m²/hab. quan hi afegim l'àmbit Cerdà de Sant Martí.

Figura 5. Xarxa verda actual de Barcelona.



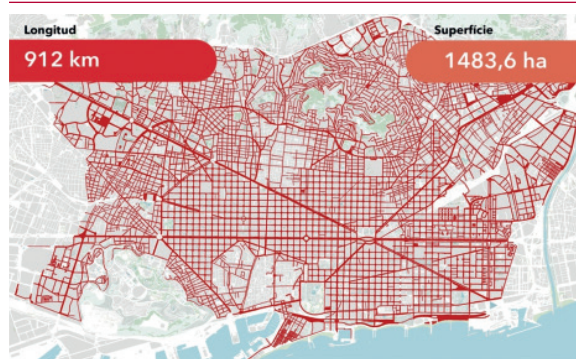
Font: Ajuntament de Barcelona.

El Pla Cerdà es va subvertir, eliminant el verd planificat, i el Pla Macià no es va fer, i aleshores els cotxes van envair la ciutat. Una ciutat en què el gran error, al meu parer, va ser l'ús de la totalitat dels carrers per a la mobilitat (tal com queda palès en la Figura 6, avui el 85% de l'espai públic viari està dedicat a la mobilitat de pas amb presència de l'automòbil), sobretot després d'haver ocupat tot el verd planificat (seguint les ordenances aprovades) i de quedar desequilibrada la dicotomia relació-aïllament. La pressió sobre l'Eixample central és avui insuportable. El gran error va ser no haver entès la màxima de Cerdà, abans enunciada: «Cada modo de locomoció genera una forma de urbanización» (Cerdà, I., 1867). El cotxe és un mode de locomoció amb unes característiques ben diferents de la locomoció de sang o de la ferroviària. A Barcelona, quan hi va entrar l'automòbil, es va deixar la mateixa trama per a l'Eixample que Cerdà proposà en el plànol de 1859, com si els moviments encara fossin de tracció animal.

El resultat és una ciutat que no està preparada per abordar els grans reptes d'aquest principi de segle: la sostenibilitat en l'era de la informació.

L'estratègia endegada de rehabilitació en els inicis del període democràtic va quedar limitada, al meu parer, en el precís moment en què no es posà en qüestió el model de mobilitat basat en el vehicle privat i el 85% del viari es destina a la mobilitat, en especial a la mobilitat d'artefactes motoritzats. Van deixar que la intervia continués sent l'illa de cases i no van urbanitzar el cotxe i les seves característiques. Les disfuncions d'aquesta decisió són prou a la vista. Cal dir, però, que abans del període democràtic arquitectes de renom com Antoni Bonet (Bonet, A., 1958) i Oriol Bohigas (Bohigas, O., 1958), ja l'any 1958, tot preparant el centenari del Pla Cerdà, van coincidir que l'evolució lògica del Pla era implantar superilles de 3 x 3. «El problema actual está en encontrar una nueva escala. En pasar de la manzana Cerdá a una supermanzana nueve veces mayor... El módulo debería ser ampliado para que fuera respecto a las nuevas velocidades lo que fue la manzana Cerdá para las velocidades de la época. La agrupación de 9 manzanas (400 x 400 m) es absolutamente viable» (Bohigas, O., 1958). La idea de la implantació de les superilles per a l'Eixample estava en el seu ideari. Malauradament, no es van implementar tot i les responsabilitats tècniques i polítiques que Bohigues va exercir a l'Ajuntament de Barcelona en els inicis del període democràtic.

Figura 6. Espai públic de Barcelona dedicat a la mobilitat de pas.



Font: BCNecologia.

El verd en el model de superilles

Tant el Pla Cerdà com el Pla Macià es van projectar com a nous desenvolupaments. Avui el que s'imposa, seguint les passes endegades pels consistoris democràtics, no és tant produir nova ciutat com transformar l'existent. Tal com s'ha anunciat diverses vegades, la batalla de la sostenibilitat es guanyarà o es perdrà segons com es reorganitzin les ciutats existents. Estem en temps de reciclatge i no tant de nous desenvolupaments.

S'imposa un nou model ecosistèmic, amb el seu corresponent sistema de proporcions, que inclogui, alhora, la reducció d'emissions contaminants, de soroll, d'energia... i que incrementi el verd, els espais d'estada, la diversitat de persones jurídiques, també les denses en coneixement... Un model urbanístic que s'estengui per tota la ciutat i que tingui en compte els modes de locomoció actuals.

Com en el cas del Pla Cerdà, es considera que la peça elemental de la ciutat no és l'habitatge, sinó que és la intervia, la cèl·lula que es converteix en una peça del mosaic d'una xarxa de vialitat, on la continuïtat del moviment obliga a ocupar-se de les vies en la seva totalitat i no pas una per una (la mateixa consideració amb l'estructuració de la xarxa verda). La nova cèl·lula defineix una intervia tipus d'uns 400 m x 400 m, que ha de ser el terreny de joc per aplicar-hi un urbanisme basat en la persona, en els organismes vius i en les lleis de la natura² i desenvolupar, alhora, el nou model de mobilitat i espai públic (Rueda, S., 2018).

Les dimensions de la nova cèl·lula, com no podia ser d'altra manera, són les mateixes que les que va proposar Le Corbusier en el Pla Macià, que va ser el primer que va urbanitzar el cotxe. Les raons per escollir les dimensions de la superilla de 3 x 3 es basen en les característiques del cotxe, que, a una velocitat de poc més de 20 km/h (que és la mitjana de la velocitat urbana) triga un temps a fer la volta a la superilla similar al temps que triga una persona que va a peu a uns 4 km/h, o amb tracció animal, a fer la volta a una illa. Amb una disposició de creuaments principals cada 400 m, la sincronització semafòrica és molt més eficient (amb aquestes distàncies es pot pensar fins i tot en la prioritització semafòrica per al transport públic), s'evita interrompre el flux principal per girs (s'eviten dos girs de cada tres), etc.

La connexió de les cèl·lules origina una xarxa ortogonal de vies que s'estén per tota la ciutat. El perímetre de les superilles integra les xarxes de transport: transport públic, cotxe, a peu i xarxa principal de bicicletes. En el perímetre de les superilles es defineix la xarxa per als cotxes. La resta de ciutat es transforma en espai compartit amb prioritat per al vianant, per als drets ciutadans i per a la nova xarxa verda (Rueda, S., 2019).

Per obtenir el mateix nivell de trànsit (la mateixa velocitat) amb aquesta xarxa respecte de la xarxa actual s'ha de reduir entre el 13% i el 15% de cotxes circulant. El Pla de Mobilitat Urbana de Barcelona, basat en superilles i aprovat pel plenari de l'Ajuntament de Bar-

² Vegeu la «Carta para la planificación ecosistémica de ciudades y metrópolis» a: cartabcnecologia.wordpress.com/

Figura 7. Xarxa bàsica basada en superilles aprovada per l'Ajuntament de Barcelona.



Font: Ajuntament de Barcelona i BCNecologia.

celona el març de 2015, té com a objectiu reduir el 21% de cotxes per tal d'aconseguir que els nivells de contaminació atmosfèrica estiguin per sota dels nivells que marca la legislació europea en totes les estacions de mesura. Això vol dir que la velocitat de circulació en les vies definidores de les superilles seria més elevada que en la situació actual. El nivell de trànsit milloraria significativament, guanyant en qualitat de l'aire i en soroll, no tan sols per als que viuen a la intervia sinó també per als que viuen a la via perimetral. Per als que viuen en una via perifèrica definidora de superilla, la reducció del trànsit un 13% suposaria igualar les condicions ambientals actuals. Amb una reducció del 21% les condicions ambientals millorarien, significativament, respecte de la situació actual.

Potser una de les característiques més important de la nova cèl·lula és la seva capacitat d'integració de totes les xarxes de transport i també de la xarxa verda. Amb l'alliberament del 70% de l'espai que avui ocupa la mobilitat és possible projectar una xarxa verda que connecti les diverses parts de la ciutat i aquesta amb l'entorn metropolità.

Una part significativa dels gairebé 6,3 milions de metres quadrats de superfície alliberada pot ser destinada a la renaturalització de la ciutat, tot creant una veritable xarxa verda connectada. Per exemplificar-ho, i amb la finalitat de poder comparar entre les diverses propostes de planificació fins ara descrites de manera resumida, centrarem l'anàlisi del verd urbà en l'àmbit de l'Eixample Cerdà. Per fer-ho, l'anàlisi baixa a l'escala d'intèrvia.

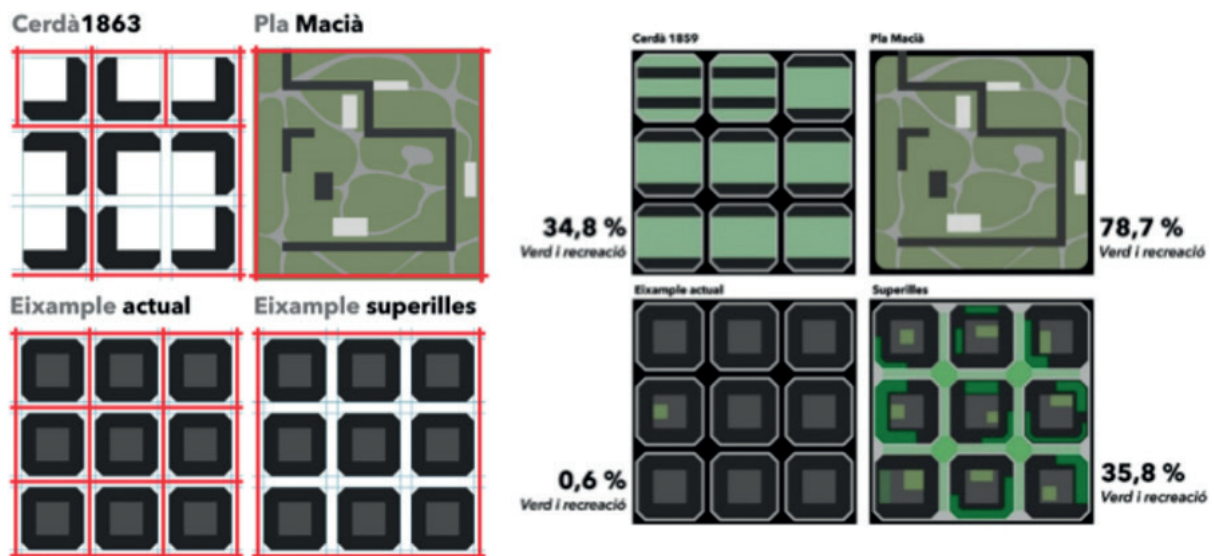
Si comparem la superfície verda actual i el verd del model de superilles aplicat a l'Eixample, comprovem que la superfície del verd s'incrementa significativament i arriba, tot mantenint la funcionalitat de la ciutat, a les 403,7 ha de verd potencial. Comptant només l'espai públic, es passa dels 2,7 m²/hab. actuals (171,2 ha) als 6,3 m²/hab. (403,7 ha) per a tot l'àmbit del Pla Cerdà. A l'àrea de Sant Martí la ràtio puja als 7,6 m²/ha (Rueda, S., 2020).

La plaça ha estat i és el lloc per antonomàsia de l'espai públic. Hi cristal·litza l'exercici de drets ciutadans en general, o bé algun d'ells especialment. Amb el projecte de superilles el nombre i la superfície de noves places que apareixen a les cruïlles de la trama de l'Eixample es multipliquen (vegeu la Figura 10). En una superilla tipus de 3 x 3 illes, hi apareixen quatre noves places d'uns 1.930 m² cadascuna.

El nombre de nodes que esdevenen places completes de 1.930 m² és de 130, xifra que suposa al voltant de 24,7 ha, i el nombre de noves places amb una superfície d'uns 2/3 de la superfície completa és de 20, que sumen 3 ha més. Potencialment, doncs, apareixen 150 noves places, que sumarien una superfície d'unes 27,7 ha, les quals, sumades a les 403 ha de la Figura 9, donarien una superfície a cota zero de 431,4 ha.

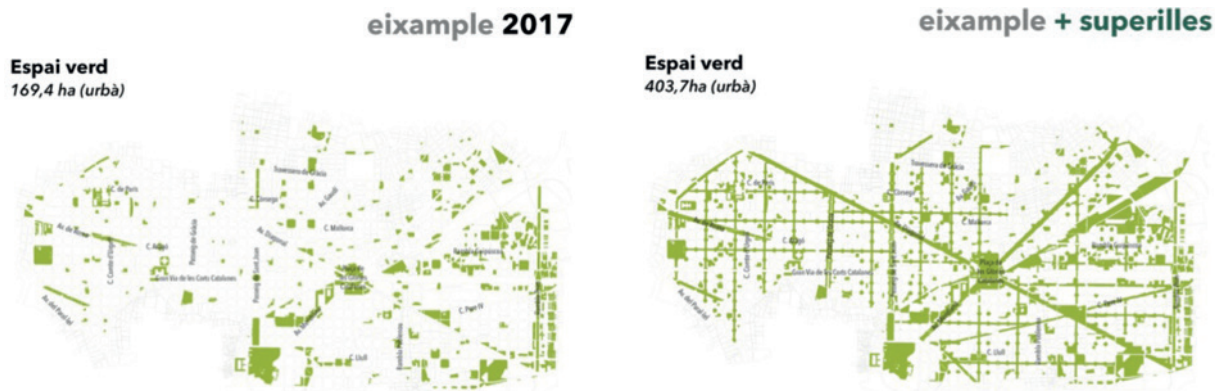
A la superfície verda de l'espai públic caldria afegir-hi el verd dels interiors d'illa i les cobertes verdes. Els

Figura 8. Intèrvies corresponents al Pla Cerdà de 1863 (barreja d'intèrvies de 113,3 x 113,3 m i superilles de 266,6 x 266,6 m), al Pla Macià (intèrvia de 400 x 400 m), a la situació actual (intèrvia de 113,3 x 133,3 m) i a un escenari basat en superilles. A la dreta, verd urbà proposat en cada tipus d'intèrvia.



Font: BCNecologia.

Figura 9. Espai verd a l'àmbit del Pla Cerdà en la situació actual i amb superilles.



Font: BCNecologia.

Figura 10. Cruïlles que es converteixen en noves places en el model de superilles.



beneficis ambientals s'incrementen amb un augment de la superfície del verd urbà en alçada i a cota zero.

Quan a la superfície verda de l'espai públic se li afegixen les cobertes verdes (aquí s'ha estimat una ocupació del 30%) i la superfície verda dels interiors d'illa (s'han comptabilitzat 1500 m² per illa), la superfície verda per habitant augmenta fins al 9,6 m²/hab.

Anàlisi comparada entre el model de superilles i la proposta d'eixos verds a l'Eixample Cerdà feta per l'Ajuntament l'any 2020

L'Ajuntament de Barcelona va anunciar el novembre de 2020 un projecte d'eixos verds per a l'Eixample de

Barcelona que, en termes generals, és part d'una proposta anomenada Eixos Cívics, que abasta la totalitat de la ciutat.

La idea és simple: alliberar un de cada tres carrers al teixit de l'Eixample (aquest és l'eslògan; si es compten els carrers, la mitjana és un de cada quatre). Quan es força la xarxa a la resta de teixits, la proposta hi entra amb calçador.

La lògica interna és lineal, fonamentada encara en la mobilitat i menys en la multiplicitat d'usos i els drets ciutadans. El dret fonamental continua sent el desplaçament, ni que sigui a peu. Els beneficis que aporta el model de les superilles es divideixen, com a mínim, per quatre amb la proposta d'eixos.

El projecte d'eixos no incorpora en la seva proposta, per exemple, diagonals clau per estructurar una veritable xarxa verda:

- L'avinguda de Roma (7,7 ha de potencial parc lineal, una superfície que és la meitat del parc de la Ciutadella en un teixit amb 1,85 m²/hab.).
- La ronda de Sant Antoni es destina, de nou, al trànsit de vehicles quan fa més de deu anys que en dos dels seus quatre trams no hi ha circulat cap artefacte motoritzat. Aquesta ronda està tota envoltada per una densitat de població superior als 800 hab./ha. Amb una secció similar a l'avinguda Mistral, la ronda es convertiria en una peça fonamental per construir un eix verd de 30 m d'amplada i gairebé 2 km de longitud que anés des de la plaça Espanya per l'avinguda Mistral, creués la superilla pel carrer Tamarit i s'enfilés per la ronda de Sant Antoni fins a arribar a la plaça Universitat.
- Pi i Margall, que pot ser un corredor verd, deixaria de ser-ho si, finalment, s'hi fan passar els autobusos. Aquest carrer de 30 m d'amplada és part d'un dels corredors principals aprovats per l'Ajuntament que ha de connectar el mar amb Collserola.

Per fer la comparativa del projecte d'eixos a l'Eixample i el model de superilles em centraré en l'alliberament d'interseccions de carrers que es poden convertir en places i en l'alliberament de superfície i interseccions del barri de Sant Antoni que, amb l'excepció d'una cruïlla, ja està pràcticament acabat segons el projecte d'eixos.

A l'Exemple el model de superilles allibera 79 cruïlles, que esdevindrien places de 1.934 m², i el projecte d'eixos allibera 21 places de 1.934 m². Si fem la comparativa ampliant l'àrea al conjunt de l'àmbit del teixit de l'Eixample (incloent-hi el Poblenou, etc.), aleshores el nombre de places que s'alliberen en el model de superilles és de 163 places, i en el projecte d'eixos, de 38 places. Com dèiem en aquest apartat, els beneficis es divideixen per quatre.

La comparativa del model de superilles i el projecte d'eixos a l'àrea que comprèn el Paral·lel, la Gran Via, la ronda de Sant Antoni i el carrer Urgell és eloqüent. El model de superilles allibera 13 interseccions i el projecte d'eixos n'allibera només 4.

La comparativa sobre el total de la superfície alliberada en aquesta àrea es dobla. Amb el projecte d'eixos s'alliberen 8 ha i amb el model de superilles 16 ha, una superfície més gran que la del parc de la Ciutadella, que és de 15,5 ha sense comptar-hi el zoo. D'altra banda, tal com s'ha explicat més amunt, el model de les superilles crea en aquesta àrea un corredor verd d'1,7 km de longitud que uneix la plaça Espanya i la plaça Universitat passant per la superilla del mercat de Sant Antoni. Les superfícies alliberades per a cada tipologia d'espai es detallen en la figura 13.

Si estenem la comparativa a altres variables, com són les variables ambientals amb alt impacte sobre la salut, aleshores no sembla raonable abandonar el model de superilles³ per un projecte que té un impacte sobre

Figura 11. Nombre d'interseccions que esdevenen places en el model de superilles (esquerra) i amb el projecte d'eixos verds (dreta).

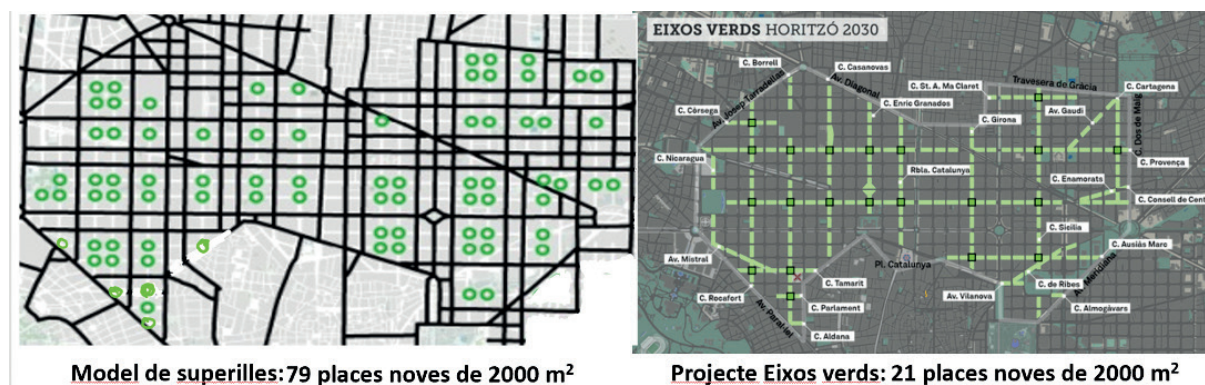


Figura 12. Confort acústic i alliberament d'espai del projecte d'eixos verds (mapa de l'esquerra) i del model de superilles (mapa de la dreta).

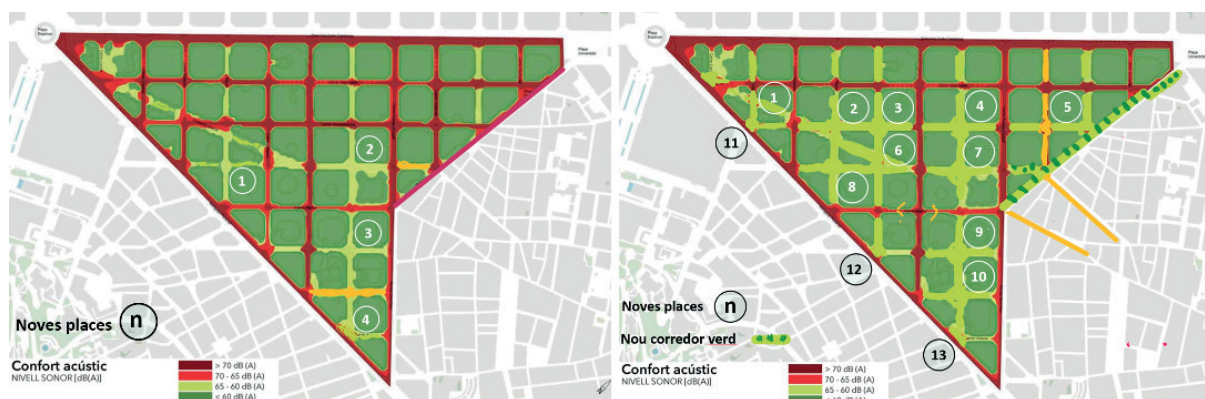
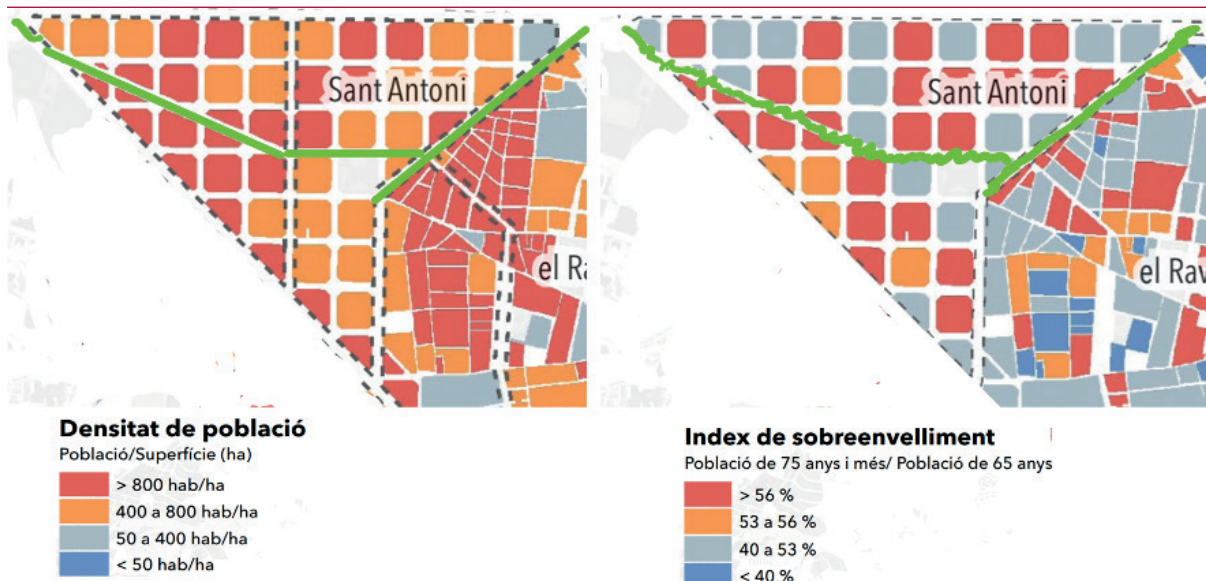


Figura 13. Comparativa del projecte d'eixos cívics i el model de superilles: característiques i superfície dels espais que alliberen

	Eixos cívics	m ²	Superilles	m ²	Diferència m ²
Nombre de trams de carrer alliberats	23	51.118	40	90.640	38.522
Nombre de places	4	7.602	13	23.644	16.042
Corredor verd Pl. Espanya/Pl. Universitat	0		5	24.822	24.822
Nombre de trams nous					
Total		59.720		139.106	79.386 (8 ha)
Trams av. Mistral	5	21.000	5	21.000	
Superfície total alliberada		80.720		160.106 (16 ha)	

Figura 14. Densitat de població per illa de cases i sobreenvelliment de la població a Sant Antoni i en part del Raval.



la població (una població sobreenvellida) quatre vegades més gran. En la figura 14 és descriuen la densitat de població i l'índex de sobreenvelliment per illa de cases.

Si superposem aquests mapes amb els de la Figura 12 podem fer un càlcul aproximat de l'impacte evitable en relació amb el soroll (els valors diürns admissibles han d'estar per sota dels 65 dBA). El mateix podríem dir de la resta de variables que constitueixen l'índex d'habitabilitat explicat en l'apartat següent.

L'habitabilitat en l'espai públic: el verd i el control de les variables d'entorn en el model de superilles

Els ecosistemes naturals en la seva successió (evolució) tendeixen a «controlar», a partir de la relació dels seus membres, les variables d'entorn: humitat, temperatura, el binomi insolació/ombres, camins, etc., essencials per tal d'incrementar i/o mantenir la seva biodiversitat.

En els ecosistemes urbans l'espai públic és l'entorn en què venen a coincidir les relacions dels components del sistema: la temperatura, la dissipació energètica (el soroll, la calor), la qualitat de l'aire, el nivell d'atracció, la seguretat, etc. són les variables d'entorn de l'ecosistema urbà (Rueda, S., 2018). Com és palès, a Barcelona les variables d'entorn no estan controla-

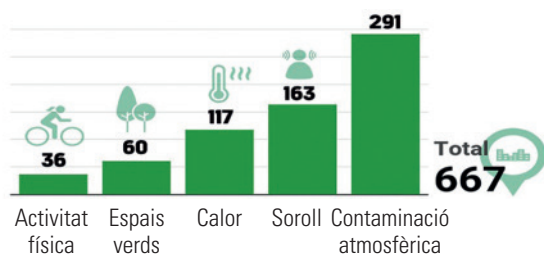
des. El soroll per sobre dels 65 dBA ocupa gairebé el 50% de l'espai públic de la ciutat; les concentracions de NO₂ per sobre dels 40 micrograms/m³ impacten sobre el 44% dels ciutadans de Barcelona; a les nits d'estiu, les temperatures poden enfilarse fins a 8 °C més respecte de la perifèria per efecte de l'illa de calor (Martin Vide, J., 2015). Si a aquest efecte s'hi suma la temperatura de les onades de calor que arriben amb el canvi climàtic, les condicions d'habitabilitat són dramàtiques, sobretot per als més vulnerables (Mueller, N.; Rueda, S. et al., 2019).

Amb la implantació de les superilles, el percentatge de la població que viuria en un indret amb una qualitat de l'aire acceptable arribaria al 94%, i el 73,5% de la població viuria en un indret amb uns nivells de soroll acceptables.

El verd urbà redueix lleugerament la contaminació de l'aire i el soroll, però també és molt important el seu paper en la regulació de la temperatura i en els efectes positius que té sobre la salut. La calor latent de l'aigua a les plantes permet reduir entre 4 i 5 °C la temperatura ambient. El seu paper regulador de la temperatura es veu incrementat amb la permeabilitat del sòl.

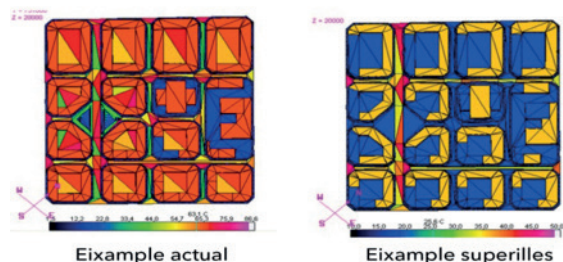
En la figura 16, la simulació de les temperatures superficials de la situació actual i en un escenari de superilles ens mostra la davallada de les temperatures per

Figura 15. Nombre de morts prematures que es podrien evitar amb la implantació del model de superilles a Barcelona.



Font: Mueller, N. et al.

Figura 16. Simulació de les temperatures superficials un dia d'estiu.



Font: BCNecologia.

efecte de l'increment del verd urbà en superfície i ocupant un terç de les cobertes (Rueda, S., 2020).

La xarxa verda i blava en el model de superilles: els corredors verds principals i la seva connexió amb Collserola

La naturalització dels espais urbans implica impregnar de natura l'ambient construït introduint el verd en l'estructura urbana tant com sigui possible. La continuïtat del verd urbà guanya terreny al gris, a l'asfalt i al ciment, i aporta un cert equilibri en les demandes ambientals i socials de la ciutat.

Els corredors verds urbans són franges amb una presència dominant de vegetació i un ús exclusiu, o si més no prioritari, de vianants i bicicletes, que travessen el teixit urbà i que garanteixen la connectivitat i també la connexió entre les diverses taques de verd existents dins de la ciutat. El conjunt de corredors forma una xarxa verda funcional connectada amb els espais naturals perifèrics, una veritable infraestructura ecològica dins de la ciutat.

Al mateix temps, els corredors verds urbans són eixos que es distingeixen per la qualitat de l'espai d'estada i de passeig, i per la presència d'una natura propera a la ciutadania. Aquesta presència fa la ciutat més amable, alhora que crea hàbitats atractius per a la fauna i multiplica els beneficis ambientals i socials.

Per a la definició dels corredors verds principals de Barcelona, a l'Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona es va desenvolupar una metodologia que cercava el nivell d'impedància (resistència) que tenia cada teixit per al pas en continu d'un corredor verd (Rueda, S., 2007). Els mapes identifiquen les zones més crítiques

i de major necessitat d'espais d'estada (color vermell).⁴ Per a aquest tipus de zones caldria crear estratègies urbanístiques per tal d'atenuar els alts índexs de pressió morfològica i estructural i assolir així, almenys, el punt d'equilibri mitjà de la ciutat.

Els espais limítrofs són especialment interessants des del punt de vista de la connectivitat. Aquestes zones de transició, anomenades ecotons, són espais on les condicions ambientals permeten la coexistència d'espècies pròpies de diverses comunitats d'organismes i que, per tant, han de ser abordats des de la premissa de la conservació de les característiques biològiques i ambientals d'aquestes comunitats.

En la Figura 14 s'han marcat els corredors verds principals i també la connexió del verd a través de les «portes de Collserola». Ambdues infraestructures verdes ens permetrien penetrar en el parc natural i enllaçar els espais verds del municipi amb els altres grans àmbits naturals que emmarquen la ciutat: el litoral i els rius Besòs i Llobregat. D'altra banda, s'hi assenyalen algunes vies que pel seu caràcter i secció constitueixen una entramat d'eixos verds secundaris en què la pràctica totalitat de les diagonals es destinaria a eixos verds.

Els corredors verds de la Figura 18, que han estat inclosos en el Pla del verd i la biodiversitat de Barcelona, podrien multiplicar-se amb la implantació de les superilles a la ciutat (en la Figura 9 es mostren els corredors potencials dins de l'àmbit del Pla Cerdà). Els colors blaus marí de la Compacitat Corregida Calibrada de la figura 19 mostren una disminució de la impedància dels teixits urbans per efecte de l'alliberament del 70% de l'espai públic avui dedicat a la mobilitat motoritzada (Rueda, S., 2007).

Un dels corredors verds que apareix amb la implantació de les superilles va des del riu Besòs fins a la platja de la Barceloneta, passant per cinc parcs urbans: el parc Besòs (Sant Adrià de Besòs), el parc Central del Poblenou, el parc del Nord, el parc de la Ciutadella i el parc de la Catalana. Els eixos que els connecten són el carrer Cristóbal de Moura, que té una secció de 40 m d'amplada en alguns trams, i els carrers Pere IV i Almogàvers fins que arriba al passeig de Lluís Companys. Una passarel·la entre el parc de la Ciutadella i la Barceloneta creuaria la Ronda Litoral.

D'altra banda, i pel que fa a la xarxa blava, els fons sorrencs i fangosos del litoral barceloní veuen, avui, la seva natural pobresa (en relació amb els fons rocosos) augmentada a causa de la important degradació a què estan, i sobretot a què han estat, sotmesos. El riu Besòs ha estat fins fa poc una claveguera a cel obert i durant dècades s'hi han vessat els fangs de la depuradora del Besòs, barrejats amb calç viva i donant lloc a una immensa muntanya de matèria orgànica en descomposició on viuen, predominantment, els cucs *Capitella capitata*, *Spio sp* i *Mycronephyts sphaerocirrata*. Les dures condicions ambientals, amb una apor-

⁴ El color rosa de la llegenda vol dir, per exemple, que per arribar al valor mitjà d'espai atenuant caldria alliberar entre 500 i 5.000 m² d'espai avui ocupat per l'edificació.

Figura 17. Compacitat Corregida Calibrada: requeriments d'espais d'estada, base de la proposta de la xarxa de corredors verds principals de Barcelona.



Font: Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona.

Figura 18. Xarxa de corredors verds principals de Barcelona, portes de Collserola i barrera d'esculls rocosos als fons marins de Barcelona.

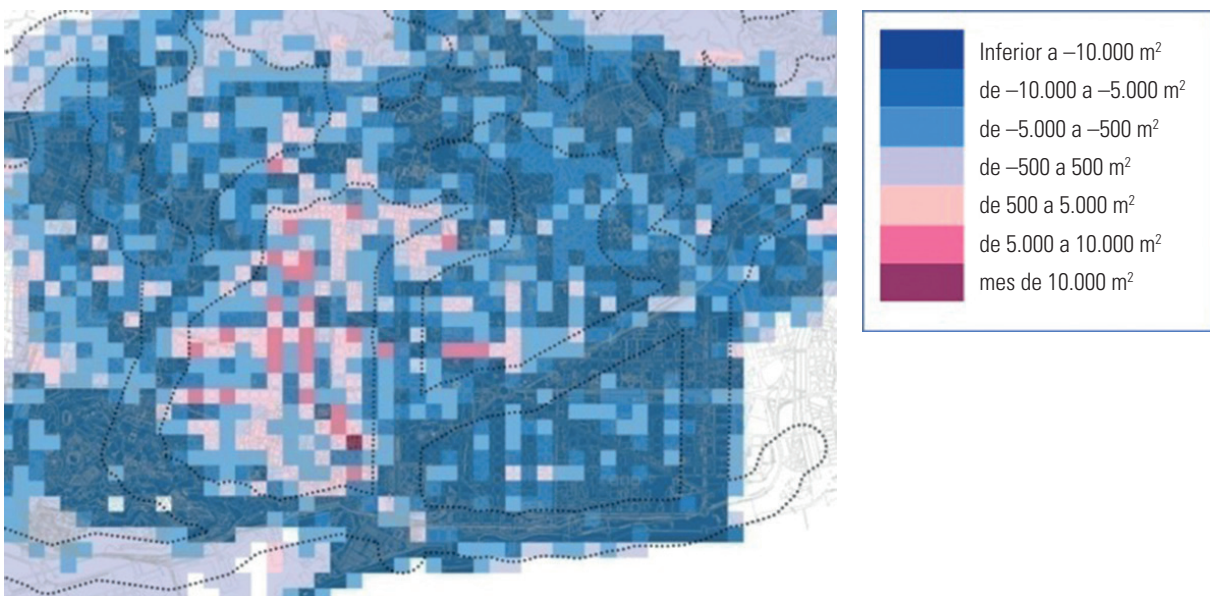


Font: Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona.

tació extraordinària de matèria orgànica que provoca l'anòxia del sediment i la continuada precipitació de material en suspensió, generen diferents tipologies de zones segons els organismes que hi viuen i que van des d'àmbits fortament pol·luïts, zones degradades o alterades i zones de transició. No hi ha cap sector dels fons bentònics que tingui una correlació d'organismes que correspongui a les condicions naturals teòriques desitjables en aquests fons (Rueda, S. et al., 2004).

En la figura 18 es presenta la proposta de regeneració dels fons marins de Barcelona amb la disposició d'una barrera de material rugós en forma d'esculls rocosos. L'objectiu de multiplicar la superfície rugosa té a veure amb la facilitat per regenerar la vida aquàtica. La velocitat de regeneració d'una àrea tan castigada com la dels fons marins de la costa de Barcelona és significativament més elevada que la que tindria en el supòsit de no fer-hi res. A l'objectiu de regeneració se n'ha d'afegir un altre, que és, sobretot, el que justifica la proposta: convertir l'àrea que va des del trencanades fins a la desembocadura del riu Besòs (10 km²) en el districte 12è de Barcelona (l'11è és Sarajevo), que tindria unes dimensions similars a la de qualsevol districte de la ciutat. Aquest districte marí acolliria els usos i les funcions d'esbarjo: pesca, busseig, esports nàutics, lleure, restauració, etc. Permetria regenerar i, en el seu cas, potenciar les activitats del front marítim. Segurament, la implementació del districte marí hauria de ser regulat per mitjà de les ordenances municipals tant pel que fa als usos com als serveis, per exemple la recollida de residus. La proximitat d'una àrea d'esbarjo àmplia com aquesta està destinada, també, a reduir la pressió dels barcelonins afeccionats al busseig, la pesca o els esports nàutics sobre àrees vulnerables d'alt valor ecològic, com les illes Medes o altres indrets i àrees protegides de la costa.

Figura 19. Compacitat Corregida Calibrada: requeriments d'espais d'estada en un escenari de superilles a Barcelona.



Font: BCNecologia.

Figura 20. Corredor verd que va del riu Besòs a la platja de la Barceloneta connectant cinc parcs urbans.



Font: BCNecologia.

L'extensió del verd als nuclis urbans dels municipis de l'AMB amb la implantació de les superilles

La renaturalització de les àrees urbanes dels municipis metropolitans pot fer-se realitat implantant les superilles en cadascun d'ells, de manera similar a la renaturalització de Barcelona, basada en superilles. La Figura 18 recull la proposta de xarxa de superilles per als municipis de l'AMB.

Amb l'alliberament d'espai públic a causa de la creació de les superilles, no és difícil imaginar la facilitat de penetració del verd perifèric de cadascun dels municipis, creant una xarxa verda potencial que apareix en els teixits urbans per substitució dels usos dedicats avui a la mobilitat.

L'extensió del verd a la Regió Metropolitana

A la Regió Metropolitana de Barcelona hom comprova que la matriu verda d'àrees cada cop més extenses es va esmicolant i que, alhora, la seva biodiversi-

tat es va empobrint, quan sabem que el manteniment i, en el seu cas, l'augment de la complexitat d'un determinat espai que cal conservar depèn de la grandària de l'àrea, de la proximitat d'àrees de proveïment i de la connexió real amb altres espais naturals que permetin els intercanvis d'informació entre els organismes vius.

L'estabilitat ecològica dels sistemes naturals es veu facilitada en gran mesura mitjançant el no-aïllament d'aquests espais i la promoció d'un model per distribuir-los que tendeixi a la forma d'un reticle de sistemes naturals. Quan es creen reserves o s'aïllen àrees naturals, a causa de les infraestructures o les urbanitzacions, es perden espècies; aquesta pèrdua està relacionada amb la superfície de l'àrea i és el resultat de taxes diferencials d'extinció i d'immigració. Les reserves han de ser tan grans com sigui possible, i sense barreres. Si les reserves són petites, aquestes contindran menys espècies en l'equilibri que una única reserva de la mateixa superfície total, d'aquí que hagin d'estar juntes perquè cadascuna funcioni com a àrea

Figura 21. Proposta de superilles per als nuclis urbans dels municipis metropolitans de l'AMB.



Font: BCNecologia.

Figura 22. Espais lliures de l'AMB i proposta de superilles per als nuclis urbans del municipis metropolitans de l'AMB.

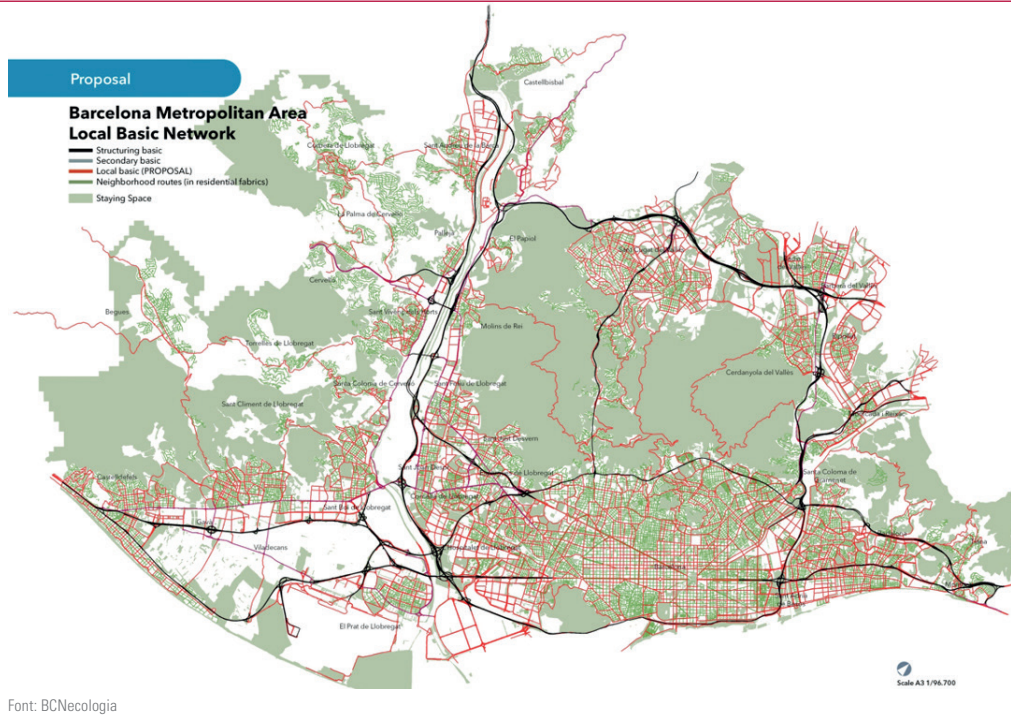
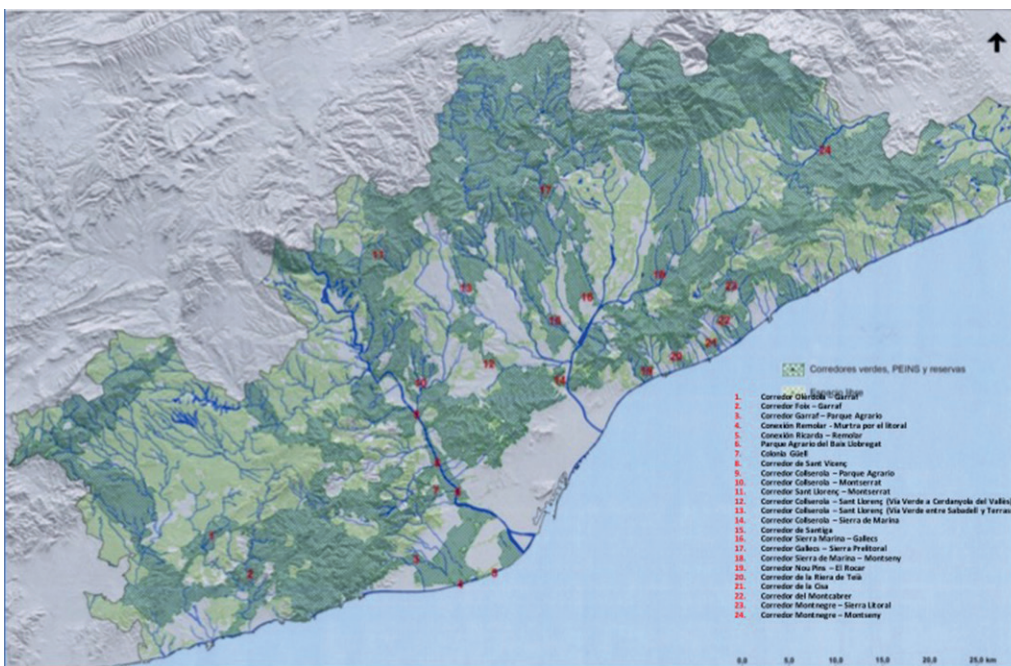


Figura 23. Xarxa verda i connectores ecològics a la Regió Metropolitana de Barcelona



d'origen d'espècies per a les altres; l'efecte millora si les petites reserves estan connectades mitjançant corredors d'hàbitat adequats.

D'altra banda, les espècies més perjudicades per la fragmentació són les que tendeixen a viure en els ambients menys influenciats per l'home, com l'interior de zones boscoses; la fragmentació implica un augment relatiu de les condicions de vora o marge i una reducció de les zones interiors, ben constituïdes, dels medis naturals, i n'és una conseqüència la banalització de flora i fauna: les espècies que suporten el canvi són les que es mostren més «antropòfiles», capaces de sobreviure

en medis alterats amb forta presència humana i que, per tant, són freqüents i fàcils d'observar, mentre que les espècies lligades a medis no pertorbats, més retretes i difícils de veure, de vegades més especialitzades i rares, poden reduir-se de manera espectacular.

Els estudis dels efectes de la fragmentació efectuats en boscos nord-americans mostren que, quan les taques boscoses residuals en un paisatge (rural o urbà) es redueixen a menys de 50 ha, la biodiversitat d'aus es redueix en un 50%. Les zones marginals són adequades per a espècies oportunistes, capaces d'alimentar-se als camps i també al bosc. Entre aquestes

acostuma a haver-hi aus i serps menjadores d'ous, la qual cosa ajuda a entendre el descens de la biodiversitat d'aus (Terradas, J. i Rueda, S., 2012). A més a més, hi ha altres formes de fragmentació, des de dins o des de les vores, que es deuen a la implantació dels diversos assentaments o activitats humanes a l'interior o just en el límit de zones naturals, la qual cosa genera focus de pertorbació que produeixen aurèoles creixents, reduint la continuïtat dels hàbitats de moltes espècies. Així doncs, es comprèn fàcilment que les formes difuses de creixement urbà tenen uns majors efectes sobre la biodiversitat del conjunt d'un territori que les formes més compactes (Terradas, J. i Rueda, S., 2012).

Per mantenir una determinada biodiversitat cal establir clarament la divisòria necessària entre camp i ciutat, la qual cosa suposa trencar l'actual barreja, que no permet saber on comença la ciutat i on el camp. Sembla raonable, doncs, si l'interès és la conservació, fer els passos per desenvolupar un model de territori on el camp sigui més camp i la ciutat més ciutat i menys urbanització.

Per tal d'impedir l'empobriment i la regressió de la biodiversitat a l'AMB s'haurien d'ampliar les àrees verdes i fusionar-ne algunes, ara separades, mitjançant corredors d'hàbitats protegits, de grandària i característiques diferents segons les dels espais d'interès natural, i caldria també garantir un grau de protecció mínima (normatiu) de les àrees intersticials no protegides i dels hàbitats avui degradats o malmesos: marges, bardisses i paraments. L'estructura d'espais oberts hauria de garantir l'equilibri territorial entre àrees molt explotades, poc explotades i lliures d'explotació, a fi de garantir la desitjable diversitat ecològica dins del medi físic que habitem, i això s'hauria de tenir en compte a l'hora de prendre decisions sobre l'ordenació del territori i la seva gestió (Rueda, S., 2002).

Ampliant la proposta de J. M. Carreras (1992), dins d'aquesta estructura contínua que constitueix la xarxa verda de l'Àrea Metropolitana de Barcelona, podríem establir les següents tipologies espacials:

- 1) Grans masses forestals a les serralades Litoral i Prelitoral.
- 2) Extensions agrícoles com la del Penedès i, a un altre nivell però no de menys importància, el delta del Llobregat.
- 3) Corredors continus a les valls fluvials del Llobregat i el Besòs.
- 4) Manteniment de la franja agrícola i forestal al nord del Vallès Oriental i Occidental i dels «dits» agrícoles i forestals que formen una «pinta» complementària als «tendons» de la ciutat contínua del Vallès.
- 5) Fils articuladors, que poden seguir en molts casos les rieres secundàries dels sistemes hidrogràfics principals, les rieres del Maresme, etc., tot penetrant els teixits edificats i vertebrant possibles sistemes de parcs urbans. En altres casos aquests fils poden ser fins i tot itineraris o vies urbanes amb presència del verd (enjardinaments, arbrat).
- 6) Separadors intersticials que permetin reconèixer encara la individualitat dels diversos nuclis urbans de la ciutat contínua com a valor de referència ter-

ritorial. Aquest seria, entre d'altres, un paper assignable a l'horta del Maresme.

- 7) Estructura verda de connexió entre les diverses unitats verdes en la ciutat compacta, amb la creació de dos estatges en superfície i en alçada, formant una unitat connectada a la matriu verda.

Les connexions entre les diverses tipologies indicades es veuen amenaçades per l'actual expansió urbana i han esdevingut, actualment, espais estratègics per al manteniment de la matriu verda de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. La salvaguarda d'uns determinats connectors i la restitució d'uns altres ha de constituir l'estratègia prioritària de conservació; per tant, s'haurien de revisar i tirar enrere algunes de les ocupacions que avui més comprometen l'articulació de la xarxa de biodiversitat de l'Àrea Metropolitana de Barcelona.

En la Figura 23 se situen amb un número els connectors estratègics de la Regió Metropolitana, que poden mantenir la interconnectivitat entre espais verds i que són essencials per al manteniment de la biodiversitat en aquesta àrea. Cal deixar clar, però, que l'articulació d'una proposta com aquesta no té futur si no es fan els passos per desenvolupar un model d'assentaments compacte i complex que s'allunyi de l'actual model de dispersió i simplificació tant de la biodiversitat com de les estructures organitzades urbanes.

Bibliografia

- BOHIGAS, O. (1958). «En el centenario del Plan Cerdà». *Cuadernos de Arquitectura*, núm. 34.
- BONET, A. (1958). «Carta Abierta al Director. Viviendas Unifamiliares». *Cuadernos de Arquitectura*, núm. 33.
- BUSQUETS, J. (1994). *Barcelona. Evolución urbanística de una ciudad compacta*. Ed. Mapfre.
- CERDÀ, I. (1867). *Teoría General de la Urbanización. Reforma y ensanche de Barcelona*. Instituto de Estudios Fiscales, 1968.
- CERDÀ, I. (1859). *Teoría de la Construcción de las Ciudades aplicada al proyecto de Reforma y Ensanche de Barcelona*. Ministerio para las Administraciones Públicas, 1991.
- MARTÍN VIDE, J. (2015). *Causas y factores que influyen en la isla de calor, áreas críticas del territorio metropolitano y propuestas urbanísticas para su mitigación*. Presentació a la Taula de Metabolisme de l'AMB.
- MUELLER, N.; RUEDA, S. et al. (2019). *Changing the Urban Design of Cities for Health. The Superblock Model*. *Environmental International*. Ed. Elsevier.
- RUEDA, S. (2002). *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una visió de futur més sostenible*. Ajuntament de Barcelona.
- RUEDA, S. et al. (2004). *Projecte Biotop*. BCNecologia.

RUEDA, S. et al. (2007). *El verd urbà: com i per què? Un manual de Ciutat Verda*. Col·lecció Gestionar per conservar, pàg. 14-49. Fundació Territori i Paisatge de l'Obra Social de Caixa Catalunya.

RUEDA, S. (2018). «Carta para la planificación ecosistémica de ciudades y metrópolis». www.cartaurbanismoecosistemico.com

RUEDA, S. (2019). «Les superilles per al disseny de noves ciutats i la renovació de les existents: el cas de Barcelona». *Papers*, núm. 59. Nous Reptes en la Mobilitat Quotidiana.

RUEDA, S. (2020). *Regenerando el Plan Cerdà. De la intervía de Cerdà a las supermanzanas*. Ed. AGBAR.

SOTOCA, A.; CARRACEDO, O. (2013). *Naturbà. Barcelona-Collserola, Una relació retrobada*. Col·legi d'Arquitectes de Catalunya.

TERRADES, J.; RUEDA, S. (2012). *Libro Verde de sostenibilidad urbana y local en la era de la información*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

TARRAGÓ, S.; MAGRINYÀ, F. (1994). *Catàleg de l'exposició: Cerdà, Urbs i Territori. Una visió de futur*. Departament de Política Territorial. Generalitat de Catalunya.

PROCESOS Y DINÁMICAS DE LOS
ESPACIOS ABIERTOS DE LA REGIÓN
URBANA DE BARCELONA. LA ECOLOGÍA
REGIONAL COMO NUEVO PARADIGMA
PARA LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

SUMARI

1. Los espacios abiertos en la Región Metropolitana de Barcelona

2. Impactos sobre el suelo

2.1. Pérdida de suelo por sellado y erosión

2.2. Procesos de degradación de suelo

3. Degradación de los espacios asociados al sistema hidrográfico

3.1. Degradación y regresión del espacio fluvial

3.2. Calidad de las aguas subterráneas y humedales

4. Desaparición y regresión de playas

5. Degradación y vulnerabilidad de los bosques

5.1. Aumento de superficie forestal en detrimento de la superficie agrícola

5.2. Abandono de la gestión forestal y aumento de *stock* de biomasa

5.3. Falta permanente de agua en los bosques

5.4. Ausencia de proyectos de restauración ecológica en Catalunya

6. Fragilidad y disminución de la matriz agrícola

6.1. Fragilidad por falta de protección de la agricultura

6.2. Pérdida de biodiversidad por tendencia al monocultivo

7. Escasez y fragilidad de los espacios verdes urbanos

7.1. Ausencia de espacios verdes en la ciudad

7.2. Efecto *isla de calor*

7.3. La vulnerabilidad de la vegetación urbana ante el cambio climático

8. Procesos de fragmentación

8.1. Causas de la fragmentación

8.2. Consecuencias de la fragmentación

9. Claves para el proyecto de los espacios abiertos de la región urbana de Barcelona

Referències bibliogràfiques

PROCESOS Y DINÁMICAS DE LOS ESPACIOS ABIERTOS DE LA REGIÓN URBANA DE BARCELONA. LA ECOLOGÍA REGIONAL COMO NUEVO PARADIGMA PARA LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL

1. Los espacios abiertos en la Región Metropolitana de Barcelona

Sobrevolando a vista de pájaro la Región Metropolitana de Barcelona (RMB), en un recorrido transescalar, observamos la gran variedad de tipos y tamaños de espacios abiertos, que se distribuyen alternados con los usos urbanos. En esta categoría incluimos: bosques, espacios agrícolas, espacios fluviales, playas, verdes urbanos, jardines privados, parterres, árboles urbanos, así como cualquier elemento que, por más pequeño que sea, presenta cierto grado de naturalidad en contraposición a la materialidad de la ciudad caracterizada por el hormigón y el asfalto, y el suelo como el elemento de soporte fundamental.

La actividad humana y los procesos urbanizadores han ido transformando la matriz biofísica hasta convertirla en una extensa metrópolis, heterogénea en términos de usos y funciones, y morfológicamente muy compleja, donde los espacios abiertos se encuentran en situaciones de gran presión urbana. Una simple comparación entre fotogramas de los años 50 y la actualidad nos muestra cómo los grandes mosaicos agroforestales de la RMB han ido disminuyendo y fragmentándose a lo largo de las últimas décadas, a ritmos acelerados si lo equiparamos con siglos anteriores. Sin embargo, si bien la fragmentación es uno de los procesos más evidentes, existen otros problemas que pasan desapercibidos porque son menos visibles.

2. Impactos sobre el suelo

El suelo es seguramente uno de los grandes olvidados en la planificación del territorio. Normalmente, los arquitectos nos referimos a él para hablar del régimen de suelo o del tipo de suelo descrito en los informes geotécnicos. No obstante, el suelo, que junto con la atmósfera y la hidrología conforman los elementos abióticos de la matriz biofísica, es el soporte fundamental para la actividad en el planeta. El suelo es un recurso finito no renovable a corto y medio plazo, ya que los procesos que lo forman son extremadamente lentos y requieren miles de años (FAO, 2015). El suelo, definido como la capa superior de la corteza terrestre compuesta por

partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos, desarrolla funciones esenciales como la de ser soporte de biodiversidad y de la agricultura, regular el ciclo hidrológico mediante el filtraje, la purificación y el almacenaje de agua, ser refugio para las semillas, regular el ciclo de nutrientes, captar y almacenar carbono, proporcionar estabilidad física y ser soporte de las estructuras urbanas.

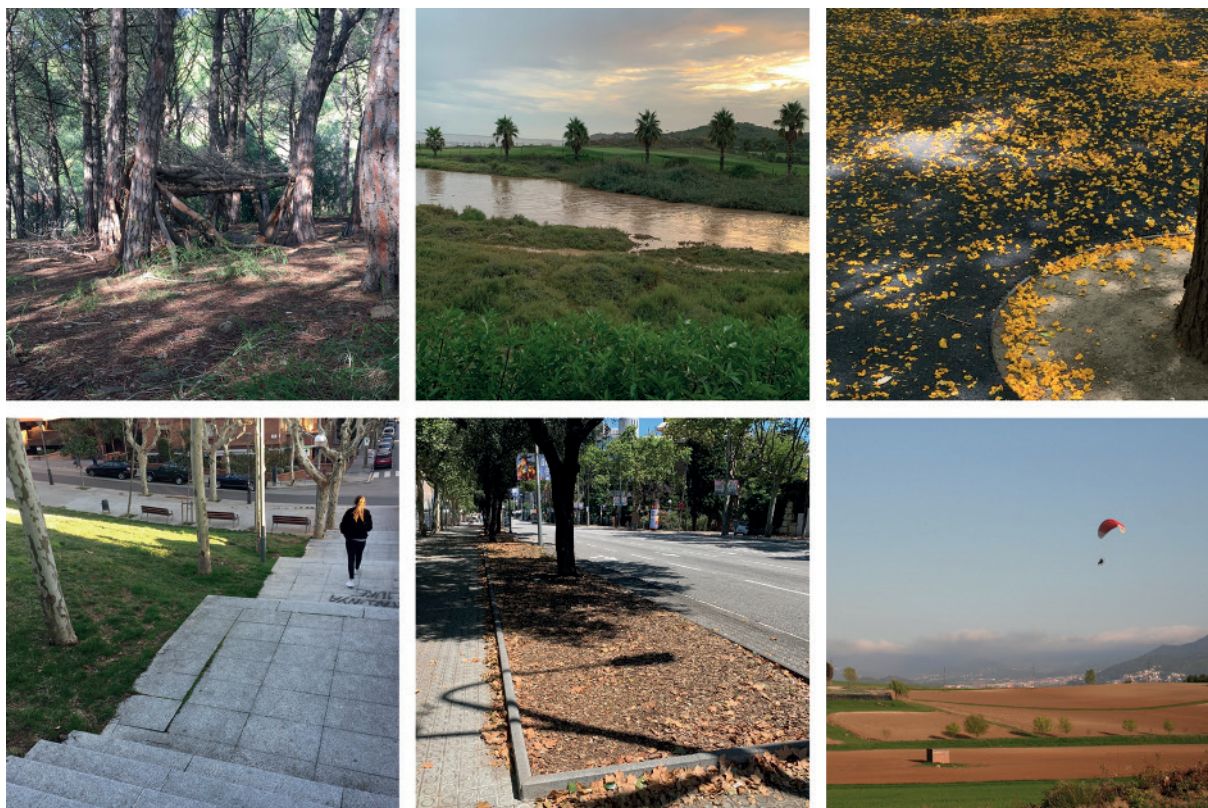
2.1. Pérdida de suelo por sellado y erosión

Una de las causas de la pérdida de suelo es el sellado, proceso a través del cual el suelo queda sepultado bajo el asfalto y el cemento, impidiendo que pueda desarrollar sus funciones. En la RMB, el suelo sellado ha pasado de 17.347 ha (1956) a 71.824 ha (2009), lo que supone un incremento del 314%. Actualmente, el 22% del suelo de la RMB está sellado (BURIÉL, 2009). La pérdida de suelo se produce también por la erosión causada por agua, viento, hielo, la propia gravedad (mecánica) y por usos agrícolas. Todos estos factores provocan la pérdida de la cobertura vegetal, dejando el suelo desprotegido y expuesto a los agentes erosivos. En el caso de la RMB, sobre todo en las comarcas del Vallès, la causa principal es la intensificación agrícola, con una clara tendencia al monocultivo del cereal, y la destrucción de márgenes (ADENC, 2004). En la comarca del Alt Penedès, la erosión del suelo se debe a los profundos cambios, en relación con el manejo del terreno para la producción de uva, a los que se han sometido amplias superficies (Martínez, 2016).

2.2. Procesos de degradación de suelo

El suelo sufre procesos de degradación o deterioro debido a diferentes factores. La pérdida de materia orgánica, causada por la exportación de biomasa cuando los cultivos son cosechados, afecta a la estructura del suelo, a la biodiversidad de organismos que habitan en él y a las plantas, que no pueden obtener nutrientes (Ibáñez, 2008; PRECAT, 2020). En Catalunya, aunque no se dispone de información suficiente a pequeña escala, existen suelos que tienen menos de un 1,7% de materia orgánica, umbral a partir del cual se considera que un suelo se encuentra en un estado de

Figura 1. Tipos de espacios abiertos.



Font: L. Maristany y S. Mas.

predesertificación (PRECAT, 2020). En las ciudades, los espacios verdes como parques, parterres y alcorques también sufren compactación por el tránsito de personas.

La actividad extractiva de áridos provoca alteraciones del terreno y, en algunas ocasiones, contamina el freático. Además, no siempre se llevan a cabo de manera correcta los planes de rehabilitación, que son obligatorios por el *Real Decreto 975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras*.

Los procesos de salinización y sodificación generan descompensación en el balance de nutrientes y pueden estar causados por el riego con aguas salobres, por la lluvia ácida en regiones muy industrializadas, por un incorrecto abonado o por la repoblación del suelo con especies forestales que por su naturaleza tienden a acidificarlo (Ibáñez, 2008).

Los suelos sufren procesos de contaminación que tienen consecuencias sobre la salud humana, así como sobre otros compartimentos ambientales: acuíferos, atmósfera y suelo (ARC, 2009). De acuerdo con la Agència de Residus de Catalunya, el 82% de los casos de contaminación han sido originados por las malas prácticas en las actividades industriales (química, metalúrgica y petróleo) y comerciales, como estaciones de servicio y centros de distribución de hidrocarburos (Tost, 2015).

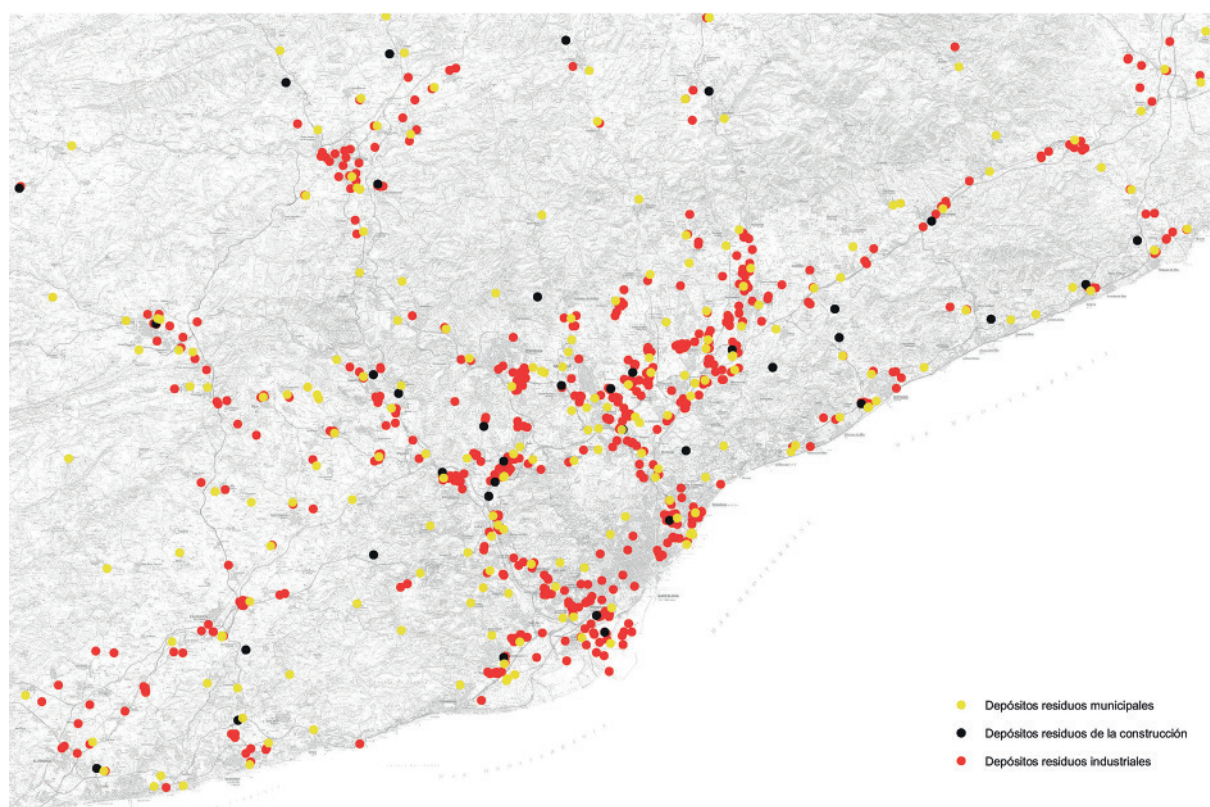
La actividad agrícola contamina el suelo por el uso de plaguicidas, insecticidas y otros compuestos sintéti-

cos y por la contaminación de los acuíferos por parte de los nitratos de la ganadería, que permanecen en el suelo hasta que la lluvia los arrastra.

La mala gestión de los residuos produce contaminación de suelo. Si los vertederos urbanos, donde se deposita la fracción rechazo (aquella que no ha podido ser reciclada) no están bien impermeabilizados y sellados, acaban contaminando el suelo y los acuíferos, debido a los procesos de lixiviación de la materia orgánica, a través de los cuales se arrastran los productos tóxicos presentes en la basura. Además, se liberan importantes cantidades de gases de efecto invernadero o gases tóxicos. El principal factor es la ineficiencia en la gestión de residuos, ya que, en España, a pesar de haber invertido millones en plantas de Tratamiento Mecánico Biológico (TMB), estos tienen unas tasas de recuperación muy bajas (5%), lo que significa que la fracción rechazo, a pesar de haber pasado por una TMB, acaba en vertederos (Brunat, 2017). Además, las tasas de recogida selectiva de residuos urbanos son todavía muy bajas (39%) (PRECAT, 2020).

Por otro lado, a pesar de que en la ARC se recogen un total de 108 documentos a nivel europeo, estatal y autonómico, no existe una ley que proteja el suelo de manera directa. En Catalunya, el *Decreto legislativo 1/2009 por el que se aprueba la Ley reguladora de residuos* y la *Ley 26/2007 de responsabilidad ambiental* parecen más orientadas a la descontaminación de suelos que a su propia protección. Además, aunque el *Real Decreto 9/2005 por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de*

Figura 2. Mapa de localización de depósitos de residuos.



Font: L. Maristany a partir del GIS de la ARC.

suelos contaminados establezca la obligatoriedad para los titulares de estas actividades de presentar Informes Preliminares de Situación, solo se tiene registro de 9.000 actividades de las 30.000 que contempla la Ley (PRECAT, 2020; Tost, 2015). Esto significa que solo tenemos una tercera parte de la información necesaria para elaborar los mapas de contaminación de suelo. Otra cuestión que agrava el problema es que, a diferencia de Europa, en Catalunya no se incluyen las actividades mineras como actividad contaminante (Tost, 2015).

3. Degradación de los espacios asociados al sistema hidrográfico

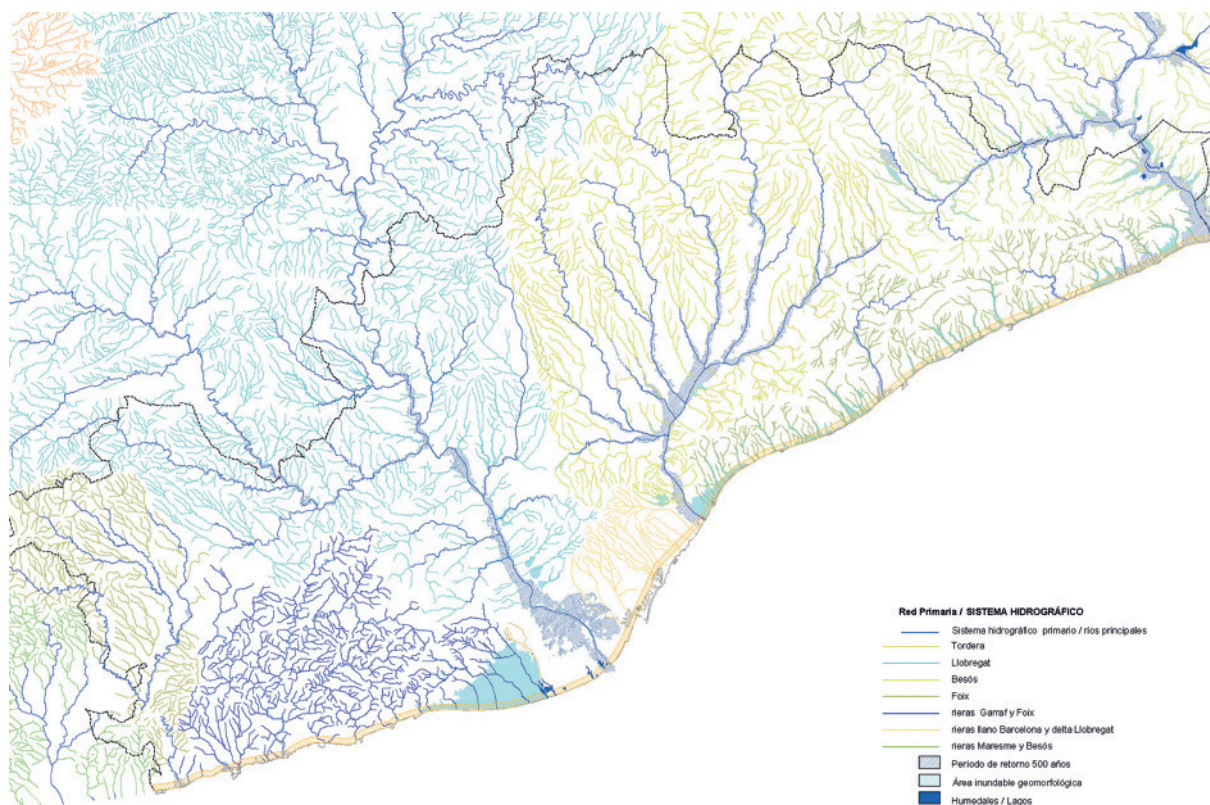
Los ríos son, junto con los lagos y lagunas, los mares interiores, los humedales y las aguas subterráneas, los espacios que conforman el sistema hidrográfico. Son los espacios que utiliza el ciclo del agua en su recorrido terrestre, y del cual se derivan funciones tan fundamentales como la de suministrar agua; regular el ciclo hidrológico, mitigando así los efectos del cambio climático; purificar el agua a través de la vegetación de ribera y los humedales; ser soporte de biodiversidad; proveernos de productos y alimentos; y tener valores culturales esenciales. Son, además, un mecanismo de lavado de los continentes (Margalef, 1992) que proporciona y repone sedimentos en las playas.

3.1. Degradación y regresión del espacio fluvial

Los espacios fluviales son ocupados por crecimientos urbanos, por infraestructuras de movilidad y de servicios y por la construcción de presas, modifican-

do así su hidromorfología, cambiando el carácter meandriforme del río y alterando la conectividad lateral, ya que se destruye de manera irreversible la vegetación de ribera, afectando a la biodiversidad (García Burgos et al.). A pesar de que las áreas funcionales asociadas a los ejes fluviales cuentan con un marco legal jerarquizado y con un amplio despliegue de instrumentos, que prevén su zonificación (períodos de retorno) y la regulación de usos con la finalidad de garantizar su funcionalidad, estos no se aplican de manera rigurosa y adecuada. Hay que señalar también que, en última instancia, es la planificación urbanística la que decide si algunos de esos usos son admitidos o no, ya que el *Real Decreto Legislativo 1/2001, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas*, en su Artículo 11, donde se definen las zonas inundables, remite al artículo 6 del Reglamento de la Ley de Urbanismo la autorización de usos en zonas inundables, una vez que la administración tenga los datos y estudios sobre avenidas y se hayan podido proponer medidas —a través de la modificación de la orografía— para proteger los nuevos usos del riesgo de inundación. Por otro lado, hasta el año 2006 no se aprueba la *Ley 9/2006, sobre evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente*. Esto quiere decir que hasta esa fecha no se han evaluado los impactos en el medio ambiente causados por el planeamiento cuando este modifica los espacios fluviales. La realidad es que la zonificación fluvial se considera más una herramienta para protegerse de las inundaciones, que también lo es, que como una herramienta de planificación física que proteja a los ríos y a su dinámica.

Figura 3. Sistema hidrográfico en la RMB.



Font: Maristany a partir de la cartografía del ACA.

Otra de las causas de la degradación es la disfunción en el régimen de caudales debida a varios factores, como: el gran consumo por parte de la agricultura y la demanda de agua para regadío, que aumenta en España; las políticas hidráulicas inadecuadas, más enfocadas a la extracción de agua que a la protección de las riberas; una sobrevaloración del recurso del agua, primando las series de gran abundancia de precipitaciones; los modelos urbanos de baja densidad; y la ineficiencia por pérdidas de las redes de distribución urbanas y agrícolas.

Otro factor es la mala calidad de las masas de agua de las cuencas del Llobregat, el Besòs y el Foix (PGDCFC,¹ 2016-2021), debido a que los ríos han sido marginalizados y considerados como canales de desagüe a cielo abierto, a los usos industriales, a la ausencia de redes separativas en las ciudades y a la utilización de pesticidas, herbicidas y abonos químicos por parte de la agricultura y la ganadería (Rueda, 2012).

Por último, hay que señalar que las especies invasoras, como la caña americana, han colonizado gran parte de los ríos de la RMB.

3.2. Calidad de las aguas subterráneas y humedales

De acuerdo con los datos del PGDCFC, la calidad de las aguas subterráneas es mala debido a varios factores: la sobreexplotación, que al mismo tiempo causa graves problemas de salinización por intrusión marina, a la que se suma la sal proveniente de las minas situadas en la comarca del Bages; los nitratos de origen

agrario y ganadero; la lixiviación de los residuos, y la actividad industrial. Los humedales situados en el delta del Llobregat se degradan debido a la actividad agrícola.

4. Desaparición y regresión de playas

El sistema litoral (acantilados y playas) constituye el área de transición entre los sistemas terrestres y los marinos. Funciona como un ecotono, una frontera ecológica, que se caracteriza por intensos procesos de intercambio de materia y energía. Las playas y sus sistemas de dunas son elementos fundamentales para la estabilización y la protección de la costa, ya que almacenan el exceso de arena que el mar aporta a la playa, evitando la erosión de la costa y protegiendo y regulando el funcionamiento de las zonas húmedas costeras, que suelen tener un alto valor ecológico (MAGRAMA, 2008). Además, son soporte de biodiversidad y, sobre todo, desarrollan una función recreativa importante.

Actualmente las playas metropolitanas sufren procesos de regresión debido a la interrupción de la dinámica sedimentaria —basada en el transporte longitudinal y transversal de arena—, causada principalmente por la ocupación de los espacios litorales por usos urbanos, por infraestructuras viarias y ferroviarias, por la construcción de puertos y por la impermeabilización de las rieras, que son las responsables de aportar sedimentos a las playas.

En la costa catalana, los temporales causan cada año la pérdida de la arena de las playas. Este hecho obliga a invertir grandes cantidades de dinero público en la

¹ Plan de Gestión del Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya.

construcción de espigones, en la reconstrucción de paseos marítimos y en la regeneración de las playas con dragados, muy agresivos para los fondos marinos. En el período 2008-2011 la administración se gastó 3 millones de euros en las playas de Barcelona y 23 millones en las playas del Maresme (EFE, 2012). Sin embargo, un estudio llevado a cabo por Barcelona Regional pone de manifiesto que, desde 2011 hasta 2016, ha desaparecido el 17% de la superficie de playas en Barcelona, entre las cuales estaban las toneladas de arena que se habían inyectado en el año 2011 (Castán, 2016).

De acuerdo con grupos de ecologistas, esta política de parches y *cortoplacista* sostiene un modelo de turismo caduco, que solo contenta a los *lobbies del ladrillo* y que no tiene en cuenta que la amenaza del cambio climático supondrá para Catalunya un coste estimado de 583 millones de aquí a fin de siglo, debido a la intensificación de los temporales, las sequías y la subida del nivel del mar (EFE, 2012).

Tampoco la *Ley de Costas* (1988) y sus modificaciones (2015) ayudan mucho a proteger el litoral, ya que consolidan todavía más las edificaciones ya localizadas en las playas, debido a que existe ambigüedad en la interpretación de los límites del Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPMT). Esto ha provocado que en Catalunya, a pesar de tener instrumentos como el *Pla Director Urbanístic del Sistema Costaner* (PDUSC) y el *Pla Director Urbanístic de Revisió dels Sòls no Sostenibles*, no se haya podido evitar que algunos espacios en Girona (Empúries y Platja d'Aro) hayan quedado exentos de las restricciones del DPMT.

De acuerdo con la UE, la solución pasa por plantear una gestión integral del litoral que evite la urbanización y la edificación y que apueste por una actividad turística sostenible de calidad e invierta en la restauración del litoral (EFE, 2012); además, aunque sea muy difícil, habría que plantearse la desmaterialización parcial de los paseos marítimos para recuperar espacio de dunas.

5. Degradación y vulnerabilidad de los bosques

Los espacios forestales y la vegetación en general conforman, junto con la fauna, los elementos bióticos de la matriz biofísica y constituyen la base de la vida sobre la tierra, ya que producen todo el oxígeno de la atmósfera terrestre, proporcionan el alimento y el hábitat que sostiene a todas las criaturas vivientes mediante la fotosíntesis, a través de la cual suministran oxígeno y captan carbono. Además, son soporte de la biodiversidad, regulan el clima y el ciclo hidrológico, protegen el suelo de la erosión, son proveedores de productos, alimentos y medicamentos y tienen valores culturales y sociales.

5.1. Aumento de superficie forestal en detrimento de la superficie agrícola

La superficie forestal de la RMB ha aumentado en el período 1956-2009 en 26.871,47 ha (16%), pasando de representar un 51% del total de la superficie de la región en 1956 a un 59% en 2009 (CREAF, 2013). La razón principal ha sido el proceso de abandono de los espacios agrícolas, que han vuelto a ser colonizados

por vegetación natural, ya que, a diferencia de los espacios forestales que cuentan con el Plan de Espacios de Interés Natural (PEIN), los espacios agrícolas no han tenido instrumento de protección hasta el año 2018.

5.2. Abandono de la gestión forestal y aumento de stock de biomasa

El 85% de las 2.082.000 hectáreas silvestres de Catalunya se desarrollan sin ningún tipo de gestión directa, dando paso a un proceso de degradación progresiva y a un aumento de la biomasa, con el consiguiente peligro de incendios en las épocas de verano, especialmente peligrosos en la RMB, donde se concentra la mayor cantidad de población de Catalunya y donde el 41% del suelo destinado a uso residencial son urbanizaciones de baja densidad situadas en zonas boscosas (Font, 1999).

Una de las principales causas de esta situación es la industrialización de la agricultura, que tiene lugar a partir de mediados del siglo xx. Este proceso, que, mediante los sistemas de riego, la mecanización, los fertilizantes inorgánicos y las nuevas variedades de cultivos, permitió producir mayores cosechas por unidad de superficie y cubrir el incremento de demanda de alimentos (Cassman y Wood, 2005), tiene su contrapartida, ya que provoca el fin de la eficiencia territorial producido por el abandono de la gestión integrada entre los cultivos, la cría ganadera y el bosque.

Hasta entonces los agricultores trabajaban la tierra de manera eficiente, aprovechando las características de la matriz territorial y buscando diferentes equilibrios dinámicos entre explotación y conservación (Tello, 2013), manteniendo e incrementando la biodiversidad. Los animales se alimentaban de la biomasa del bosque y al mismo tiempo los cultivos se abonaban con excrementos del ganado, haciendo recircular así materia y energía, y manteniendo integrados diferentes niveles de disipación de energía antrópica por unidad de superficie en una estructura compleja, capaz de combinar producción con conservación (Marull, 2008).

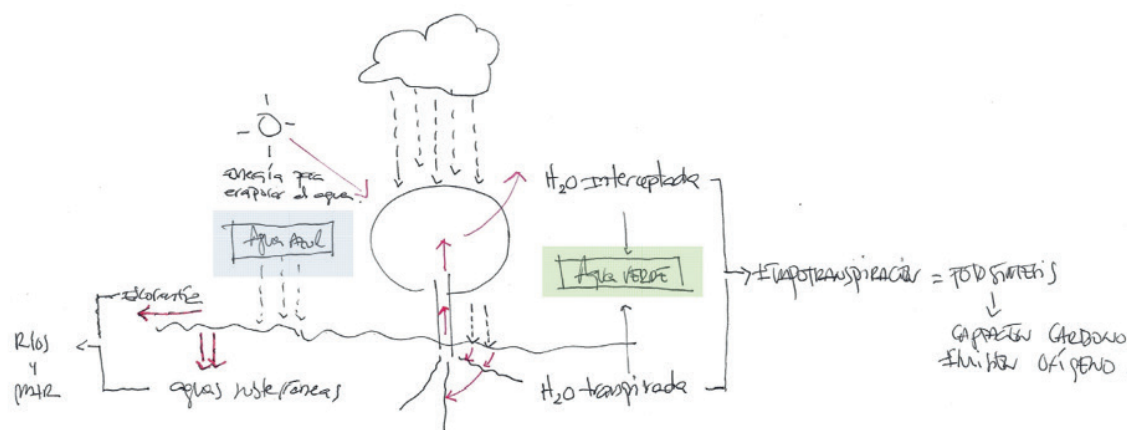
5.3. Falta permanente de agua en los bosques

Los bosques mediterráneos están en una situación de falta permanente de agua. La dinámica del agua, basada en el proceso de evapotranspiración² (Pla, 2015), es el factor determinante y principal en el funcionamiento de las comunidades forestales, ya que mantiene sus estructuras y contribuye a su crecimiento, permitiendo que el bosque funcione como sumidero de carbono y al mismo tiempo drene la cuenca alimentando así el sistema fluvial.

Los procesos de evapotranspiración están condicionados por varios factores: la estructura del bosque y del rodal, la gestión del bosque, y las propiedades del suelo y el clima (Sabaté). Las nuevas condiciones ambientales debidas al cambio climático —más temperatura y menos lluvia o alteraciones en las épocas de lluvia—

² La evapotranspiración se basa en dos procesos: la evaporación del agua de lluvia que ha sido interceptada por las copas y los troncos de los árboles gracias a la energía disponible (calor del sol) y la transpiración, a través del agua del suelo que absorben las raíces y que retorna a la atmósfera siguiendo un camino por el interior de la planta (Pla, 2015).

Figura 4. Esquema de evapotranspiración.



Font: L. Maristany.

tendrán diversas consecuencias. Habrá peores condiciones de crecimiento para los bosques y sus estructuras porque la mayor parte del agua (70-80%) se evaporará, provocando que no haya agua suficiente para mantener la humedad del suelo y del bosque, afectando a especies que dejarán de ser viables (Pla, 2015), ni tampoco agua para alimentar los sistemas fluviales territoriales, que verán disminuido el caudal de agua, afectando así a todo el ciclo hidrológico (Sabaté). Se incrementará el riesgo de incendios y disminuirá la capacidad de los bosques de actuar como sumidero de carbono, ya que las plantas necesitan transpirar enormes cantidades de agua para poder fijar carbono atmosférico. De acuerdo con los expertos solo una buena gestión forestal podría, no solo amortiguar, sino también revertir esta situación (Pla, 2015).

5.4. Ausencia de proyectos de restauración ecológica en Catalunya

De acuerdo con el informe de *World Wildlife Fund (WWF)*, si bien en España se han repoblado 700.000 ha en el período 1994-2006 de tierras agrarias a través de la PAC, la media anual de superficie repoblada en España es tan solo del 4,2%. Catalunya está en la cola, con un 1% de la superficie forestal potencial. Además, la mayoría de las veces las técnicas de restauración se limitan a la reforestación, normalmente post-incendio o en ámbitos fluviales, y la mayoría de los proyectos de restauración son meras plantaciones de árboles muchas veces de una única especie, excluyendo otro tipo de criterios, como el fomento de la biodiversidad y la conectividad (WWF, 2016).

6. Fragilidad y disminución de la matriz agrícola

El suelo agrícola, definido como la fracción del espacio roturado y convertido en cultivos o pastos, y que puede encontrarse en una situación de baldío temporal o verse abandonado e invadido por bosques (Folch, 2003), es el más vulnerable en la RMB. La agricultura desarrolla diferentes funciones: suministra alimentos y productos no alimentarios; es soporte de biodiversidad; regula el ciclo de nutrientes del que depende la fertilidad del suelo; y puede ser sumidero de carbono, aunque una agricultura industrializada puede llegar a ser fuente de carbono.

6.1. Fragilidad por falta de protección de la agricultura

A diferencia del espacio forestal, en la RMB el espacio agrícola ha disminuido casi un 58% en el período 1956-2009, pasando de 140.140 ha a 56.267 ha en prácticamente medio siglo (MCSC, 2013). El espacio destinado a agricultura en la región de Barcelona es tan solo del 18%. Este retroceso es debido principalmente a que, a diferencia del espacio forestal, la agricultura no ha tenido instrumento de protección hasta que se aprueba la *Ley de Espacios Agrarios de Catalunya*, en el año 2018.

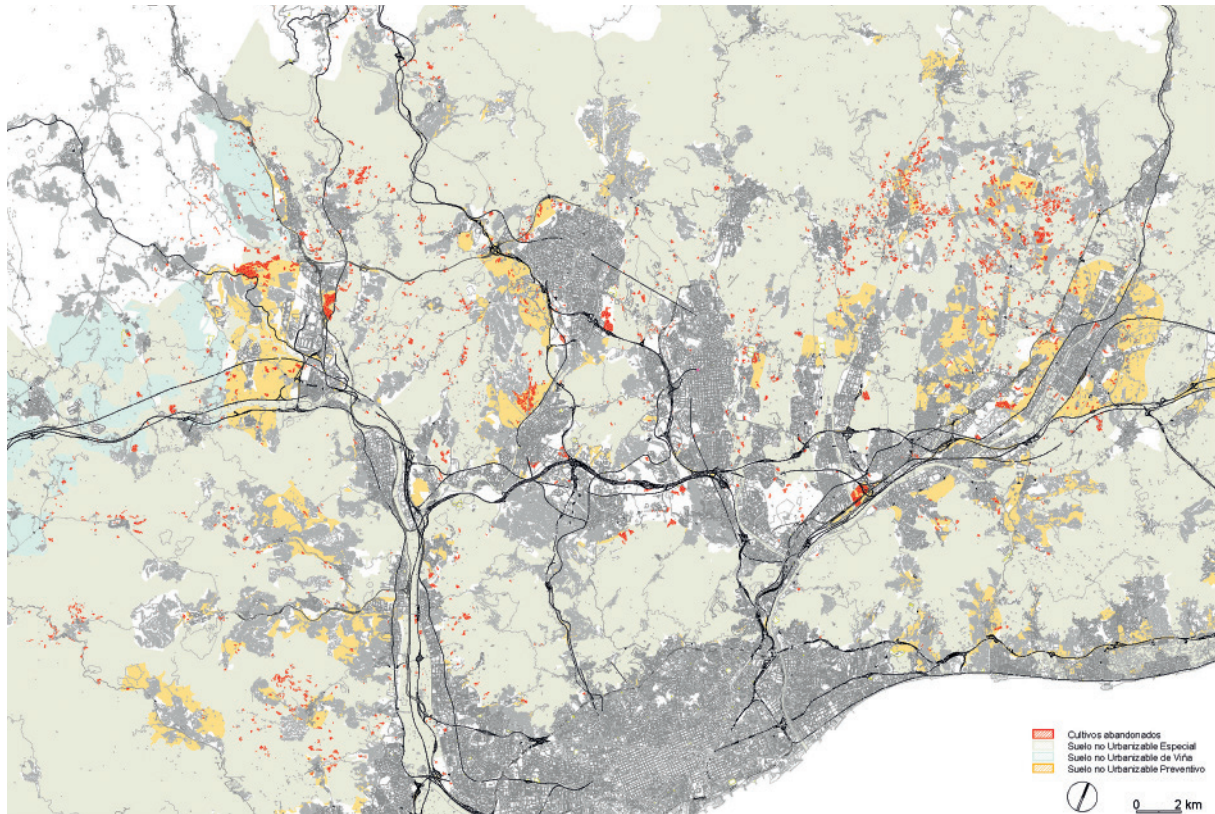
El suelo agrícola es el más vulnerable ante la presión urbanística y constituye la materia prima principal de la especulación inmobiliaria. La clasificación constante de suelo agrícola no urbanizable a suelo urbanizable, junto con el elevado nivel de arrendamiento de las tierras que se trabajan, crea inseguridad jurídica a los campesinos, dificultando la inversión en los procesos de modernización de las explotaciones agrícolas. Al mismo tiempo, la presión urbana hace elevar su precio, impidiendo que los agricultores puedan agrandar su superficie de explotación (ADENC). Las superficies agrícolas actualmente protegidas, como el *Parc Rural de Gallecs*, el *Parc del Rodal de Sabadell* o el *Parc Agrari del Baix Llobregat*, son demasiado pequeñas para generar tejido social agrario.

La clasificación como Suelo no Urbanizable Preventivo por parte del Plan Territorial Metropolitano de Barcelona (PTMB) en algunas zonas periféricas de los núcleos urbanos de la RMB lo hace todavía más vulnerable, ya que puede llegar a clasificarse como urbanizable a largo plazo si el *Plan General* lo considerara necesario.

6.2. Pérdida de biodiversidad por tendencia al monocultivo

Otra de las consecuencias de la industrialización agrícola es la pérdida de biodiversidad causada por la tendencia al monocultivo. En términos de planeta, la demanda de una población cada vez más numerosa y urbanizada ha provocado que muchos agricultores hayan adoptado variedades vegetales y animales uniformes y de alto rendimiento, provocando que se ex-

Figura 5. Suelos agrícolas abandonados y suelo no urbanizable preventivo.



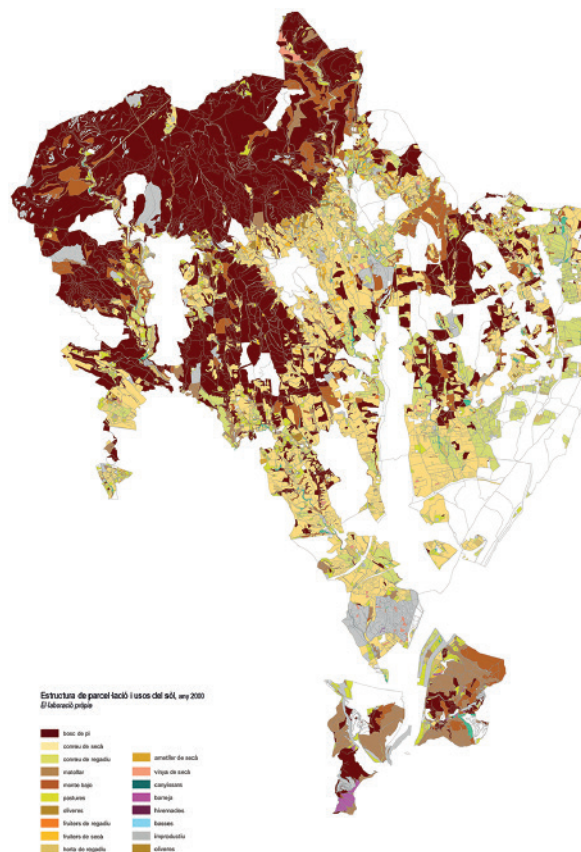
Font: L. Maristany a partir de cartografía PTMB e ICGC.

tingan algunas variedades y desaparezcan sus rasgos especializados (FAO, 2004). La pérdida de biodiversidad causa también el incremento de las especies de plagas (FAO, 2004), ya que cuanto más diversificados y menos intensivos son los agroecosistemas más son capaces de controlar de manera natural las plagas mediante el apoyo de un mayor número y una mayor diversidad de depredadores y parásitos que atacan especies herbívoras de plaga (Andow y Russell, en Newcome, 2009).

Estudios recientes sobre biodiversidad en el Área Metropolitana de Barcelona muestran, a través del Índice de Complejidad Paisajística, que evalúa la estructura funcional del paisaje (patrones y procesos), relacionando la conectividad ecológica y la heterogeneidad de las cubiertas, que el nivel de complejidad/biodiversidad es relativamente bajo, observando valores más altos en tres puntos: al norte de Castellbisbal, al sureste del parque del Garraf y en la Serra de Marina (Marull, 2019).

Las conclusiones de algunos estudios del Instituto Nacional de Investigación Agronómica de Francia y el Centro Nacional para Investigación Científica de Francia demuestran que crear un paisaje agrícola, con parcelas pequeñas y diferentes tipos de cultivo, favorece la biodiversidad de plantas y animales. En este sentido, podría no ser un problema que en el paisaje vallesano, donde predomina la agricultura de cereal, sobre todo forrajero-ganadero, con ganadería intensiva y regadío extendido, las parcelas tengan tamaños relativamente pequeños, que varían entre 3 y 25 ha.

Figura 6. Estructura parcelaria.



Font: S. Mas.

7. Escasez y fragilidad de los espacios verdes urbanos

Los espacios verdes urbanos y la vegetación urbana en general constituyen los elementos más pequeños del sistema de espacios abiertos metropolitano y desarrollan funciones esenciales en las ciudades, como las siguientes: el control y la regulación de la calidad del aire, el secuestro y almacenamiento de carbono, la regulación térmica reduciendo el efecto *isla de calor* y el consumo energético, la atenuación de la contaminación acústica, la mejora del ciclo natural del agua, la producción de alimentos y el reciclaje de los residuos orgánicos urbanos, además de ser refugios de la biodiversidad y desarrollar una función social importantísima.

7.1. Ausencia de espacios verdes en la ciudad

En general, y a pesar del esfuerzo que se ha hecho en el área metropolitana y en el resto de las ciudades de la RMB para recuperar espacios verdes, las ciudades catalanas cuentan con poca superficie de parque por habitante si atendemos a la ratio de 15 m² de espacio verde por habitante recomendada por la OMS (Arroyo, 2009).

De acuerdo con un estudio llevado a cabo por la Diputación de Barcelona en un total de 20 municipios, la mayoría pertenecientes a la RMB, la dotación de espacios verdes es de 11,3 m²/hab., con un máximo de 24,1 m²/hab. y un mínimo de 7,1 m²/hab. (DIBA, 2014). En el caso de Barcelona, los datos extraídos a través del índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (BR) muestran que la ratio de verde público, que no cobertura verde,³ es de 16,8 m²/hab., contabilizando Collserola, y de 6,9 m²/hab. sin contar Collserola. El problema radica en que Collserola no está próximo a todos los ciudadanos. Así, la proximidad, que podríamos definir como la facilidad con la que se accede a un espacio verde, dependerá inevitablemente de una distribución equilibrada de los parques a lo largo de la ciudad.

En este sentido, podemos afirmar que, dada la escasez de espacios verdes a causa de la alta ocupación edificatoria en algunos ensanches, miles de ciudadanos no tienen acceso a los parques públicos. Esta distribución del verde, tan poco equilibrada, genera ratios muy distintas entre barrios, siendo el peor dotado el Eixample de Barcelona, con 1,9 m² por habitante (BR, 2015). Una gran paradoja si pensamos que Cerdà destinaba el 60% del total de la manzana (12.500 m²) a espacio libre y, en cambio, actualmente los edificios ocupan 9.200 m² por término medio (casi el doble de lo previsto), quedando 3.200 m² para zona de espacio libre que, en la mayoría de los casos, está ocupado por usos privados (Barón). La proximidad a un espacio verde debería ser introducida como un nuevo parámetro urbanístico en los proyectos de transformación de las ciudades.

Una de las causas de los ratios tan bajas reside en la Ley de Urbanismo (LU) catalana, que en su artículo 58 determina que el sistema general de espacios libres públicos ha de responder como mínimo a la proporción

de 20 m² por cada 100 m² de techo de uso residencial. Para hacerlo equiparable pasamos las unidades de suelo/techo a suelo/habitante, partiendo de la hipótesis de que en una vivienda de 100 m² viven 4 personas de media, resultando que, de acuerdo con la LU, la ratio es de 5 m² de espacio verde por persona, una ratio muy por debajo de los 15 m²/hab. recomendados por la OMS. Por otro lado, el hecho de que la LU permita elegir entre dos mínimos en un Plan Parcial para la cesión de espacios libres (10% del total de la superficie del sector o 20 m² por cada 100 m² de techo edificable)⁴ plantea dificultades, ya que a mayor densidad del sector más difícil es ceder espacio libre. Resulta extraño que a mayor número de viviendas —que normalmente implica más habitantes— se pueda elegir el mínimo menor. De aquí podría deducirse que, a partir de cierta densidad de viviendas, debería restringirse la reserva de espacio libre público a 20 m² de suelo / 100 m² de techo edificable. Es el caso de Castilla-La Mancha, donde a partir de una densidad de 0,6 m² techo / m² de suelo no se puede ir al mínimo del 10%.

7.2. Efecto *isla de calor*

La falta de espacios verdes en las ciudades aumenta el efecto *isla de calor*, provocando que exista una gran diferencia de temperatura entre el centro de la ciudad y las zonas más periféricas. En el caso de Barcelona, se ha calculado que la media anual de la temperatura del aire en condiciones extremas puede llegar a ser 8 °C más alta en el centro que en las zonas limítrofes. El efecto *isla de calor* se ve incrementado por la producción del *smog* fotoquímico (contaminación del aire por ozono originado por reacciones fotoquímicas y otros compuestos), que crea una nube de polución sobre la ciudad, reteniendo calor, ya que las partículas no dejan que la radiación emitida por la ciudad escape hacia la atmósfera (Terradas, 2001).

7.3. La vulnerabilidad de la vegetación urbana ante el cambio climático

De acuerdo con el estudio sobre los Servicios Ecosistémicos del Verde Urbano en Barcelona, llevado a cabo por el CREA, la vulnerabilidad de la vegetación urbana se verá afectada por los cambios que se prevén hacia finales de siglo, como el incremento de temperatura de 3,5 °C, al que se suma el efecto *isla de calor*, y la disminución de la lluvia o la alteración en los períodos lluviosos. Tal y como sucede en los bosques, la ausencia de agua también afecta a la vegetación urbana, disminuyendo su capacidad de secuestrar y almacenar carbono y afectando también a su crecimiento. Generalmente, los árboles son más sensibles a la falta de agua que a las altas temperaturas. En este sentido, una buena gestión del agua, a través de la bioretención, que permita almacenar agua para regar la vegetación urbana, será clave para poder superar la falta de lluvia. Por otro lado, en Barcelona el 50% de la vegetación está representada solo por tres especies (plátanos, pinos y encinas), lo que significa que cualquier patología afectaría a la mitad de la población de árboles de la ciudad. En ese sentido, es mejor diversificar las especies y que estas sean más resistentes (Terradas y Chaparro, 2009).

³ La *Cobertura Verde* es la superficie verde de la ciudad vista desde el cielo, mediante imágenes satélite o vuelos, pudiendo así contabilizar todos los espacios vegetados, entre los que se incluyen las copas de los árboles, los jardines privados, espacios intersticiales vegetados del sistema viario, espacios vegetados de los parques y jardines privados.

⁴ Artículo 65. *Plans parcials urbanístics. Llei d'Urbanisme* 2012.

Figura 7. Distribución de parques en Barcelona.



Font: L. Maristany a partir de cartografía ICGC.

8. Procesos de fragmentación

Desde un punto de vista ecológico, entendemos por *fragmentación* el proceso dinámico por el cual el medio natural se ve reducido a fragmentos cada vez más pequeños, aislados y desconectados entre sí (Castro, 2002). De todos los procesos que sufren los espacios abiertos metropolitanos, la fragmentación es el más evidente, ya que es observable a simple vista, comparando fotogramas. Durante las últimas décadas, a medida que la ciudad y las infraestructuras han ido extendiéndose, la matriz agroforestal ha ido disminuyendo y, al mismo tiempo, fragmentándose hasta llegar prácticamente a situaciones de aislamiento total, como en el caso del Parque de Collserola.

8.1. Causas de la fragmentación

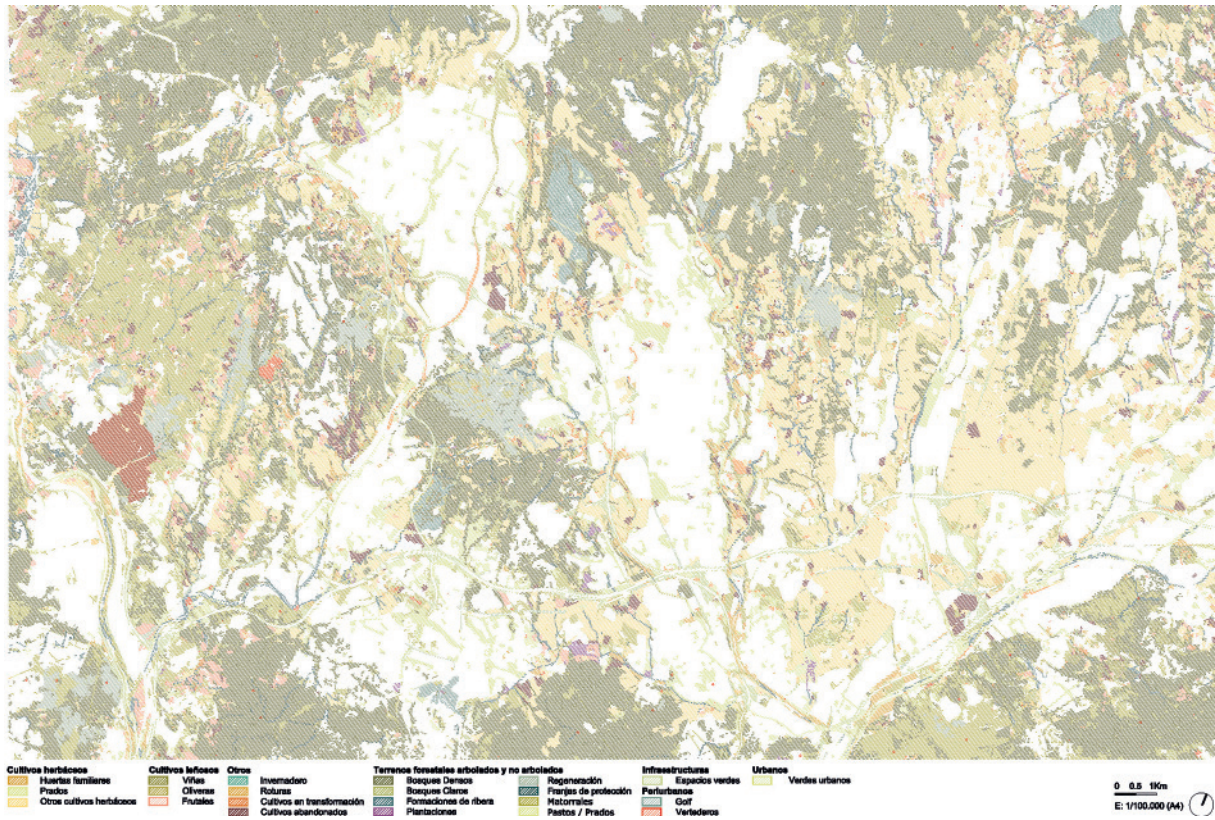
Las causas principales de la fragmentación son las barreras generadas por las infraestructuras de movilidad, a las que se suman las grandes extensiones de tejidos urbanos, con patrones de crecimiento diferentes. Pero, sobre todo, la fragmentación tiene que ver con la estructura espacial de la ciudad construida. Es cierto que es inevitable que la ocupación de suelo por usos urbanos e infraestructuras provoque la disminución de los espacios abiertos. Sin embargo, una planificación física a escala de región que los hubiese considerado como componentes estructurales, habría evitado que la configuración espacial resultante de los sistemas urbanos e infraestructuras hubiese fragmentado los mosaicos agroforestales. En este sentido, las lógicas en la localización y en la forma de los usos urbanos son cruciales.

Desde el enfoque miope, a escala municipal, con el que se ha extendido esta metrópolis, ha sido imposible darse cuenta de si los espacios que se iban ocupando eran importantes desde el punto de vista de la estructura del sistema de espacios abiertos metropolitano. Tal como advertía Geddes a principios de siglo xx, las metrópolis han llegado a formar grandes conurbaciones, alejando cada vez más los espacios abiertos de los ciudadanos (Geddes, 1960).

Ante esta problemática, en el año 2006 el gobierno catalán pone en marcha el *Pla Territorial Sectorial de la Connectivitat Ecològica de Catalunya*, que tiene como objetivo restituir las conectividades de los ecosistemas naturales. Sin embargo, desde 2010 se encuentra en fase de Avance de Plan. La cuestión es si podemos hacer reversible este proceso o, por lo menos, no seguir creciendo de la manera como se ha hecho hasta ahora. Por eso es importante entender cuáles han sido los modelos de crecimiento urbano y qué tipo de fragmentación han generado, y por otro lado, establecer cuál es la estructura del sistema de espacios abiertos con una visión transescalar.

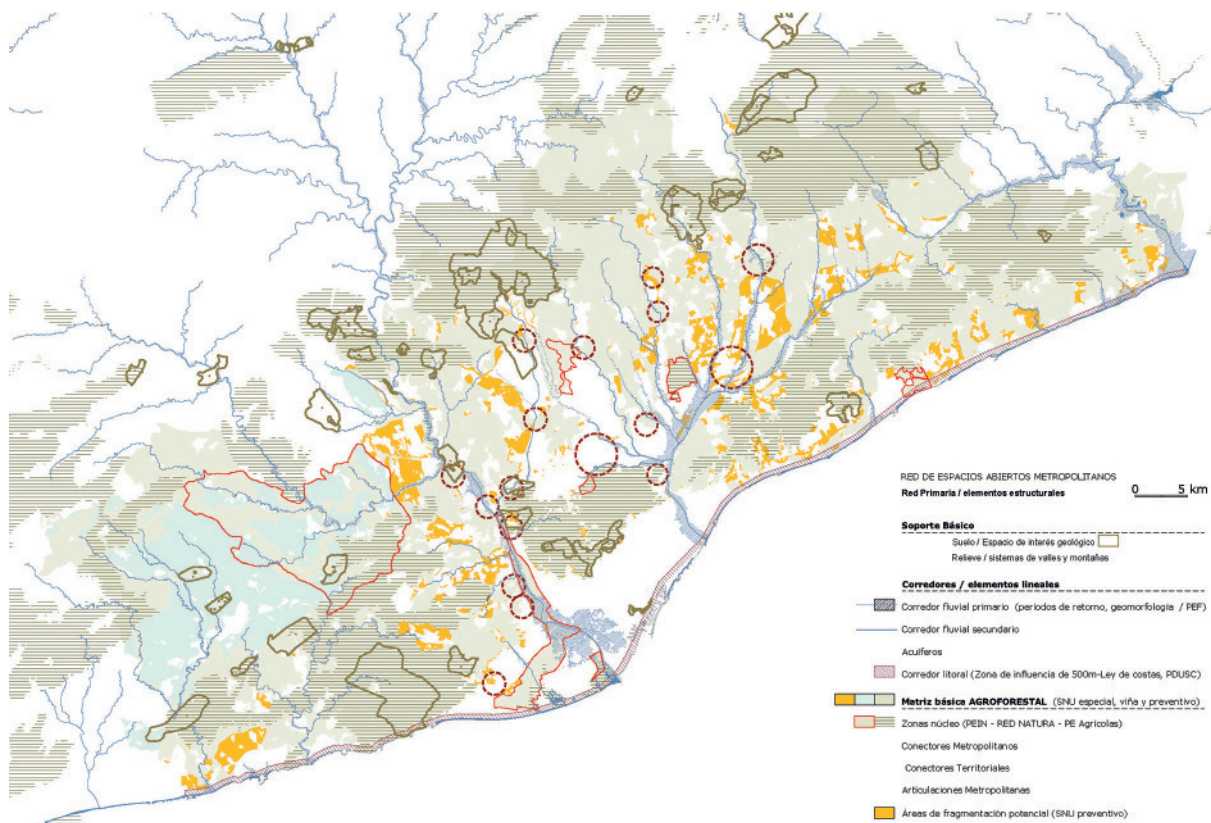
El patrón de crecimiento por agregación (Font, 1999) ha sido el factor principal que ha provocado la conurbación de los asentamientos urbanos históricos, que han ido creciendo de forma extensiva hasta juntarse los unos con los otros, convirtiéndose, junto a las principales arterias viarias, en grandes barreras y provocando la fragmentación y el aislamiento de la matriz agroforestal a gran escala. El Parque de Collserola y el Parque Agrario del Baix Llobregat son un ejemplo. Por otro lado, la gran

Figura 8. Fragmentación en el área central de la RMB.



Font: L. Maristany a partir de cartografía MCSC.

Figura 9. Estructura de los espacios abiertos metropolitanos.



Font: L. Maristany a partir de cartografía ICGC.

expansión de las infraestructuras de movilidad ha aumentado el efecto barrera. Ambos, los grandes corredores urbanos y las infraestructuras de movilidad que han arrastrado estos crecimientos, conforman la armadura que fragmenta los espacios abiertos metropolitanos.

Solapadas a esta retícula urbana existen grandes bolsas dispersas, fragmentadas y discontinuas de uso residencial de baja densidad. El patrón de ocupación disperso (Font, 1999) ha ido diseminando por todo el territorio extensas áreas residenciales de baja densidad, iniciadas en los años 50 de manera ilegal y que se han consolidado y regularizado en las últimas décadas. Estas áreas, discontinuas y fragmentadas, que se sitúan normalmente en ámbitos de orografía complicada y que se articulan a través de sistemas de caminos o carreteras locales, generan una fragmentación de carácter intersticial y de escala menor, ya que la baja densidad del modelo edificatorio no supone barreras tan importantes como los modelos con índices de ocupación mayor.

Como resultado, tenemos una determinada mancha de suelo no urbanizable en la que, en un intento de establecer su estructura, podemos identificar espacios diferentes en términos de discontinuidad, forma, dimensión y posición relativa en la RMB: espacios abiertos territoriales, corredores metropolitanos, espacios aislados metropolitanos y zonas de fragmentación potencial. Todos ellos constituyen los elementos principales del sistema de espacios abiertos metropolitano y deben jugar un papel esencial en la planificación de la RMB.

8.2. Consecuencias de la fragmentación

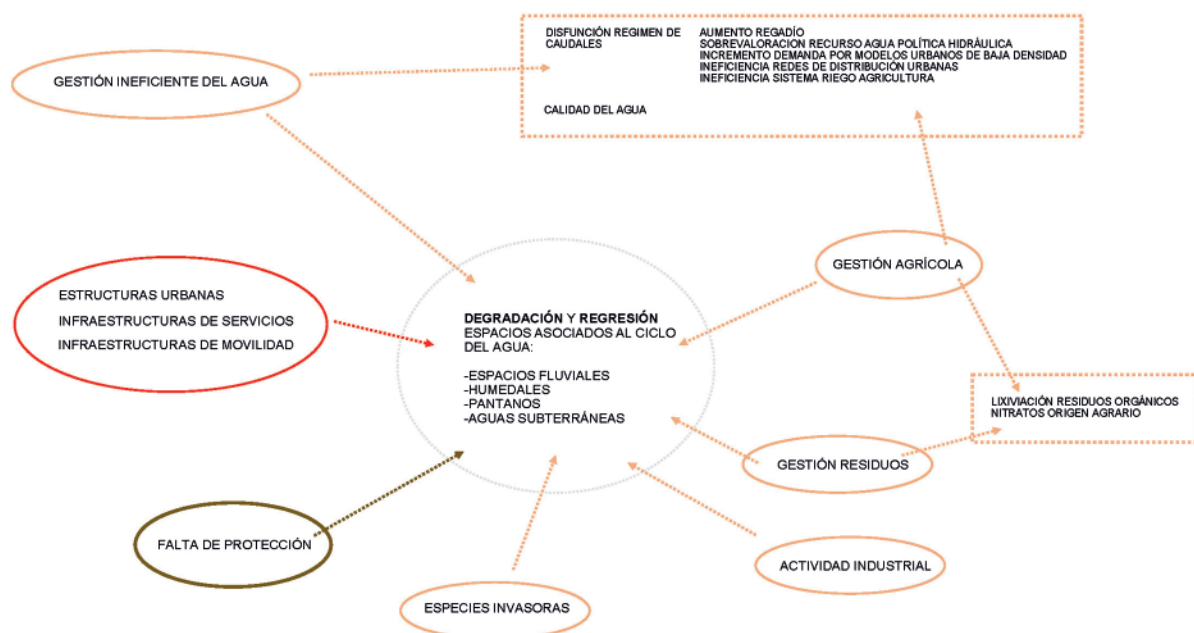
La fragmentación altera la conectividad ecológica, definida como la medida en la que el paisaje impide o facilita el movimiento de flujos de materia, energía e información a través de los elementos que conforman

la matriz territorial (Marull y Pino, 2008), y es, junto con la heterogeneidad, uno de los dos factores que definen la estructura del paisaje de la que depende su buen funcionamiento. Un paisaje es permeable cuando la dispersión de especies entre los distintos ecotopos está garantizada (Castro, 2002). La fragmentación ecológica disminuye el área media de las teselas, comprometiendo su viabilidad en el tiempo y debilitando su capacidad de acoger especies y procesos, lo que implica la pérdida de biodiversidad, ya que el aislamiento de los hábitats naturales, que se encuentran cada vez más alejados, dificulta el intercambio de individuos. Esto provoca que solo las especies más resistentes puedan mantenerse y las más sensibles quedan relegadas a los fragmentos de mayor dimensión (Marull y Pino, 2008). La fragmentación causada por infraestructuras de movilidad afecta también a la movilidad activa (peatones y bicicleta), tanto a escala de territorio como en los tejidos urbanos.

9. Claves para el proyecto de los espacios abiertos de la región urbana de Barcelona

Del análisis de las problemáticas de los espacios abiertos metropolitanos podemos establecer que estos sufren los procesos de fragmentación, disminución, pérdida de biodiversidad y degradación. Por consiguiente, parece lógico y pertinente proponer la restitución de las continuidades para contrarrestar la fragmentación, la recuperación de suelo natural y espacios verdes en las ciudades y la restauración ecológica de los espacios degradados. Sin embargo, todo esto sería inútil si no actuamos sobre las verdaderas causas de estas situaciones de una manera integral. Pero, ¿cómo podríamos asegurarnos de que operamos sobre todos los factores, si es difícil establecer relaciones lineales de causa-efecto, debido precisamente al carácter sistémico de la matriz biofísica, que funciona como un sistema abierto donde todo está interconectado y que se comporta de una manera multidireccional?

Figura 10. Relaciones multifuncionales entre procesos y causas.



Font: L. Maristany.

Por ello, planteamos un sistema de actuación estratégico que, en lugar de proponer una solución para cada problemática de manera unívoca, lo que hace es agrupar los factores que las causan en función de su naturaleza.

Identificamos tres tipos de factores. En primer lugar, las estructuras urbanas e infraestructuras de movilidad y de servicios y su configuración espacial resultante son las causantes directas de la pérdida de suelo y de la fragmentación, así como de la degradación de los espacios fluviales y de las playas, porque los ocupan, provocando la desaparición de esos espacios. Será, por tanto, necesario actuar sobre las ciudades y las infraestructuras.

En segundo lugar, la gestión ineficiente de los procesos relacionados con el agua, los residuos, la energía, las actividades agrícolas, ganaderas y forestales, y las actividades económicas potencialmente contaminantes tiene una relación directa con los procesos de degradación. Por tanto, habrá que regular de una manera efectiva estos procesos y actividades.

Por último, la legislación, ya que, a pesar de que existe un extenso marco legislativo e instrumentos medioambientales, tanto a nivel europeo como estatal y autonómico, no hay integración ni coordinación entre ellos, y además han sido laxos y poco eficaces y no se han aplicado con la rotundidad y el rigor necesarios. Además, la planificación se ha centrado más en la ordenación física que en la gestión de los usos y actividades que se dan en la matriz agroforestal.

Este planteamiento, que relaciona estructura y metabolismo, enlaza directamente con el enfoque sistémico en el que debe fundamentarse la *Ecología Regional*, entendida como un nuevo paradigma necesario para abordar la planificación territorial y urbana basado en las siguientes premisas:

(1) La matriz biofísica funciona como un sistema abierto en el que, de acuerdo con el segundo principio de la termodinámica, existe un constante intercambio de materia y energía que circula a través de todos sus elementos. Del flujo constante de materia y energía (ciclo de carbono, nutrientes, agua, alimentos etc.) que conecta todos los elementos de la matriz, tanto abióticos como bióticos (metabolismo), se derivan bienes y servicios ecosistémicos considerados fundamentales para la vida en el planeta (EM).

(2) El buen funcionamiento de la matriz territorial depende de la estructura del paisaje, caracterizada por la heterogeneidad y la conectividad, y del buen estado ecológico de su paisaje, que a su vez depende de la eficiencia territorial, entendida como las formas de aprovechamiento económico de la matriz biofísica que consiguen satisfacer las necesidades humanas, manteniendo al mismo tiempo el buen estado ecológico de su paisaje, evitando así la degradación medioambiental que acontece cuando aumenta la energía disipada (Marull, 2008).

(3) Debemos abandonar la dicotomía entre lo natural y lo artificial. En el planeta no existen prácticamente paisajes naturales, sino paisajes transformados resultantes de la relación entre el ser humano y la matriz biofísica (Marull, 2008). Los factores humanos (eco-

sistemas-ciudades) no pueden aislarse de los factores abióticos (atmósfera, hidrosfera, pedosfera) y bióticos (flora y fauna), sino que todos juntos funcionan como un sistema acoplado humano-natural que conduce procesos y es afectado por los patrones y procesos que él mismo crea (Marzluff, 2008). En este sentido, la actividad humana no constituye una perturbación, sino un conductor y un condicionante de los procesos ecológicos (Terradas, 2001).

(4) Debemos superar la división entre **ecología urbana** y **ecología del paisaje**. La ecología ha separado su análisis en dos ámbitos. La ecología urbana se ha centrado en el análisis del metabolismo urbano, es decir, en los flujos de materia y energía que circulan a través del ecosistema-ciudad. Por otro lado, la ecología del paisaje, que inicialmente se centra en la estructura del paisaje a través del modelo matriz-tesela-corredor (Forman, 1996) en el que se basan los proyectos de redes ecológicas en regiones y ciudades, combina en estudios recientes la estructura con datos de balance energético, analizando cómo energía e información se distribuyen en el paisaje (LET).

La complejidad y la extensión de una región metropolitana, donde ciudades, infraestructuras y espacios abiertos funcionan de una forma conjunta, nos obliga a integrar los dos enfoques —ecología urbana y ecología del paisaje— con el objetivo de cerrar los ciclos metabólicos de los usos urbanos (agua, residuos, alimentos y energía), así como el de las actividades que se desarrollan sobre los mosaicos agroforestales (ganadería, agricultura y bosque) y el de todas aquellas actividades que puedan afectar a la matriz biofísica. Para ello es necesario relacionar estructura y metabolismo, a través de instrumentos de planificación física y de instrumentos de gestión, que deben trabajar de manera integrada.

Referencias bibliográficas

ADENC (2004). *Bases per a la protecció del Parc Agrícola del Vallès (PAV)*.

ARC - Agència de Residus de Catalunya (2009). *Causas i conseqüències de la contaminació del sòl*. http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/sols_contaminats/causes_i_efectes_de_la_contaminacio_del_sol/

ANDOW (1991) y RUSSELL (1989), citados en: NEWCOME, J. (2005). *The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review*. Londres: The Department for Environment, Food and Rural Affairs.

ARROYO, F. (2009). «Barcelona suspende en zona verde». *El País*. https://elpais.com/diario/2009/10/24/catalunya/1256346439_850215.html

BARCELONA REGIONAL (BR) (2015). *Primera identificació de la infraestructura verda de Barcelona a partir de l'índex NDVI*.

BARÓN, C., en: <http://www.carlosbaron.com/cerda.htm>

BERTINI, R. (2017). *El estado mundial de la agricultura y la alimentación*. <http://www.fao.org/3/a-17658s.pdf>

- BRUNAT, D. (2017). «País de vertederos: una vergüenza ante Europa que puede traer muchas millonarias». *El Confidencial*. https://www.elconfidencial.com/tecnologia/ciencia/2017-03-27/vertederos-ilegales-reciclaje-sentencia-europa_1353765/
- BURRIEL, J. A. (2009). *Ocupació del sòl a Catalunya: 3a edició del Mapa de Cobertes*.
- CASTÁN, P. (2016). «Barcelona alerta de la pèrdua del 17% de superfície de platges». *El Periódico*. <https://www.elperiodico.cat/ca/barcelona/20160408/barcelona-alerta-perdua-del-17-superficie-platja-des-del-2011-5038261>
- CASTRO, H. (2002). *Integración territorial de los espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- CASSMAN, K. G.; WOOD, S. (coords.) (2005). «Cultivated Systems», en: *Ecosystem and human well-being: current estate and trends*.
- CREAF - Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (2013). *4a edició del Mapa Cobertes del Sòl de Catalunya (MCSC)*.
- DIBA – Diputació de Barcelona (2014). *Círculo de Comparación Intermunicipal del Servicio de Gestión Sostenible del Verde Urbano*.
- EFE - Barcelona, en: <http://www.lavanguardia.com/medio-ambiente/20120712/54323992908/greenpeace-denuncia-que-catalunya-derrocha-78-millones-por-gestion-ineficaz-de-sus-costas.html>
- EM. *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio*.
- FAO (2015). *Declaración de Viena sobre el Suelo: «El Suelo importa para los seres humanos y los ecosistemas»*.
- FAO (2004). *El futuro de la agricultura depende de la biodiversidad*. <http://www.fao.org/Newsroom/es/fo-cus/2004/51102/index.html>
- FORMAN, R.; DARMSTAD, W.; OLSON, J. (1996). *Landscape ecology principles in landscape Architecture and land-use Planning*. Harvard University: Island Press.
- GARCÍA BURGOS, E. et al. La recuperación de espacios fluviales en Cataluña. Agència Catalana de l'Aigua, en: http://www.crana.org/themed/crana/files/docs/091/209/recuperacion_espacios_fluvialesevelyn.pdf
- GEDDES, P. (1960). *Ciudades en evolución*. Buenos Aires: Infinito. Edición original: *Cities in Evolution*. Londres: Williams & Norgate (1915).
- FONT, A.; MAS, S.; MARISTANY, L. (2005). *Transformacions urbanitzadores, 1977-2000. Àrea Metropolitana i Regió Urbana de Barcelona*. AMB.
- FONT, A.; LLOP, C.; VILANOVA, J. M. (1999). *La construcció del territori metropolità. Morfogènesis de la regió urbana de Barcelona*.
- FOLCH, R. (coord.) (2003). *El territorio como sistema: conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona.
- IBÁÑEZ, J. J. (2008). *Degradación del suelo y pérdida de recursos edáficos: una introducción*.
- LET - Laboratorio Metropolitano de Ecología y Territorio de Barcelona.
- MAGRAMA – MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (2008). *Directrices sobre actuaciones en playas*.
- MARGALEF, R. (1992). *Planeta verde, planeta azul*. Barcelona: Prensa Científica.
- MARTÍNEZ, J. A. (2016). *Jornada sobre el papel del suelo en la conservación*. CREAM.
- MARULL, J.; PINO, J. (2008). *La Matriu Territorial. Criteris ecològics i mètodes paramètrics per al tractament del territori com a sistema, la seva planificació i avaluació ambiental estratègiques*.
- MARULL, J. (2019). *Energy-Landscape Optimization for Land Use Planning. Application in the Barcelona Metropolitan Area*. Metropolitan Laboratory of Ecology and Territory of Barcelona.
- MARZLUFF, J.; SHULENBERGER, E.; ENDLICHER, W.; ALBERTI, M.; BRADLEY, G.; ZUMBRUNNEN, C. (2008). *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature*.
- PLA, E. (2015). *Boscos, agua i carboni. El paper de regulació dels ecosistemes forestals*. Jornada. CREAM.
- PRECAT (2020). *Programa General de Prevenció y Gestió de Residuos y Recursos de Cataluña*.
- RUEDA, S. (2012). *El Libro Verde de Sostenibilidad Urbana y Local en la Era de la Información*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente / Agencia de Ecología Urbana de Barcelona.
- SABATÉ, S. «Los bosques y la evapotranspiración». Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales.
- TELLO, E. (2013). *La transformació històrica del paisatge entre l'economia, l'ecologia i la història: podem posar a prova la hipòtesi de Margalef?*
- TERRADAS, J.; CHAPARRO, L. (2009). *Ecological Services of Urban Forest in Barcelona*. CREAM/UAB.
- TERRADAS, J. (2001). *Ecología urbana*. Barcelona. Ed. Rubes.
- TOST, J. M. (2015). *El sòl com a recurs*. Jornada tècnica. UAB / ARC.
- WWF (2016). *Recuperando paisajes: un nuevo camino para la restauración ecológica*.

THE METROPOLIS IN RE-COMPOSITION:
THE REGENERATION OF CONTEMPORARY
METROPOLITAN MOSAICS

SUMARI

1. The metropolis in re-composition: a concept and device for confronting the challenge to improve life in cities and on the planet

2. The Metropolitan Mosaics: designing the interface for addressing the socio-environmental quality of the Territorial Mosaic City

2.1 Metaphors ('melting pots', 'mixed colloidal', 'constellations', etc.) for interpreting the multiple territorial phenomena taking place

2.2. A new synthetical approach: from Simultaneous Territories to the Territorial Mosaic City

2.3. The territory seen as an infrastructure network of open spaces and ecosystemic infrastructures

3. Territorial situations and project logics for the improvement of territorial efficiency

3.1 An extensive analysis of metropolitan projects and actions designed to detect the strategies, project bases and actions based on the efficacy and good functioning of the "H.A.M. + GO" = Habitability + Activity + Mobility + Governance + Organization

3.2 Projectual logics for improving territorial efficiency

4. The metropolis community: a common shared territorial agenda

References

THE METROPOLIS IN RE-COMPOSITION: THE REGENERATION OF CONTEMPORARY METROPOLITAN MOSAICS

1. The metropolis in re-composition: a concept and device for confronting the challenge to improve life in cities and on the planet

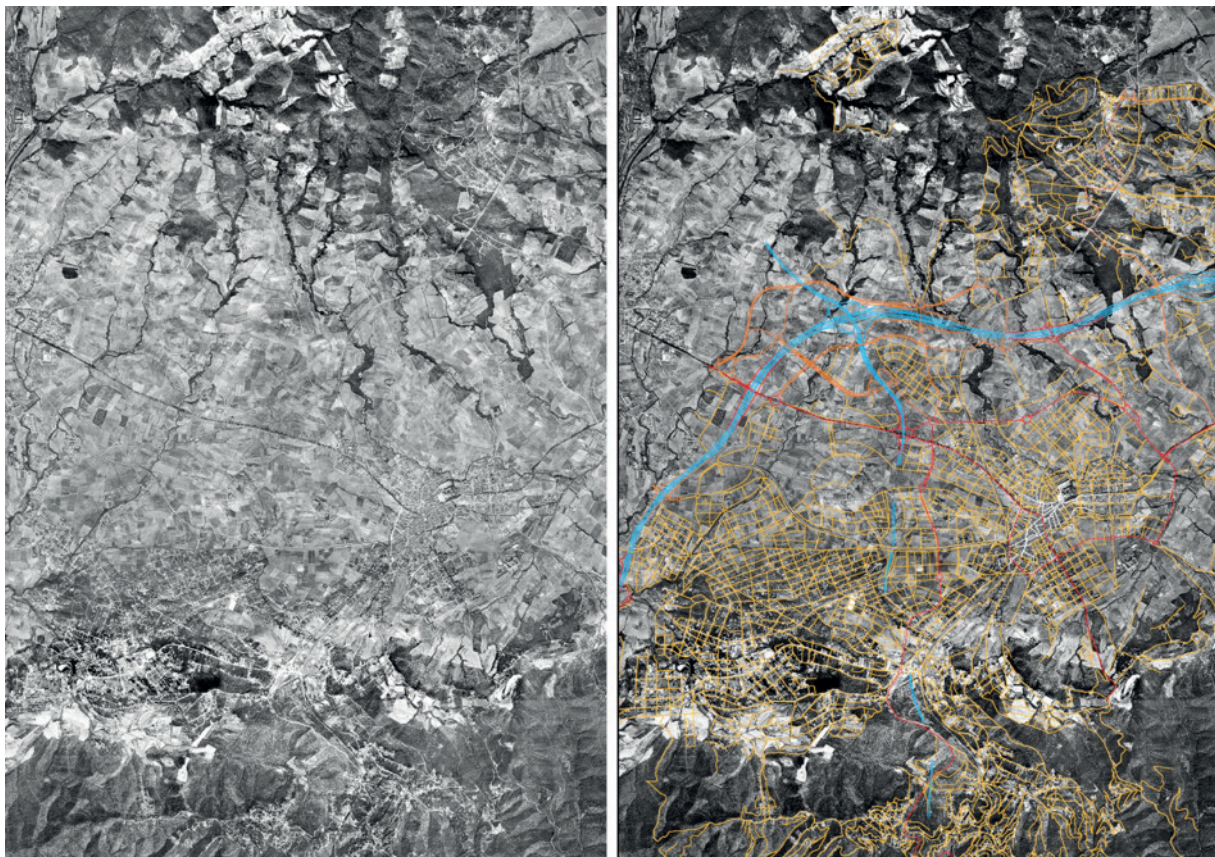
Over and beyond any morphological and formal approach, the world's metropolises today require a holistic vision that attempt to comprehend their sheer complexity. The study of the metropolis (*el fet metropolità*) based on theories of dynamic systems or complexity, or via studies of network dynamics, should enable us to improve it as a habitat for the millions of people who already live there or in the extensive urban systems that extend over much of the surrounding territory. Contemporary metropolises are multi-spatial ecosystems with open, dynamic socio-economic relationships and simultaneously interconnected 'urbani-

ties' and 'ruralities'. Thus, we need new interpretative frameworks that reflect contemporary socio-territorial realities and greater knowledge, linked by interdisciplinary approaches seeking to integrate analytically facts, dynamics and processes. Consequently, here we propose a renewed vision of urban and territorial 'facts' and some of the arguments for improving ways of management.

We thus use here the concept and device of **re-composition** (as it appears in the title) to:

- Act as a base for regenerating our territories and recovering degraded, damaged and under-used metropolitan spaces. *The garden metropolis*.

Figure 1. Transformations of the metropolitan mosaic. Sant Cugat del Vallès.



Source: Laura Bertrán Arrufat. Final project ETSAV. Tutor: Carles Llop. Term: Autumn 2014/2015. ETSAV UPC. Photograph: Sito Alarcón

- Play a decisive role in improving the stocks of obsolete housing and its urban aggregations, both in old districts and in neighbourhoods with large housing estates. *The habitable metropolis.*
- Emphasize the importance of the relationship between socio-environmental impacts and the bi-capacity of the territory. *The circular metropolis.*
- Focus actions on infrastructure to ameliorate the impact of the climate emergency, improve air quality and optimize the use of energy resources. *The post-carbon metropolis.*
- Strengthen the ecosystemic capacities of the territory (their biophysical rules and the control of the limits of territorial metabolism). *The biophilic metropolis.*
- Optimize already urbanized land resources to avoid the transformation of as-yet non-urbanized land and so create a large reservoir of natural resources. *The re-naturalized metropolis.*
- Share the analysis space between disciplines to encourage interdisciplinary flow and to update epistemologically – but above all, operationally – our knowledge of metropolitan processes, and to address the challenges that urban society presents¹. *The consensual and concerted metropolis.*
- Renew confidence in new territorial plans and projects and control their functionality in support of functions. *The social metropolis.*

2. The Metropolitan Mosaics: designing the interface for addressing the socio-environmental quality of the Territorial Mosaic City²

2.1 Metaphors ('melting pots', 'mixed colloidal', 'constellations', etc.) for interpreting the multiple territorial phenomena taking place

Metropolization and urban sprawl are recurrent phenomena in recent urban development throughout almost all of Europe and, particularly, in the Mediterranean, where cities facing up to comparable territorial challenges end up by exhibiting similar traits. These phenomena often clash with the idea of environmental conservation and the respect for natural and economic equilibriums³. Thus, a renewal of the perspec-

¹ Sustainability together with territorial inequalities are the two main objectives of recent territorial and sectorial policies (employment, housing, mobility, urbanization, etc). Promoting sustainability and reducing inequalities are two closely linked subjects: increased territorial inequality means more unsustainability and a more wasteful use of the territory. Furthermore unsustainability affects low-income populations and those who suffer most from spacial injustice to a greater extent (Borja, 2018).

² The concept of the Territorial Mosaic City, defined by Carlos Llop through research and teaching activities, is an analytical 'device' for both understanding and conceptualizing metropolitan territories, as well as a projectual approach to the transformation projects happening within.

³ See Llop, C.; Bosc, S. (2012). This publication, developed within the framework of the CREPUD-MED project, has allowed a group of European experts, local elected officials, academics, architects, planners, geographers, sociologists, etc. to combine their skills and to question the notion of territorial development understood as a 'project-process.' Four case studies of four European regions are presented: Val de Durance (Région Provence-Alpes-Côte d'Azur), Funo (Provincia di Bologna), Metropolitan Region of Barcelona and Eleonas (Athens). The book has the format of both an atlas (as an instrument of knowledge of the territory) and a project book (where different strategies that can lead to a contemporary and interterritorial project are proposed).

tive of how we view the contemporary urbanized context is required to create the necessary metaphors for interpreting the multiple territorial phenomena taking place simultaneously.

One could say that the 'urban explosions' (Font, 2004) occurring in recent decades have characterized our demographic, urban, migratory, mobility, economic and social contemporaneity in many ways as phenomena that break with the classic paradigms of the past. It is interesting to observe how as humans we compare territories that lie within the limits of certain thresholds: the metropolis as the paradigm of maximum urban occupancy and the desert as the total absence of anthropization. This extreme duality, however, is misleading as today we observe the progressive loss of complete isolation in desert territories just as people are becoming increasingly isolated in many metropolitan areas. At the same time, nature is ever-more urbanized as the city establishes new forms of re-naturalization.

Urban explosions have caused an uncontrolled fragmentation of the physical space of the territory and today cities often resemble a broken mirror or a brittle mosaic in which each fragment still retains the meaning of the whole. This fragmentation has engendered on many occasions desolate broken landscapes where there is neither sequence nor connection between the constituent parts. In most contemporary metropolises the landscapes of the ordinary periphery have now been transformed into a multitude of incongruent and banal peripheries, polluted and noisy, dissected by roads, poorly communicated but paradoxically surrounded by a vast network of infrastructures that rarely actually provides any local service. Experience has taught us that this process of territorial heterogeneity – the result of urban dissipation and expansion dynamics – may follow very different paths depending on the parallel process of internal organization that accompanies it. In this sense, the metropolis grows following different processes of heterogenization that materialize in forms and activities and a final organization that can be improvised or uncontrolled, or, conversely, designed and meticulously connected to the rest of the urban fabric. Bearing this in mind we could and should make more demands of the landscapes that result from our territorial projects.

Another important realization is that we need to distinguish between 'city' and 'metropolis', as defined by Henri Lefebvre. However, this is an impossibility if we are unable to understand and, even less, able to identify and define the reality of the real contemporary city and the totality and plurality of the phenomena it entails. Therefore, it makes no sense to either eulogize a city that has been abandoned to the chaotic order of non-standard flexibility or normative deregulation, or to praise the periphery as a new type of modern space.

We now understand the contemporary city as a complex fourth dimensional setting in which a multiplicity of situations and landscapes arise, each with their own specific challenges. We need to be aware of some of the most relevant phenomena detected in recent research that characterize the contemporary metropolis if we are to confront the challenges of their possible transformation:

- An uncontrolled extension of the city throughout the territory with the concomitant dissipation of related functions.
- Residential dispersion over territorial environments ever further from consolidated urban centres.
- Polarization of central functions in and/or around metropolitan accessibility nodes.
- Large internal transformation processes taking place within the consolidated city fabric.
- Loss of new growth relationships based on the centrality of transportation due to the emergence of new lifestyles and their corresponding mobility patterns.
- Increase in peri-urban perimeters due to extensive growth dilation. Congestion of existing infrastructures due to the absence of new infrastructure and lack of interconnection.
- Conflicts arising from the reuse of brownfield sites due to their levels of contamination.

In this metropolitan context, our approach should accordingly be more dialectic and complex, and take into account the multiplicity of situations. It must also construct a new vision for metropolitan regions and the multiplicity and 'mixicity' of the mosaics they contain.

2.2. A new synthetical approach: from Simultaneous Territories⁴ to the Territorial Mosaic City

The concept of the Territorial Mosaic City represents an attempt to integrate the multiple and simultaneous considerations present in contemporary territories spanning different hierarchical levels and geographical scales, and to integrate the interactions between the seemingly heterogeneous patches that comprise the mosaic. As a representational and scientific model, it stems from and combines two important standpoints regarding visions and analyses of territorial processes: i) **Systems theory and complexity**, whereby systemic thinking has trespassed on territorial analysis by viewing and thinking of the territory or the metropolis as a complex system of interconnected components with distinct characteristics and functions; ii) **Metabolic thinking** whereby the territory/metropolis is perceived as the result of its social metabolism and the respective flows of energy, material and information that it generates internally and externally. The integration of these two perspectives in territorial planning aims to emphasize the correlation between the biophysical limits and respective biocapacity of the territory as key elements in its (territorial) metabolism and in all the interventions/projects that directly or indirectly affect it. Yet, at the same time, it aims to reinforce and restore the ecosystemic capacity of the territory by resolving the disruption and negative impact caused by human intervention provoked by the industrialization and urbanization of the territory.

⁴ See (Calderón, 2016). This concept was coined and used by Arturo Calderón in his doctoral thesis presented in the Departament d'Urbanisme i Ordenació del Territori (ETSAV-UPC) under the supervision of Prof. Carlos Llop.

We now understand that cities, like natural ecosystems, have their own metabolic and systemic functions and are able to metabolize the energy resources available within their reach to maintain or even increase their levels of organization, i.e., their systemic organized complexity. Although in natural ecosystems the waste from one process becomes a resource input for another process in a circular fashion, the wasteful processes associated with city metabolism are predominantly linear in form. In other words, the city generally consumes material goods, energy and resources at high rates (often assuming an unlimited supply) and pollutes its adjacent environments with its waste and vast amounts of dissipated energy, thereby affecting the overall territorial metabolism on many levels. This is important to bear in mind, not only because of the ever-increasing urban population but also due to the fact that cities and metropolis lie at the beginning and end of many production-consumption chains and material and energy waste paths associated with territorial metabolism.

In the preindustrial context, the overall territorial metabolic pattern was controlled by natural territorial cycles, with the speed or flows dictated by the natural conversion of nutrients and energy in predominating cycles. Overall, however, the conversion of energy was too low or slow to meet the increasing needs of an urbanizing society or even the levels of contemporary societal needs in a metropolitan context. Conversely, in a contemporary industrialized and urbanized context, where all flows are linearized, we have maximized production from our territories – even to the point of creating surplus – but only by negatively affecting their global ecological carrying capacity and ecosystemic functioning. We have thus reached a stalemate.

The application of a metabolic approach for the metropolis also mirrors essentially the increase in urban complexity, which in turn can be interpreted or viewed as the continuous interaction between dissipative and homeostatic processes present and taking place within its formal limits. The contemporary definition of urban metabolism (as opposed to natural system metabolism) has come over time to embrace additional considerations regarding the social aspects of human settlements (habitability, activity, mobility = HAM) and their respective dynamics, and identified the simultaneity and multiplicity of layers present in cities and in the territory. Notwithstanding their intrinsic limitations, cities can improve their sustainable performance and functioning and should aim for territorial efficiency. Bearing in mind that, given the world's ever-increasing urban population and its future projections, there is even greater pressure to achieve these goals as soon as possible. In this sense, cities need to start generating and using available resources more efficiently by mimicking nature's capacity to do so; they should also seriously consider the projected impact of specific projects at different scales and how these could potentially improve overall territorial efficiency.

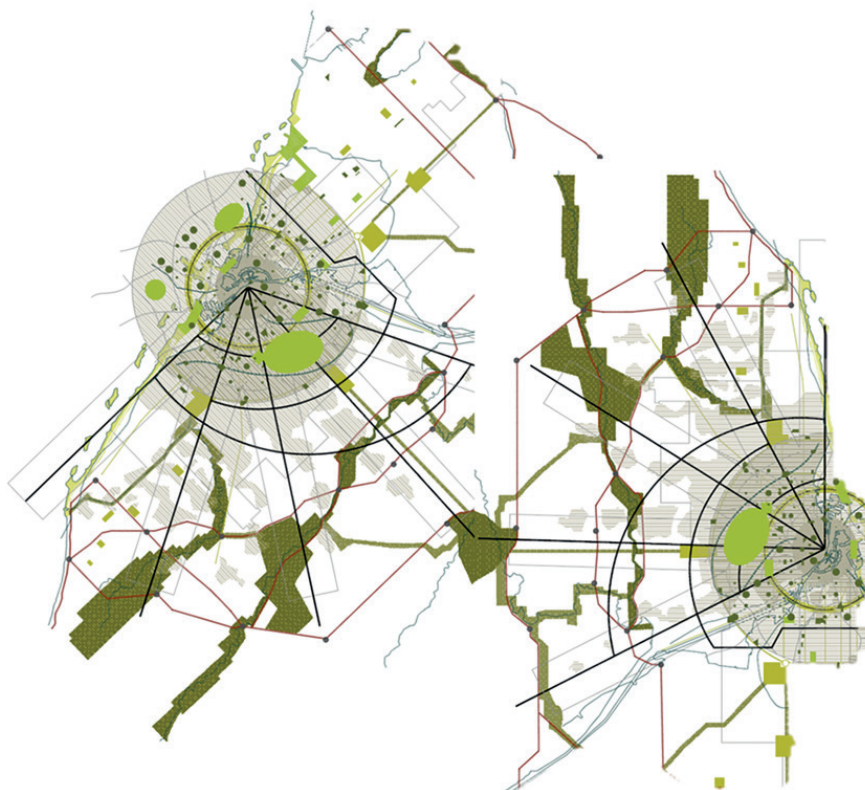
These additional characteristics and considerations attached to the metropolis when rethought as a complex socio-ecological system find their expression in the concept of the Territorial Mosaic City. This definition also encompasses the emerging complexity ap-

pearing in contemporary ideas and studies of metropolitan processes and dynamics, and stresses the importance of the concept of urban metabolism when managing and improving territorial planning, especially when trying to adapt policies and concepts such as the Circular Economy in an urban and territorial context. Trying to understand how contemporary heterogeneous territorial mosaics as complex systems implement principles of circular metabolism could help to broaden the contemporary definition of the Circular Economy and enrich it with extra complexity and contextual content.

Thus, the renewed territorial project should first address the articulation of the fragmented fabrics and flows within the metropolis and then adjust to the demands and challenges of new programs that will give form and content to the new system of physical and functional metropolitan organization. The Territorial Mosaic City is a proposal designed to understand urban realities via urban synapses, that is, the spaces of articulation and interrelation between the diverse urban fabrics as a point of departure. It aims to define a morphological and environmental structure, designed according to the mutual ecological adaptation and co-evolution of interacting urban and natural ecosystems. Its overall aim is to work toward an environmental balance and harmonization of these mutually co-existing ecosystems. The Territorial Mosaic City thus entails a seamless vision of interrelation and interfaces between the different components of the territory and the city:

- The biophysical matrix and the territory as environmental supports.
- The existing consolidated urban structures as fixed elements in the territorial structure.
- The urban patches of the dilated peripheries as elements of potential transformation.
- The peri-urban spaces in the metropolitan periphery as potential new centralities and their respective interstices as articulation spaces. Urban ecotones: the limits, the edges, the transition strips, the urban fields.
- The new attraction nodes/poles at the intersection of major infrastructures integrated to overcome their barrier function.
- Employment, and the patterns of population settlement in the territory, from the first occupations to more evolved forms, consolidated urban forms and structures, and the urban sectors of completion of the urban occupation of the urbanization process.
- The unoccupied open spaces in the territory aimed at re-articulating the territorial system of open spaces and ecosystemic infrastructures in its multiple facets (rivers and local hydrology, cultivated fields, orchard, forests etc.).

Figure 2. Ideograms of a model of a Territorial Mosaic City.



CIUDAD MOSAICO TERRITORIAL Y REGIONES URBANAS

Carles Llop (Professor) / Xavier Matilla / Montse Ferrés, doctorate students DUOT UPC 2009

The conceptualization of such a model also enables us to establish a series of operational objectives:

- Favour osmosis and the dissolution of dysfunctional boundaries between the urban and the rural.
- Plan for the permeability and interexchange between ecosystems to favour the increase in further systemic complexity.
- Regenerate and reconfigure the urban-rural ecotones to increase the contact between urban fabrics and natural spaces.
- Articulate the pieces of the mosaic through interventions in key an/or landmark urban spaces.
- Manage mobility efficiently at different scales and modes, with the ultimate aim of reducing car-dependent mobility.
- Design an increasingly articulated traffic network/ and/or a territorial mesh model, thereby promoting collective solutions for transport.
- Reactivate, regenerate and articulate open spaces in the metropolis to accommodate the development of new housing programs to meet the increasing demands of the housing crisis. In this sense, these spaces are key for structuring a renewed matrix of Open Spaces and Ecosystemic Infrastructures.

2.3. The territory seen as an infrastructure network of open spaces and ecosystemic infrastructures⁵

Open spaces and ecosystemic infrastructures are key elements in the transformation of the social metabolism of the territory. Traditionally, although nature and city have been treated as apparently dissociated areas, today we are beginning to understand that “the city is a quantic evolution of nature”, as Ramon Folch has asserted, and to transform this dissociation given the desire for symbiosis.

Progressively in past decades the productive capacity of the territory has been eliminated and converted into support for different human activities and translated into a series of successive phases of abandonment that, in turn, have brought about important changes in the functional structure of the landscape. The case of the Barcelona Metropolitan Region (RMB) exemplifies this situation, whereby the further away we move from the city, the more the productivity levels of the city increase; and, given the polycentric structure of the RMB, we can see how different peaks of productivity appear.

For many years we have based our planning on and around the protection of open spaces (protected open spaces and open spaces of special protection), although we now recognize that in recent years there has been a qualitative leap forward compared to a few

decades ago, when we were limited to classifying undevelopable land (*Suelo No Urbanizable - SNU*) as either agricultural or forest land, or as ecologically protected landscapes. This was a clearly an anthropic and productivist view, whereby soils were classified in terms of their potential for either direct production (agricultural) or less direct production (forest), or as non-productive; these are then protected, as many authors such as Mayor, Batlle and others have argued. Today, however, we already have much more knowledge about habitats and their respective processes and ecological value, and, when analysing them, we take into account many more factors such as habitat diversity, complexity and vertical structure, succession stages and disturbance levels.

Another key factor to bear in mind and integrate into our planning and projects is the question of Ecological Connectivity. It is a key element that can be used to achieve greater environmental sustainability and increase the mutual adaptation between urban and natural systems. Enric Batlle states, “*open spaces, understood as an environmental network, should be the backbone of the metropolitan territory. The streets, squares and parks of our cities can be renaturalized and connected with the agricultural and natural spaces that we still preserve. A new network of free spaces that must enjoy the maximum connectivity. (...) A set of green infrastructures organized as a metropolitan ecological matrix and developed at all scales. A system of connected spaces and highly equipped productive landscapes that can define strategic boundaries*”. The productivity of this territory is essential and, naturally, open spaces here play a key role. Therefore, from the point of view of metropolitan ecological connectivity in RMB, Batlle describes four considerations that should define the relationship between open spaces and urban fabrics:

- Metropolitan ecological connectivity, i.e. ecological flows, must coexist in the same space as social connectivity, i.e. social flows.
- Action on the edges is the most strategic project that we can carry out to allow the mesh to work and the flows (ecological, urban and metropolitan) to flow.
- Making potential ecological connectors possible is basically an urban problem that needs to be resolved (also) from within the city.
- Metropolitan ecological connectivity must be developed at all scales.

In this context, the vision of the Territorial Mosaic City presupposes that the metropolitan project focusses on the qualitative and quantitative regeneration of metropolitan mosaics through the consolidation of the network system of Open Spaces and Ecosystemic infrastructures.

3. Territorial situations and project logics for the improvement of territorial efficiency

3.1 An extensive analysis of metropolitan projects and actions designed to detect the strategies, project bases and actions based on the efficacy and good func-

⁵ A concept used in plans and projects developed by Carlos Llop in collaboration with Jornet Llop Pastor Arquitectos, above all in the context of the Territorial Master Plans carried out as part of the agreement between the Generalitat de Catalunya and the Universitat Politècnica de Catalunya, and in the Metropolitan Plan of Lima Callao 2035.

tioning of the “H.A.M. + GO” = Habitability + Activity + Mobility + Governance + Organization

In order to project changes in the form and structure of the city we need to understand the sense of order that each urban reality presents. The configuration of the contemporary city is complex, difficult to systematize and, therefore, not easy to explain in a synthetic way. Contemporary territories have multiple orders and, possibly, many disorders (formal, structural, functional, symbolic, and so forth).

‘Projecting’ means launching possible reference images that allow us to ‘manage transformations’ and provide comprehensible orders for use by the citizenship. In these moments of absolute crisis of the city, which are, to a degree, symbiotic with its territory, if we aim to create a balanced city in terms of its energy, environment and, broadly speaking, ecology, we will have to look for fresh situations.

In the research⁶ presented below we have introduced an analytical system to help understand the diversity of territorial situations presented within the metropolitan reality. This system proposes observing the city as a spatial and material reality, and as a functional ecosystem, from three different conceptual visualizations identified by the acronym H.A.M.+G.O. (habitability, activity, mobility, governance and organization).

We carried out an extensive analysis of metropolitan projects and actions taking place in the Barcelona metropolis to detect the strategies, project bases and actions that have contributed to improving its functional efficiency. A great part of this effort was realized and consolidated through the execution of the research project *Efficient cities, metropolitan territories and urban regions. Strategies and project proposals for the regeneration of the Territorial Mosaic City after the explosion of the city*, financed by the Ministry of Economy and Competitiveness (BIA2012-35306) in 2013–2016.

The main objectives of this research project were to:

- a. Develop the theoretical and analytical framework and scope of the concept of territorial efficiency; contribute to the general knowledge of and debate on this topic; and foster its use as a benchmark for urban and territorial transformations, both existing and proposed.
- b. Detect and determine the territorial situations we encounter in the Barcelona Metropolitan Region that best define the morphological and phenomenological transformations that have taken place.
- c. Undertake a diagnosis of the Barcelona Metropolitan Region in relation to the morphologies of the territorial situations represented in the changes and transformations; identify, depict and study the phenomena that have produced

them; analyse the urban-environmental problems via the development of an atlas of the urban and territorial transformations occurring in the Barcelona Metropolitan Region in 1977–2012.

- d. Determine the strategic measures and concrete projects that have fostered regeneration and improvements in the Barcelona Metropolitan Region based on the territorial situations detected through the analyses of selected metropolitan projects highlighted as good practices (in terms of their territorial efficiency).
- e. Establish criteria for a cross-sectional and systemic evaluation of metropolitan projects in terms of their efficiency in order to compose a methodological guide for analysis.
- f. Advance in the conceptualization and design of data visualization systems that can accommodate more efficient management of the city and the territory. Lay the groundwork for the creation of a public viewer open and searchable by the public, which would be based on the integration of five specific metropolitan concepts: i) morphology and morphogenesis, ii) the social fabric, iii) metropolitan projects, iv) bio-productivity, and v) metabolism and energy.

In terms of methodology, the research project was developed using three parallel complementary processes:

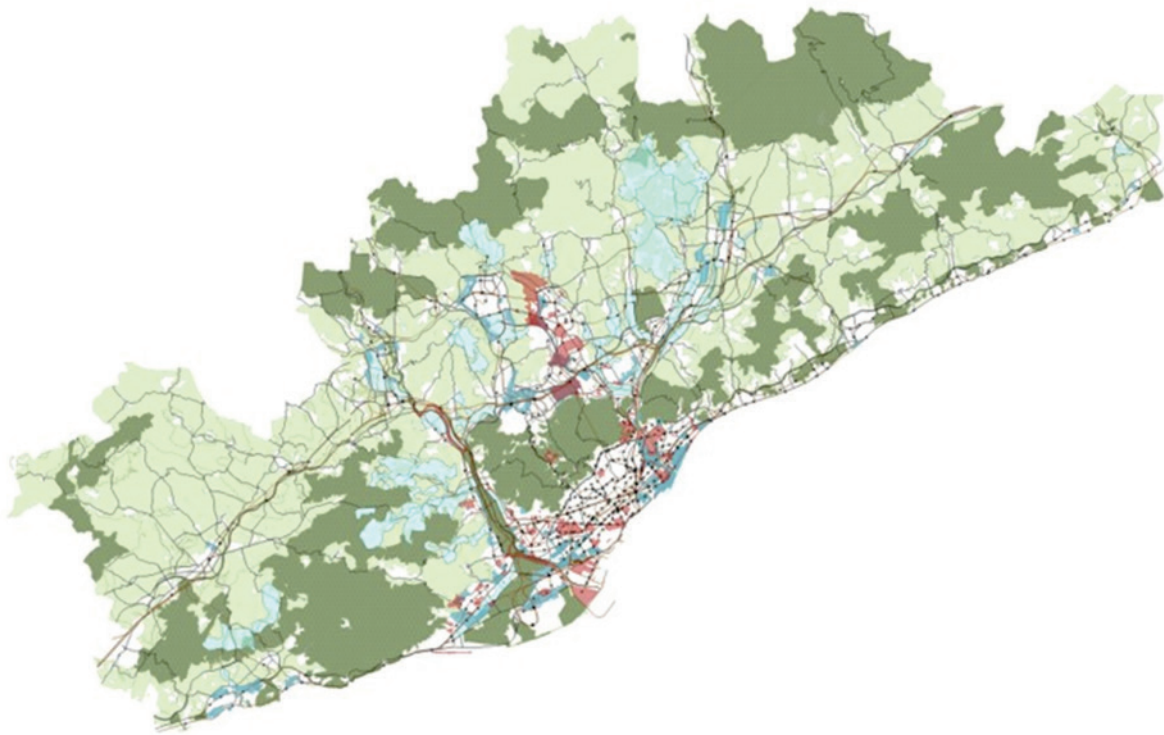
- a. The territorial situations and the urban transformations were determined whilst drafting the most recent period of the *Atlas of the Transformations of the Metropolitan Region, 1977–2000* by a research team from the Chair of Urbanism (Catedra de Urbanística) ETSAV⁷; its update includes information for 2008–2012.
- b. The drafting of a guide for analysing the efficiency of metropolitan projects by consulting existing key systems of reference indicators (LEED, Bream, the indicators developed by the Agencia de Ecología Urbana de Barcelona, among others) to identify the main concepts (index, indicators, parameters and descriptors) that can provide sufficient information about projects and their territorial efficiency.
- c. In order to determine the project logics and benchmarks, a GIS database of metropolitan projects developed in 1985–2014 was created.

The point of departure of this research project was the attempt to understand the metropolis and successive metropolitan transformations as a process of permanent evolution, and for this purpose it was deemed necessary to create and develop a database of projects and interventions of diverse typologies that have taken place in the Barcelona Metropolitan Region at different scales over the past 30 years. On one hand, this enables us to identify good practices, models and patterns for sustainable development and urban re-

⁶ This research was carried out by researchers from the Ciutat Mosaic territorial group directed by Carles Llop and consisting of Arturo Calderon, Marta Carrasco and Konstantinos Kourkoutas from the DUOT UPC; we have used this acronym to synthesize the factors that determine the configuration of a potential territoriality.

⁷ This specific study was directed by Antonio Font in collaboration with Lorena Maristany and Silvia Mas.

Figure 3. Plans and projects studied in the research *Efficient cities, metropolitan territories and urban regions. Strategies and project proposals for the regeneration of the Territorial Mosaic City after the explosion of the city.*



generation at a metropolitan level and, on the other, to identify and analyse the diverse logics behind the interventions and strategies corresponding to the specific territorial situations that have been formulated over the years. In this way – and once the global analysis was completed – the chosen interventions were not solely presented as individual good-practice case studies but also as references in relation to the project logic and strategy adapted to improve territorial efficiency at both specific and global levels.

During the research program, efforts centred on an analysis of metropolitan projects (executed, planned or debated) in 1985–2015. Principally, the projects considered were promoted by public administrations and refer mainly to documentation obtained from the Barcelona Metropolitan Area, the Generalitat de Catalunya, and a number of municipal technical offices. The final database contains more than 700 listed projects, of which 555 are mapped on the GIS. From this initial selection, an iteration selected around 200 projects for further research and in-depth analysis. The complete list from the database can be found in the publication and on the project’s website.

The list of the projects was eventually systematized and organized in terms of the following information:

- *Promoter*
- *Year of approval*
- *Current State* (Executed/Under construction/Under Study/Not executed/Approved)
- *Year of finalization*
- *County*

- *Municipality*
- *Type of proposal* (Plan/Project/Programme/Study)
- *Project Logic* (according to the proposed research methodology)
- *Instrument* (with reference to existing planning instruments)
- *Source* (of information)

Using the examples of historical plans and projects we extracted a series of lessons that suggest possible urban-environmental guidelines that will help make the city more sustainable. It is worth highlighting the following:

- A limit should be put to the city as a means of intensifying urban use in smaller spaces, favouring open systems in the territory, and promoting the osmosis and dissolution of borders, via the projection of spaces that will increase permeability and exchange.
- The urban ecotones project should be considered as a privileged space for the new city project.
- Underused spaces should be re-used, and edges should be requalified and regenerated to articulate the empty spaces in the city in contact with non-built-up territory;
- Urban intensity should be rethought using a polycentric perspective (much more in many more urban spaces).

Figure 4. Territorial situations.



Source: Students from Urbanística IV ETSAV DUOT UPC

- Barriers should be overcome and infrastructures integrated in order to articulate the pieces of the mosaic via efficient mobility management and an ever-more precise design of transport meshes.

For a renewed project in the Barcelona metropolitan region, we believe that a more open vision of the present administrative legal reality is necessary, that is, we need a vision that explores the types of places, environments and specific types of spaces that we can

Figure 5. Barriers and margins. Potential spaces for urban and territorial regeneration.



Source: Students from Urbanística IV ETSAV DUOT UPC

identify and name as territorial situations that, furthermore, we can conceive of as projectual places.

3.2 Projectual logics for improving territorial efficiency

As mentioned before, the analysis of the RMB project database for 1985–2015 enabled us to identify the logics that the different projects had adapted to solve territorial conflicts and problems and improve local and overall territorial efficiency. The research looked for exemplary projects that would serve as examples of good practices, and aimed to systematize and categorize them as a store of accumulated knowledge regarding interventions in the territory and the resolving of anthropogenic conflicts. We believe that the following strategies are relevant and representative of the logics of intervention:

1. Consolidate open spaces and ecological infrastructure in an ecologic network.

The current metropolitan context is characterized by the vulnerability of metropolitan spaces due to the following factors: (i) the decline in agricultural land cover (as it is abandoned it is transformed into forest land or urbanized areas), (ii) a lack of proper and integral management and adequate instruments, and (iii) the occupancy and impermeabilization of many fluvial spaces. Thus, in light of this situation, a correct response would be to consolidate the city's open spaces and integrate them in a multi-scalar ecological network. The principal objective of any such action would be to preserve and protect the biophysical matrix and, whenever necessary, restore, revitalize and reactivate using innovative and integrated management plans.

- a. Establish instruments for the preservation and protection of metropolitan open spaces.
- b. Revitalize agriculture and re-agricultivate the metropolitan area.
- c. Use the natural hydrological network as a structuring element.
- d. Articulate and incorporate current urban spaces into the network of metropolitan open spaces to form a continuous territorial mosaic.

2. Restore territorial continuities

Both territorial fragmentation and the insulation of metropolitan open spaces affect biodiversity (at local and macro levels) and its ecological functioning, and have social implications for mobility and accessibility. The proposed strategy in this case would be to recreate territorial continuities between open and urban spaces, recuperate and restore their ecological functioning, and reestablish their social functions (by restoring the age-old links between the city and its natural environment). In this case, the question of scale is fundamental and so a multi-scalar analysis is required to identify and locate the spaces that will facilitate this interrelation (both in structural and functional terms).

- a. Reconstruct the ecological corridors and landscape connectors of the biophysical matrix, and project the consolidation of the network of metropolitan green corridors and connectors.
- b. Project the heritage and landscape network in a multiscalar way, understood as an element with which to support new connections.
- c. Build new complex urban spaces with the necessary attributes and qualities that are capable of overcoming infrastructural barriers with an added value.

3. Restore and reprogram degraded natural spaces

Although there are many factors behind the current degradation of many of today's metropolitan open spaces, they can be best understood if this ecological degradation and functional loss is seen as a direct consequence of the current model of social metabolism present in our territories. Although a real solution for this problematic would be to change the current management and metabolic model of the territory, this is a future scenario that will require a lot of work. Nevertheless, there are already a number of existing experiences and strategies that permit a way forward for these degraded areas to be envisaged.

- a. Recover and restore degraded natural areas using dynamic and multifunctional management models.
- b. Minimize the environmental impact of urban waste generation.
- c. Optimize metabolic cycles by re-evaluating latent infrastructures.

4. Plan city edges and enhance the interaction within ecotones⁸

The question of limits is one of enormous complexity given the dynamic and ever-evolving character of city limits and their diversity. They arise in different places and at different scales in the territory and need to be handled in a strategic and structural manner. Overall, this question is still unresolved in terms of planning, and few projects have ever approached this question in an integrated manner. The principal focus is dual: (i) the reversal of negative unfavourable ecotonal characteristics that create conflicts and a loss of efficiency and (ii) the need for a limit to be put on uncontrolled expansion by restructuring ecotonal areas. The idea is to visualize ecotones not just as indicators of the territorial processes taking place but also to conceive them as reprogrammable territorial interfaces that can help resolve local conflicts and improve overall territorial efficiency.

⁸ See (Kourkoutas, 2015). The concept of ecotones as territorial indicators and also as interfaces of territorial reconfiguration has been studied by Kourkoutas in his doctoral thesis presented in the Departament d'Urbanisme i Ordenació del Territori (ETSAV-UPC) under the supervision of Prof. Carlos Llop.

- a. Work on urban-rural interaction to increase territorial complexity by considering each space as a dynamic and fluctuating interface.
- b. Creation of new permeabilities and the enhancing of existing ones.
- c. Design and restructure marginal spaces and view them as new spaces of opportunity.

5. Promote urban and territorial regeneration projects

Urban regeneration as a project logic demonstrates the need to apply strategies in a transversal and multiscalar manner when catering for neighbourhoods and urban areas of special attention. It is important to bear in mind that the problems and challenges that many urban areas face today are due to not only local conditions and restraints but also to the consequences of territorial processes operating at greater scales and scope. The opportunities for regeneration that these spaces offer also provide an opportunity for re-naturalizing urban spaces and the possibility of integrating and reconnecting them with territorial green spaces.

- a. Rehabilitate existing degraded urban fabrics to improve people's quality of life.
- b. Incorporate new urban morpho-typologies to encourage greater social diversity.
- c. Connect neighbourhoods by improving access to mobility flows.
- d. Reclassify and restore obsolete or deteriorated urban fabrics.
- e. Increase and articulate local governance networks.
- f. Promote the proximity project and small-scale interventions.

6. Reconfigure metropolitan streets as structural territorial axes

The context of the Barcelona Metropolitan Region offers many examples of projects of this typology that at one level provide a structure at local city level but also at the same time form an additional network of connecting axes at territorial scale. This represents a complementary mobility metropolitan infrastructure that can connect urban and open spaces, create new public spaces, and open up possibilities for re-naturalising urban fabrics.

- a. Transformation of roads into metropolitan urban avenues
- b. Conversion of urban boulevards into territorial boulevards
- c. Conversion of street axes at territorial scale
- d. Reinforce metropolitan circuits

- e. Reconfigure metropolitan connectors
- f. Cover railways and create public streets

7. Integrate infrastructures

The current car-dominant model prioritizes car mobility and its efficiency over other aspects and often opts for simplified solutions that generate poor quality and complex spaces that eventually degrade. As cities evolve and grow in size, new infrastructure is constructed to meet the demand, which often ends up acting as barriers, thereby affecting or obstructing social and ecological flows and fragmenting open spaces and leaving behind many disconnected, unconnected and residual spaces. The integration of these infrastructures would reverse and loosen the barrier effect, while at the same time maintaining the levels and quality of social services.

- a. Overcome the infrastructural barrier and generate new spaces of connection and/or restore territorial continuities
- b. Benefit from the residual spaces generated by infrastructures
- c. Multiplex sections
- d. Hybrid infrastructures
- e. Integrate major territorial routes into the urban structure.

8. Increase the intermodality and internodality of mobility networks.

The different modes of private and collective transport have been traditionally projected and developed in a segregated manner, with few interconnections and possibilities to switch modes with ease. Overall, this engenders an inefficiency in the mobility system *per se* but also in the whole territory given the increased need for new infrastructure developments with all the corresponding impacts they entail. The form and structure of contemporary metropolitan structure requires a complex mobility model that integrates and interrelates the greatest possible number of modes and flows, and at the same time prioritizes the ones that create the fewest negative externalities.

- a. Interconnect different modes of transportation
- b. Connect mobility flows on and between different scales
- c. Integrate bicycles as a means of transport on a metropolitan scale
- d. Integrate private vehicles into the intermodal mobility system
- e. Implement smart solutions to facilitate and optimize the combined use of different networks and modes of transport.

4. The metropolis community: a common shared territorial agenda

The complexity of the problems we collectively face require us to consider metropolitan issues from the perspective of a community pact. Henceforth, it should no longer be only the public institutions that offer solutions that derive from their areas of competence, which are still very sectorial. The city – and, therefore, the metropolitan city – must recover and provide answers stemming from its condition as a social structure. It is in this sense that we use the concept of ‘metropolitan mosaics’, which is multidimensional and embraces both territories and their inhabitants – that is, the territorials. This conjunction of space-actors-strategies can be referred to as the **Metropolis Community**.

The only way forward is to fabricate better **social organization** and **co-governance** in collaboration with the city’s inhabitants. In this way we will be able to improve the social metabolism of the territories, increase the territorial efficiency of the metropolitan regions and its subparts, and work towards a more resilient future along the following lines:

- **Agreement in the analysis** and identification of **territorial challenges**, risks and impacts, and in decision-making processes. It is helpful to work on creating an initial consensus, both in the diagnosis of the current situation with all its inherent problems, restraints and opportunities, and a vision of the future, with all the ethical, practical and design questions that it may entail.
- **Social agreement in the diagnosis** of problems and opportunities. This principle means working in parallel on the strategies, plans, projects and other structural figures in metropolitan development that are usually tackled by the institutions. This also implies the need to overcome the fact that administrative boundaries act as determinants of metropolitan projects. Consequently, citizens should be incorporated into the programming of metropolitan actions not solely as participants but as active actors in the management of plans.
- **Institutional Collaboration and Co-responsibility** based on a **Shared Metropolitan Agenda** acknowledged by metropolitan institutions and all those involved in metropolitan issues. The principle of subsidiarity and the vertical and horizontal distribution of responsibilities is key. Digital transition should contribute to improving the relationship between administrations via data sharing, analysis, diagnosis and prognosis. Water management and mobility planning are two key elements that could benefit from this approach.
- The **Co-designing of proposals**: the use of the quadruple helix approach early on in the identification and definition of new solutions and proposals, based on territorial challenges, can contribute greatly to the creation of meaningful projects that will have a real impact, for example in the efficient use of resources and time. This

will require a seamless and proactive institutional collaboration between different public and private institutions as well as the activation and implication of citizens and societal agents, i.e. the eventual end-users of the territory.

- **Concentrating on specific actions** so that the long list of outstanding issues and new challenges can be addressed. Energy transition is a central issue in the reprogramming of the use of metropolitan infrastructures.
- **Reach a Consensus** on urgent issues concerning urban and territorial regeneration. To do so, the list of actions to be addressed must not be dependent on possibilities for investment or their ease of implementation but, rather, must represent the collective expression of the demands of the administrations, citizens and economic sectors, and of the demands raised by the entities involved in the vindication of the eco-environmental qualities of the metropolitan territory.

The future of the city and its survival as a valid model for the sustainable management of the planet lies in the materialization of the principles envisioned and defined by the territorial mosaic city: a city linked to the territory, forming part of its biological and life cycles, and a territory that permeates the city, with a determined spatial coexistence in terms of dynamics of exchanges and systemic symbiosis. The Territorial Mosaic City conceptual model proposed here represents a shift in the paradigm and an advance towards sustainable management of the contemporary metropolitan city. This model implies a parallel morphological and environmental structure, conceived in terms of mutual ecological adaptation, and one that favours the coevolution of interacting urban and natural ecosystems. This will eventually foster an articulated mosaic that is truly environmentally balanced.

It is now time to define new concepts and imaginaries and to make urban and territorial regeneration operationally feasible. In all disciplines, political responsibilities and social-technical practices, we are now at a point where we must face up to both the challenges – but also the opportunities – to promote a truly sustainable planet and conserve it for the common good.

References

- Borja, J. (2018). Organització del territori de Catalunya i la qüestió metropolitana. Notes from CATALUNYA FUTUR Congress, Barcelona.
- Calderón, A. (2016). Territorios Simultáneos. Formas de Territorialización de la Sabana de Bogotá. Tesis Doctoral, DUOT UPC, Barcelona.
- Font, A. (2004). L’explosió de la ciutat: Transformacions territorials recents en les regions urbanes de l’Europa Meridional. COAC & Forum Universal de la Culturas de Barcelona. Barcelona.
- Kourkoutas, K. (2015). On the question of limits : The role of ecotones in the management and reintegration of transforming urban environments : Urban ecotones

as territorial indicators and interfaces of urban reconfiguration : An applied study of the urban regional mosaic of the city of Thessaloniki, Greece. Tesis Doctoral, DUOT UPC, Barcelona.

Llop, C., Bosc, S. (ed.) (2012). *Working with the territory: strategies for the new territorialities.*, 281-293. Actar, Barcelona

Llop, C. (ed.) (2016). CIUDADES, TERRITORIOS METROPOLITANOS Y REGIONES URBANAS EFICIENTES Estrategias y propuestas de proyecto para la regeneración de la ciudad_mosaico_territorial después de la explosión de la ciudad. La Región Metropolitana de Barcelona como laboratorio. Pagès Editors, Barcelona

**1. Crisi ecològica i canvi global en entorns
metropolitans**

2. El paper de l'urbanisme

**3. El context de l'Àrea Metropolitana de Barcelona.
Reptes urbanístics de la infraestructura verda**

3.1. Cicle de l'aigua

3.2. Abandonament agrícola i situació urbanística
dels sòls amb valor agrari

3.3. Les vores metropolitanes

3.4. El verd urbà

**4. La proposta del PDU: la configuració de la
infraestructura verda metropolitana**

4.1. L'estructura blava

4.2. Els espais oberts

4.3. L'estructura verda i social

4.4. El verd en els teixits urbans

**5. El conjunt de la infraestructura verda
metropolitana**

Bibliografia

LA INFRAESTRUCTURA VERDA EN EL PLA DIRECTOR URBANÍSTIC METROPOLITÀ

1. Crisi ecològica i canvi global en entorns metropolitans

La insostenibilitat del model de desenvolupament post-revolució industrial es pot mesurar mitjançant macroindicadors globals d'impacte, com la petjada ecològica o l'emissió global de Gasos d'Efecte Hivernacle (GEH), contraposats a la capacitat de resposta dels ecosistemes del planeta a aquests impactes (biocapacitat).

L'equilibri entre ambdós conforma la denominada capacitat de càrrega, el «límit del creixement» del qual ja parlava l'informe del Club de Roma (Meadows, 1972). Aquest límit es considera superat per diversos autors entre el 1970 (GlobalFootprintNetwork) i el 1992 (Meadows). A partir d'aquest punt, el creixement econòmic es produeix acumulant deute ecològic. Un deute que haurà de ser retornat o que comportarà, tard o d'hora, pèrdua de qualitat de vida en la humanitat i pèrdua de biodiversitat en els ecosistemes.

Aquest mode de desenvolupament està comportant un canvi global en el planeta (Steffen et al., 2004) que inclou canvis en les condicions planetàries i dels ecosistemes a molts nivells: des del canvi climàtic al canvi d'usos del sòl, la fragmentació ecològica, la contaminació atmosfèrica o les invasions biològiques.

Per fer-hi front cal, d'una banda, actuar sobre els impactes, per tal de disminuir-los: disminuir les emissions de gasos d'efecte hivernacle i les emissions de contaminants locals, entre d'altres. Aquest repte requereix un canvi de model en la utilització de recursos energètics, actualment molt vinculats a l'ús dels combustibles fòssils, cap a un model menys consumidor i basat en energies renovables, és a dir, un procés de transició energètica (Lester, 2015; Sans, 2014).

Però si ens centréssim tan sols en l'assoliment de la transició energètica estaríem oblidant l'altre pilar de la sostenibilitat, el de la biocapacitat. L'ocupació desmesurada de sòl, la fragmentació ecològica, les invasions biològiques i la intensificació de l'agricultura estan comportant un empobriment de la capacitat dels ecosistemes per fer front a impactes que també s'han de revertir. Cal, per tant, encarar també els reptes de la transició agroecològica, de la connectivitat ecològica, de la millora dels serveis ecosistèmics en definitiva, per tal de revertir la situació de deute ecològic, aturar la pèrdua de biodiver-

sitat i evitar que les generacions futures obtinguin una situació de desavantatge respecte de les actuals.

En aquest sentit, el concepte de la infraestructura verda, entesa com a xarxa d'espais naturals i seminaturals planificada per tal de maximitzar els serveis ecosistèmics, es conforma com un dels principals reptes dels territoris metropolitans i els seus entorns agroforestals per assolir la sostenibilitat i la preservació de la biodiversitat.

Més del 50% de la població mundial viu en ciutats i, en països desenvolupats, la ràtio de població urbana es dispara fins al 80%, percentatges tots dos que continuen augmentant.

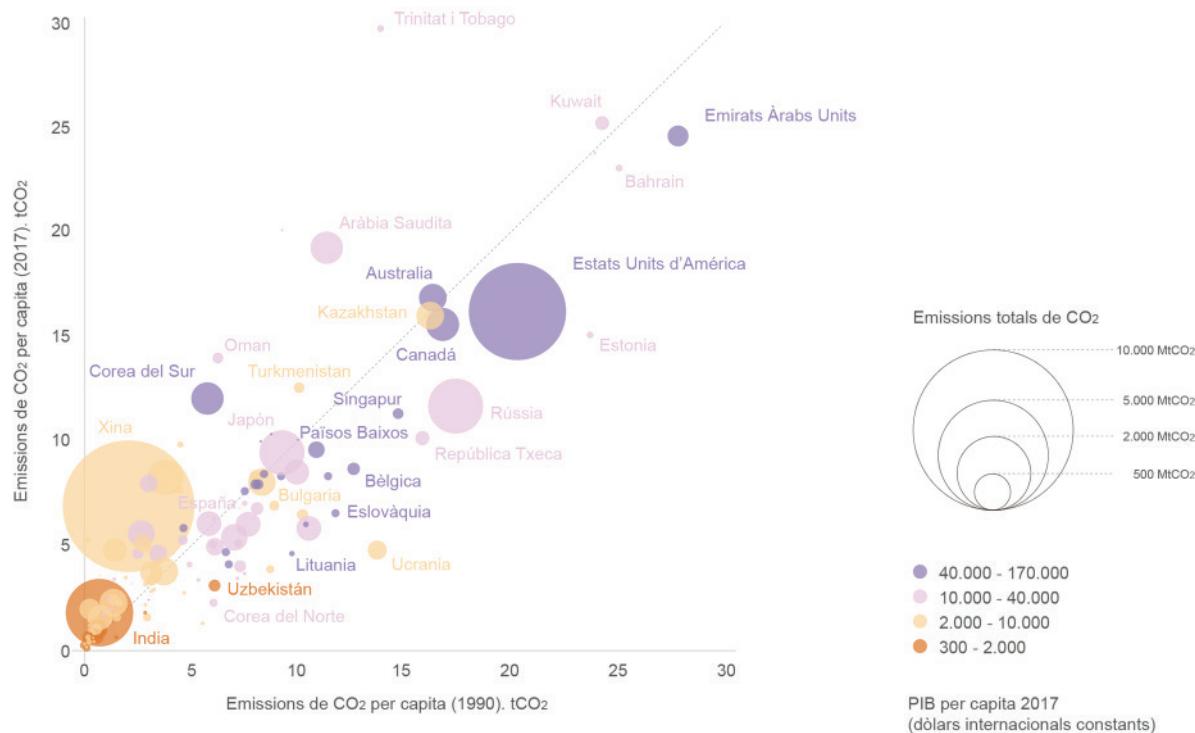
L'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB) ha experimentat també aquest procés de creixement i acumulació poblacional durant l'últim segle, fet que ha comportat impactes molt significatius, com el canvi de les cobertes del sòl de més del 50% del territori des de l'any 1956, el canvi de les concentracions de contaminants atmosfèrics com ara les partícules en suspensió, els òxids de nitrogen o l'ozó, que superen molts cops els límits establerts per normativa i els límits de salut marcats per l'OMS, la fragmentació de moltes unitats ecopaisatgístiques, com Collserola, que han quedat pràcticament aïllades respecte de la resta de grans espais naturals, o les esmentades invasions biològiques, accelerades per la globalització i la hiperfrequentació dels entorns periurbans.

Les conseqüències del canvi climàtic, que ja s'estan produint en el territori metropolità, no auguren un futur gaire esperançador. Si no s'actua amb rapidesa i decisió ara, la temperatura mitjana anual de l'AMB podria pujar entre 3,4 °C i 4 °C a finals de segle (Altava-Ortiz, 2016), tot convertint el clima metropolità en l'equivalent al de l'actual nord d'Àfrica.

Alguns dels canvis més rellevants que pot comportar el canvi climàtic a l'AMB són l'increment d'intensitat i de freqüència de les onades de calor, la disminució dels recursos hídrics, l'increment del risc d'incendi, la pujada del nivell del mar, l'increment dels episodis d'inundació o les alteracions en els ecosistemes i la seva biodiversitat.

Altres cop, la infraestructura verda pot jugar un paper rellevant pel fet d'aportar serveis de regulació de la

Figura 1. Gràfic d'emissions versus PIB.



Font: Redacció PDU a partir de dades de World Bank Open Data: (<https://data.worldbank.org/>) i Global Carbonatlas (<http://www.globalcarbonatlas.org/>).

temperatura, del cicle de l'aigua, d'embornal i de suport als processos ecològics per tal de mitigar una part d'aquests impactes i ajudar-nos en l'adaptació als impactes que a hores d'ara ja són inevitables.

2. El paper de l'urbanisme

Per superar aquests reptes, la planificació de les ciutats ha de partir d'una òptica ecosistèmica i considerar la metròpoli com un sistema de sistemes que intercanvien matèria, energia i informació per poder funcionar.

Cal invertir la mirada (Masbounji, 2009) del planejament urbanístic i posar en primer pla els elements biofísics (el relleu, la hidrologia, els aqüífers, els hàbitats i les seves interrelacions), per després integrar-hi i relacionar-hi de la millor manera el fenomen urbà.

Tanmateix, l'urbanisme se centra, finalment, en la definició dels drets i deures de la propietat del sòl. Com podem abordar, doncs, la millora d'aquests fluxos de matèria i energia des de les competències urbanístiques?

Si ens fixem en els components que conformen el metabolisme urbà, ens adonem que relaciona uns elements consumidors (usos antròpics) amb uns ecosistemes generadors de recursos (matriu biofísica) mitjançant uns determinats canals d'aprofitament (xarxes i infraestructures de servei).

En aquest sentit, el repartiment de drets i deures que planteja l'urbanisme sobre el territori pot condicionar de manera significativa el metabolisme urbà: protegint àrees estratègiques per al manteniment d'uns deter-

minats recursos naturals, ordenant els usos urbans de manera eficient i generant una correcta integració de les xarxes de servei.

Aquest és l'enfocament del Pla Director Urbanístic de l'àrea metropolitana de Barcelona (en endavant, PDU metropolità), en fase de redacció. El Pla es planteja abordar la relació entre forma, intensitat d'ús i funció; entre fisonomia i fisiologia de les ciutats.

Es tracta de pensar en un nou model urbà, no adreçat a la maximització de la rendibilitat, malgastant recursos, sinó més aviat en un model que sàpiga imposar l'ètica dels límits, que sàpiga contraposar la qualitat a la quantitat.

La clau rau a abordar la planificació dels valors i actius naturals com a base estructural d'uns sistemes urbans més resilents i circulars en la utilització dels recursos i plantejar una mirada sobre el territori des de l'escala intermunicipal que permeti la preservació i millora de les funcions ecològiques i els serveis ecosistèmics de tot el sistema.

3. El context de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. Reptes urbanístics de la infraestructura verda

El territori metropolità és un territori consolidat pel que fa als nuclis urbans i l'estructura principal d'espais oberts. Un model consolidat, però, sobre una estructura basada en el vehicle privat i un planejament general massa antic que ha comportat impactes significatius sobre els espais oberts, com la fragmentació ecològica, l'abandonament agrícola, la manca d'estructura del verd urbà o l'escassa ordenació de les vores urbanes.

Cal impulsar un planejament urbanístic director capaç de reordenar, estructurar i regenerar internament els nuclis urbans per fer-los més verds i habitables; integrar i capgirar el caràcter d'algunes estructures, i plan-tejar una ordenació urbanística dels espais oberts que afavoreixi la gestió del territori en pro d'un augment dels serveis ecosistèmics i de la disminució dels riscos per a la població.

En aquest sentit, en el present article es desenvolupen quatre reptes urbanístics que es consideren clau en el territori metropolità per consolidar la infraestructura verda i resoldre les problemàtiques actuals: el tractament urbanístic del cicle de l'aigua, la gestió activa de l'espai agroforestal, l'ordenació de les vores urbanes i l'increment i estructuració del verd urbà.

3.1. Cicle de l'aigua

L'aigua és un recurs indispensable, tant per als sistemes urbans, com per als agraris i per als ecosistemes forestals. A l'àrea metropolitana de Barcelona, amb una notable estacionalitat en la disponibilitat d'aigua (períodes de sequera i de pluges intenses), i amb una elevada densitat poblacional, aquest recurs esdevé molt pressionat, i requereix una gestió complexa, diversificada i integral per garantir-ne l'ús racional i el subministrament i preservar-ne el cicle natural.

Els àmbits estratègics vinculats al cicle natural de l'aigua: rius, rieres, aqüífers, aigües costaneres i de transició o zones humides, tenen un paper multifuncional en la infraestructura verda metropolitana, aportant-hi una ampla gamma de serveis ecosistèmics:

- De suport: amb una notable contribució en l'augment de la biodiversitat i un paper fonamental en la connectivitat ecològica.
- D'aprovisionament: com una de les principals fonts d'abastament dels nuclis urbans i també dels conreus del territori metropolità.
- De regulació: amb la contribució en la disminució de les velocitats d'escorrentia i la minimització dels riscos d'inundació.
- Culturals: esdevenint indrets de gran bellesa i riquesa paisatgística que molts cops articulen itineraris i la xarxa de camins principals dels espais oberts metropolitans.

La legislació urbanística inclou la preservació del cicle de l'aigua, bé des d'una perspectiva generalista, si considerem la consolidació d'un «model territorial eficient», que apareix en l'article 3 del text refós de la Llei d'urbanisme, dedicat al concepte de desenvolupament urbanístic sostenible; o bé des de la perspectiva específica del risc d'inundació, si considerem la «preservació enfront dels riscos naturals», que apareix a l'article 9, de directrius del planejament urbanístic.

A més, pel que fa a les limitacions d'ús del sòl en àmbits on el risc d'inundació pugui produir danys a persones o béns, des del 2017, amb l'aprovació de la Llei 5/2017, que generà modificacions en la Llei d'urbanis-

me, prevalen les determinacions normatives de la legislació sectorial, que, en aquest cas, determina tres àmbits de regulació diferencial: màxima crescuda ordinària, flux preferent i la zona inundable per un període de retorn de 500 anys.

Malgrat els avenços significatius en aspectes com la inundabilitat, cal considerar que les zones inundables són la conseqüència d'un determinat repartiment del flux de l'aigua precipitada sobre el territori en forma d'intercepció per part de la vegetació, depressions del terreny o construccions, infiltració en el sòl i subsòl, i flux superficial sobre el sòl.

Aquest repartiment, com també la velocitat de l'escorrentia superficial, està altament condicionat pels hàbitats, els sòls i la geomorfologia de les conques de recepció de l'aigua precipitada. D'aquesta manera, determinats àmbits forestals de les capçaleres d'aquestes conques o dels boscos de ribera dels trams alts i mitjans dels rius tenen una influència determinant, també, en la minimització dels riscos d'inundació, malgrat que no han estat àmbits condicionats per l'ordenament urbanístic per aquest motiu.

D'altra banda, de l'anàlisi del cicle de l'aigua i dels territoris estratègics per a la seva regulació se'n deriven més serveis ecosistèmics que la regulació de l'escorrentia superficial per evitar riscos d'inundació, com poden ser els àmbits d'interès per a la recàrrega d'aqüífers explotats per a abastament d'aigua o serveis de suport d'àmbits estretament vinculats a l'aigua, com les zones humides o els boscos de ribera, que juguen un paper fonamental en la connectivitat ecològica i la conservació de la biodiversitat dels espais forestals i agrícoles metropolitans.

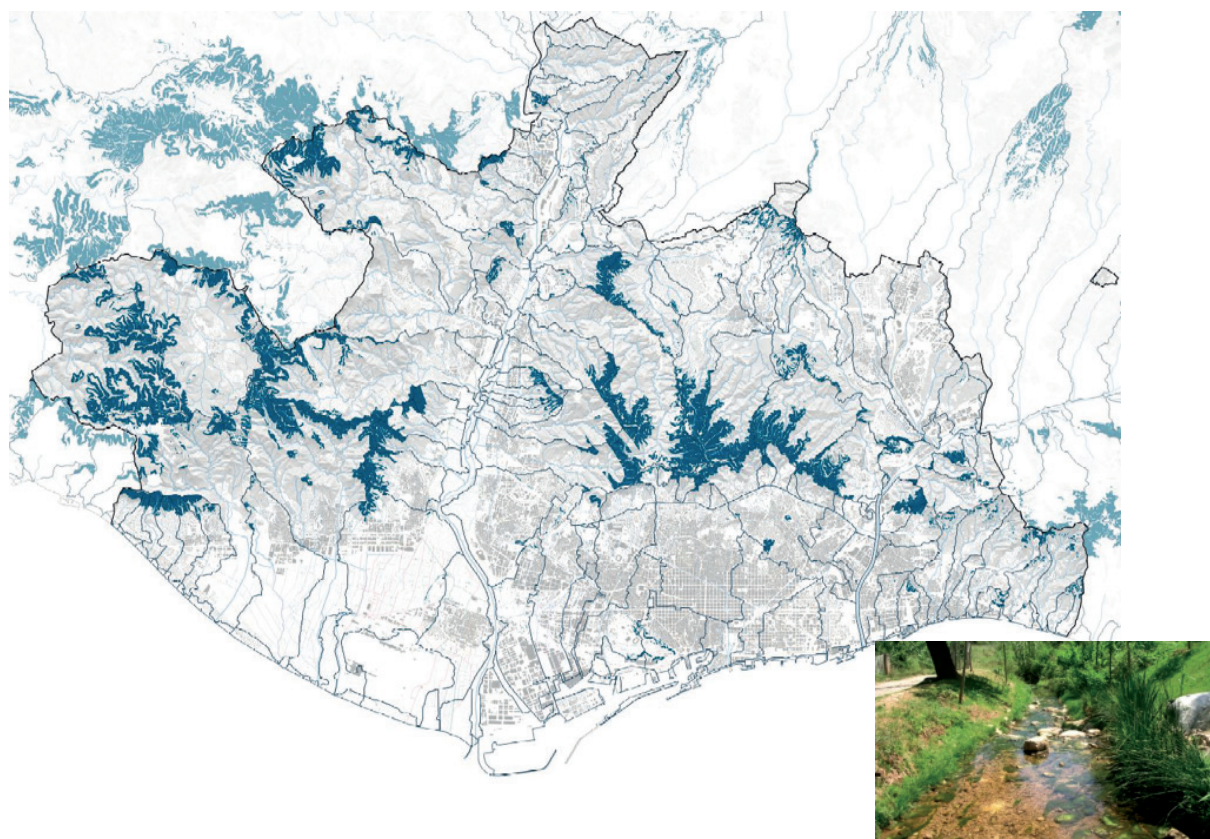
Cal considerar que, actualment, els principals rius i rieres del territori metropolità són, malauradament, els únics eixos capaços de crear infraestructures mitjançant viaductes, ponts, calaixos i altres elements que permeten al pas de fauna i certa permeabilitat ecològica.

Finalment, cal destacar la vulnerabilitat de molts ecosistemes vinculats a l'aigua: els resultats dels informes d'aplicació de la Directiva Aus (art. 12) i de la Directiva Hàbitats (art. 17) a Catalunya per al període 2013-2018 mostren que el 59% dels hàbitats d'interès comunitari presenten un estat de conservació desfavorable, sent els hàbitats amb més risc de desaparició els vinculats a les aigües continentals, hàbitats costaners, boscos de ribera i els presents als marges dels cursos fluvials.

Estudis com el «tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya» (Generalitat de Catalunya, 2016) o l'estudi «Efectes del canvi climàtic en el cicle de l'aigua de l'Àrea Metropolitana de Barcelona» (AMB, 2015) conclouen que hi haurà una disminució dels recursos hídrics disponibles per a l'aprofitament humà, generada principalment per l'increment de l'evapotranspiració dels ecosistemes de les diverses conques a causa de l'augment de la temperatura, que farà disminuir el cabal dels rius.

Per tots aquests motius, es considera que els àmbits estratègics per a la regulació del cicle de l'aigua

Figura 2. Llindars d'escorrentiu (P_0) elevats a les parts altes de les subconques metropolitanes.



Font: Redacció PDU a partir del Document Inicial Estratègic de l'Avanç del PDUm.

en pro d'una major aportació de serveis ecosistèmics han de tenir un paper estructurant en la proposta urbanística d'infraestructura verda metropolitana, superant el rol majoritàriament vinculat al risc d'inundació que actualment se'ls assigna en l'ordenament urbanístic i reconeixent-ne la multifuncionalitat.

3.2. Abandonament agrícola i situació urbanística dels sòls amb valor agrari

Si històricament l'ocupació del territori al voltant de les ciutats ha estat determinat per l'estreta relació entre assentaments urbans i proveïment agrícola i forestal (Thünen, s. XIX), en aquest, últims 60 anys la ciutat i l'espai agrari s'han anat concebant cada cop més de manera contraposada.

A l'àrea metropolitana de Barcelona el distanciament entre ciutat i camp s'ha concretat en una progressiva pèrdua de sòl productiu agrari. En aquest procés, la superfície forestal, en gran mesura de muntanya, va suportar millor la pressió urbanística; en canvi, el sòl agrícola va patir una clara dinàmica regressiva, amb una pèrdua del 79% de la seva superfície, que majoritàriament ha passat a urbà (66%), i un 31% a forestal.

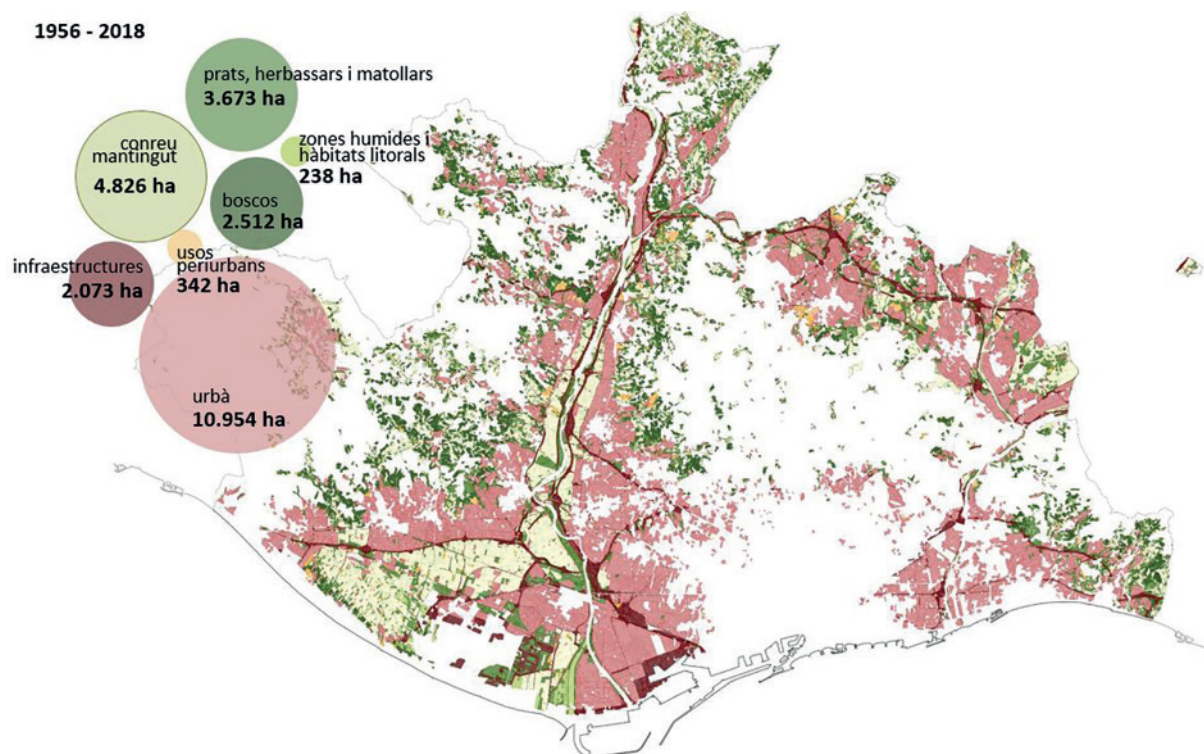
El conjunt dels espais agrícoles ocupen actualment un escàs 9% del territori metropolità. Són espais que es concentren principalment al Delta i la Vall baixa del riu Llobregat i, de manera més fragmentada, a les vores urbanes d'alguns municipis situats a la serra de l'Ordal, al Vallès i a la serralada de Marina.

Malgrat la gran pèrdua del sòl agrícola, la producció, a nivell de regió metropolitana, es manté diversificada i de qualitat: «[...] lo más sorprendente de la agricultura periurbana barcelonesa es la heterogeneidad local y comarcal que alcanzan las producciones hortofrutícolas, quizás más allá de lo esperable en el seno de la promiscuidad mediterránea [...]» (Paül, 2010).

A banda de l'horta del delta del Llobregat, dels fruiters de l'Ordal, d'algunes clapes de cereals als municipis vallesans i d'alguns cultius testimonials d'horta i vinya a la serralada Litoral, la resta dels espais agraris sobreviscuts a l'expansió urbana estan en una situació d'abandonament. La degradació es manifesta, d'una banda, a les planes fluvials, amb la fragmentació de l'espai agrícola i la consegüent proliferació d'usos marginals a les finques més properes a infraestructures i assentaments urbans, i, d'altra banda, en els sòls de muntanya, amb el progressiu abandonament de l'activitat agrària i la consegüent aforestació de les parcel·les agrícoles. Justament la pèrdua del mosaic agroforestal, caracteritzat per la juxtaposició de boscos, clarianes i conreus, ha determinat, juntament amb la manca de gestió dels boscos, no tan sols una pèrdua en biodiversitat sinó també un augment del risc d'incendis tal com subratlla l'Informe sobre l'estat de l'entorn a Catalunya (2011-2015).

El Pla General Metropolità (PGM) de 1976, que tenia com un dels principals objectius ordenar el creixement urbà i evitar la degradació del medi natural i del paisatge mitjançant la creació de parcs forestals, com ara Collserola, va permetre també disposar d'una gran re-

Figura 3. Transformació del sòl agrícola des del 1956.



Font: Hedacció PIU a partir del Mapa de cobertes del sòl del CREAF 1956 i 2015.

serva de Sòl No Urbanitzable amb valor agrícola, mitjançant la introducció de la qualificació de sòl protegit de valor rústic (clau 24). Aquesta protecció específica ha permès donar a l'espai productiu agrícola del Delta del Llobregat una normativa i una regulació dels usos unitària que va servir, després, per definir clarament un únic àmbit de gestió, amb el Parc Agrari del Baix Llobregat.

«La defensa de los valores ecológicos y paisajísticos, la necesidad de mantener las densidades globales metropolitanas dentro de límites razonables, la imprescindible flexibilidad de toda gran aglomeración ante los cambios sociales y técnicos, la conveniencia de parar el proceso de creciente oposición campocidad y la misma racionalidad económica en cuanto a conservación de recursos naturales próximos a los lugares de consumo, exigen un tratamiento nuevo de los terrenos agrícolas metropolitanos con reconocimiento expreso de la importancia de sus funciones "territoriales" [...]» (Serratosa, A., 1979).

Així escrivia el director de l'equip redactor del PGM posant de manifest les greus conseqüències sobre l'activitat agrícola en no protegir els sòls fèrtils: «la normativa sobre los suelos no urbanizables de la Ley del suelo responde a una idea vaga de protección del campo en general, pero que de ninguna forma es suficiente para preservar los usos agrícolas en las áreas metropolitanas ante la competencia imparable de usos urbanos, mucho más lucrativos desde una óptica privada. [...]».

Tot i així, el desenvolupament del PGM no ha evitat que l'espai agrari metropolità hagi assumit un paper sempre menys rellevant dins del planejament urbanístic. Al llarg d'aquests últims 40 anys la protecció de l'espai agrícola del Baix Llobregat i del delta, per mitjà

de la qualificació d'«espai rústic protegit de valor agrícola», a la qual es va afegir trenta anys més tard la Protecció Especial del Pla Territorial Metropolità (2010), de poc va servir per «evitar les "mossegades" i les amenaces que s'han anat subseguint sobre la plana agrícola del delta, fet que demostra que és un espai que ha actuat sempre de reserva» (Parcerisa, 2013).

D'altra banda, si desviem la mirada des dels espais agrícoles del delta als espais agroforestals de la serralada Litoral, i analitzem les qualificacions que el PGM'76 preveu per al «sòl no urbanitzable», ens adonem que, a les zones de muntanya, disminueix sensiblement la superfície de sòl reconeguda com a agrícola, i veiem com es qualifiquen com a forestals o de reserva per a dotacions molts dels terrenys que eren agrícoles abandonats en el moment en què s'estava redactant el PGM'76. És una qualificació que en l'actualitat impossibilita en la majoria dels casos la reversibilitat d'aquests terrenys en sòls d'ús agrícola, en la mesura que el bosc es consideren sistemes a protegir, independentment del seu valor (Giocoli, 2017).

El repte seria superar el caràcter residual del sòl no urbanitzable: «Pel que fa a la gestió i l'execució urbanística, ens calen programes de gestió associats al planejament, instruments que permetin l'expropiació de l'ús del sòl en finques subexplotades, com s'esdevé en altres països, i potser ens haurem d'atrevir a plantejar la possibilitat de permetre nous usos no agraris vinculats a la gestió de la finca o al compromís de custòdia d'altres finques» (Miralles, 2014).

3.3. Les vores metropolitanes

Actualment les vores urbanes són espais amb usos indecisos, fràgils, circumstancials, que acumulen frac-

tures i degradació urbana. Aquesta situació és fruit d'una manca de reconeixement del seu valor intrínsec per part del planejament i l'ordenació urbanística, que s'ha centrat en els àmbits urbans i en els espais naturals protegits i ha prestat menys atenció als àmbits que hi ha entre aquestes dues realitats, mancats de reflexió pròpia (Galindo, 2013).

A favor d'aquests espais, però, justament la promiscuitat i varietat d'usos, la discontinuïtat entre urbà, agricultura i boscos, la potencialitat del sistema de relacions ecològiques i socials són les característiques que cal valoritzar i no menysprear, per tal de configurar, com diu M. de Solà-Morales (2008), una forma superior de metròpoli mediterrània.

L'oportunitat per millorar la qualitat dels ecosistemes metropolitans es concreta justament en les vores urbanes, en aquells àmbits de contacte entre ciutat i espais naturals i agrícoles. Són els àmbits on es concentren els conflictes i on cal reconstruir les connexions estratègiques per generar una xarxa funcional a nivell ecològic, social i metabòlic (aigua, energia i aliments).

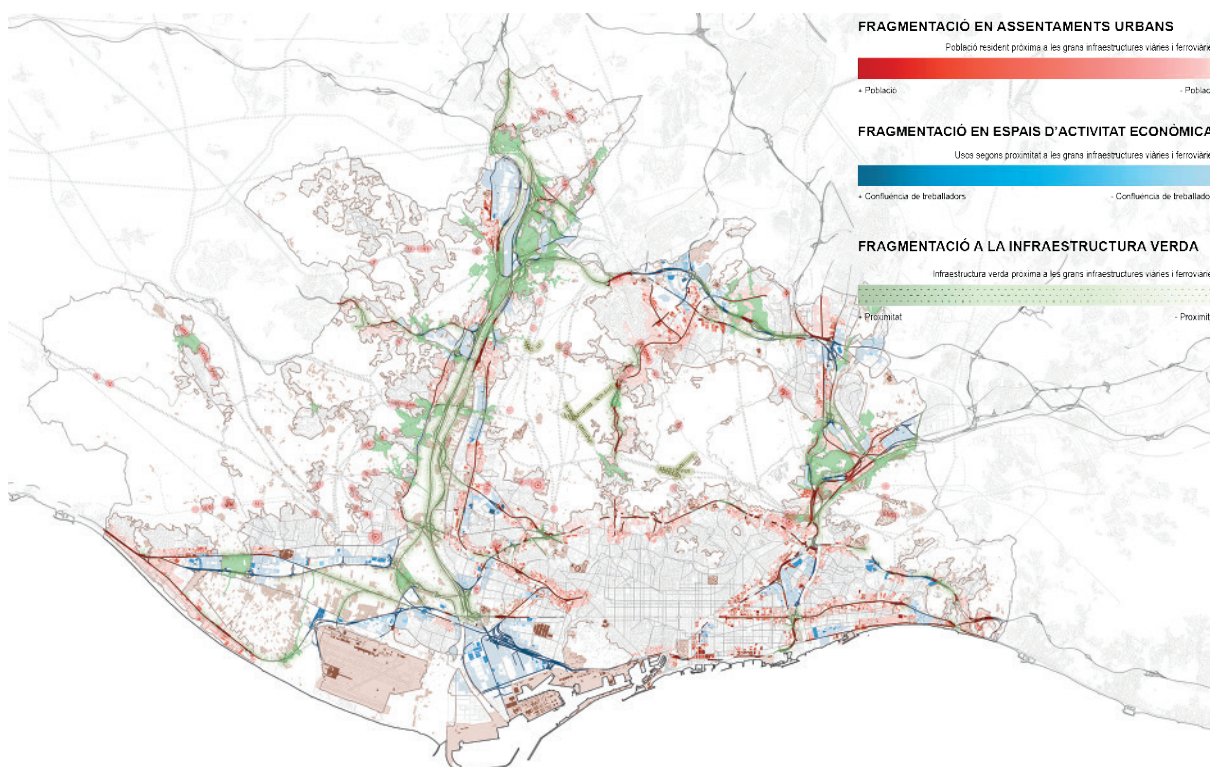
Es tracta d'entendre des d'una visió sintètica i integradora la realitat i potencialitat d'aquests espais complexos. Per identificar quins són els elements que el constitueixen i li aporten valor partim del bagatge de coneixement que s'ha generat en aquests últims temps sobre espais expectants, fragments, discontinuïtats, intersticis i ecotons (Pino, 2016). Així, en primer lloc, la resolució de les interrupcions i la integració dels espais generadors de fragmentació es converteix en un dels reptes principals del Pla.

Aquesta fragmentació és fruit, majoritàriament, de la implantació d'infraestructures de mobilitat i de grans àmbits especialitzats que han trencat o disminuït la connectivitat ecològica, social i productiva i han provocat conflictes en els espais naturals i agraris. Aquest fenomen es fa evident en els 46 punts crítics i les 2.000 ha de zones crítiques de la connectivitat ecològica (Montlleó, 2013).

D'altra banda, és també originada per una no adequada localització d'usos definits com a periurbans (Cabezas, 2015). Una normativa urbanística en sòl no urbanitzable massa generalista ha permès que l'espai agroforestal acabi allotjant activitats rebutjades per la ciutat (instal·lacions de tractament de residus, pedres, aparcaments, magatzems, barraques, serveis tècnics) o equipaments públics que s'han disposat de forma oportunista creant discontinuïtats en la connectivitat ecològica sense un suport adequat pel que fa a accessibilitat, o en altres casos, amb una previsió d'accessibilitat desproporcionada respecte de la fragilitat del territori que travessava. No n'hi ha prou d'establir unes categories d'usos (legals i il·legals, admesos i no admesos, urbans i periurbans, etc.); el que és evident és que el planejament urbanístic ha d'enfrontar-se a una nova visió de com integrar aquests usos periurbans (necessaris en el funcionament metabòlic de la metròpoli) en el territori metropolità.

Les necessitats específiques i sovint complexes dels espais de vora poden ser enteses també com a oportunitats per a la reactivació de la connexió de fluxos d'aigua, verd, lleure, aliments i energia, així com per a la millora de l'espai de trobada entre ciutats i entorn natural (AMB, 2019). En aquest sentit, el replanteja-

Figura 4. Fragmentació del territori metropolità.



Font: Redacció PDU.

ment de les vores permet avançar un pas més en la definició de la infraestructura verda, de manera que se superin les dicotomies entre camp i ciutat i entre sòl urbà i sòl no urbanitzable.

3.4. El verd urbà

Els parcs i jardins urbans del territori metropolità, així com la resta de vegetació existent als carrers, equipaments, jardins privats, espais intersticials viaris o en altres espais urbans, esdevenen un element clau en l'ordenació del territori i l'urbanisme per tal de millorar l'habitabilitat i la qualitat de vida dels entorns urbans.

Els espais verds urbans aporten sobretot serveis ecosistèmics culturals, com la reflexió o l'esbarjo a l'aire lliure, però també de regulació tèrmica, hídrica o de la qualitat de l'aire, aportant ambients saludables, i fins i tot serveis de suport i aprovisionament, en menor mesura, associats a la biodiversitat urbana o a la presència d'horts urbans.

La seva vinculació amb la salut, l'educació ambiental o el lleure (AMB, 2016) configura aquests espais com a serveis bàsics per a la població metropolitana.

No obstant això, la dificultat del planejament urbanístic per donar cobertura a les diferents tipologies d'espais verds urbans, la manca d'execució d'algunes previsions del PGM i la manca d'una visió metropolitana en la seva planificació han comportat que avui existeixin teixits urbans amb una baixa accessibilitat a serveis ecosistèmics del verd urbà fonamentals per garantir aquests serveis bàsics.

El PGM del 1976 va representar una avenç sense precedents en la dotació dels teixits urbans de parcs i equipaments que permetessin l'acompliment de serveis bàsics a la ciutadania.

Tanmateix, 44 anys després es detecten alguns aspectes que caldria resoldre per reconèixer el paper del verd urbà en l'aprovisionament de serveis ecosistèmics

i la millora de les condicions de vida dels entorns urbans.

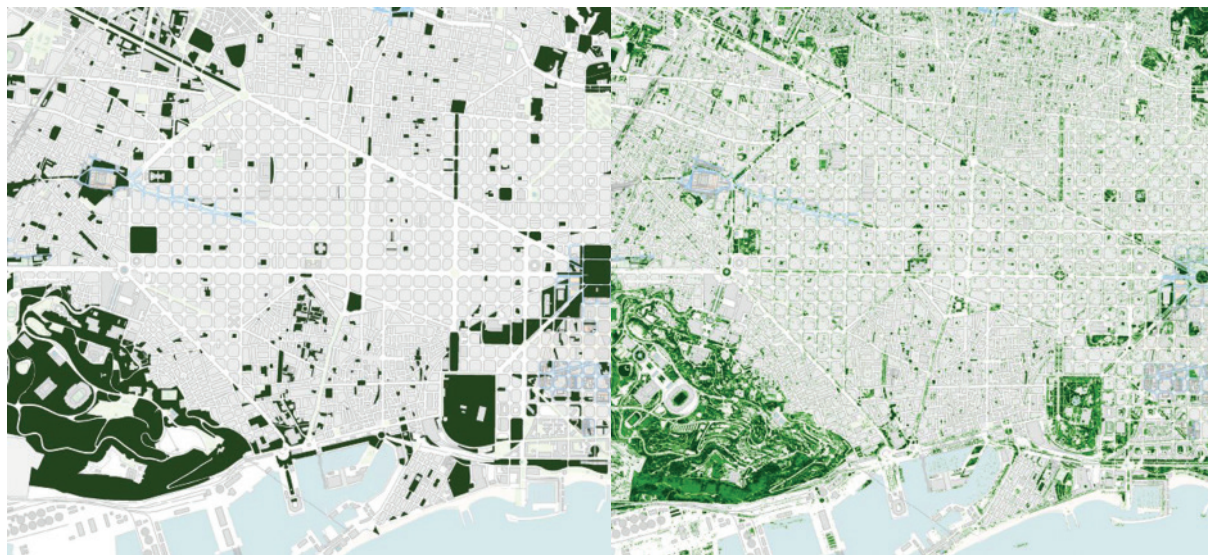
En primer lloc, el PGM va generar un seguit de grans reserves per a parcs i jardins metropolitans que a dia d'avui no s'han formalitzat i que en alguns àmbits han quedat descontextualitzades en relació amb l'estructura d'eixos d'accés als espais oberts i de l'estructura de principals camins actualment existent.

En segon lloc, el PGM no va definir cap aspecte qualitatiu dels parcs i jardins, no va desenvolupar la regulació del verd urbà en altres qualificacions, com l'espai viari, i va generar una regulació d'usos dels espais lliures poc concreta en relació amb l'edificabilitat interna i l'ocupació del subsòl. Aquest fet ha tingut conseqüències en forma de qualificacions de parcs i jardins que presenten percentatges de cobertura verda i permeabilitat molt baixos o amb el subsòl ocupat per aparcaments i altres infraestructures, limitant molts cops la capacitat de desenvolupament de la seva vegetació i dels seus serveis socioambientals.

Finalment, la Llei d'urbanisme vincula la superfície d'espais verds que cal ordenar en un determinat àmbit, en relació amb l'increment de sostre residencial i d'activitat econòmica generat. En aquest sentit, molts cops, l'execució dels parcs i jardins ha estat vinculada a l'ordenació successiva de peces en el territori, sense tenir en compte la globalitat.

Gairebé 50 anys després, amb el concepte d'infraestructura verda sobre la taula i amb l'oportunitat de la redacció del PDU metropolità, cal repensar la xarxa d'espais verds urbans com un sistema interconnectat, abordant les regulacions urbanístiques bàsiques de parcs i eixos verds urbans que permetin maximitzar els serveis ecosistèmics d'aquests espais. Cal abordar la reordenació dels parcs metropolitans de vora per generar una adequada transició amb els espais agroforestals. I cal vincular l'estructura verda als principals equipaments de la ciutat. D'aquesta manera, el projecte d'infraestructura verda, a més dels beneficis associats a la regulació de l'ambient urbà, esdevindrà

Figura 5. Qualificacions de parcs i jardins i verd real identificat mitjançant l'índex NDVI.



Font: Barcelona Regional.

també la base de la mobilitat activa i de les relacions en entorns saludables.

4. La proposta del PDU: la configuració de la infraestructura verda metropolitana

La Llei 31/2010, de l'Àrea Metropolitana de Barcelona (LAM), aprovada pel Parlament de Catalunya el 27 de juliol del 2010, atorga al PDU metropolità l'objectiu, entre d'altres, d'establir les «mesures de protecció del sòl no urbanitzable i l'estructura orgànica d'aquest sòl» (art. 22). També correspon a aquest document definir les reserves per als sistemes urbanístics generals, entre els quals els «parcs, corredors naturals i altres espais per al lleure o per a la preservació dels elements naturals» (art. 23,1,a), com «garantir l'ús racional del territori, la preservació del medi natural, la qualitat de vida i el valor agrícola i forestal dels terrenys» (art. 23,1,e). Així doncs, la Llei dona al PDU l'important encàrrec de buscar quines seran, a escala metropolitana, les millors opcions per al sistema d'espais oberts a l'hora d'establir criteris de delimitació i de definició de l'ús.

Això no obstant, un document com el Pla Director Urbanístic de l'Àrea Metropolitana de Barcelona haurà de fer un pas més. Cal reiniciar una discussió molt més àmplia sobre el sòl anomenat no urbanitzable com a part indissoluble del conjunt del territori, lluny de la simplificació que representa establir unes categories d'usos.

En aquest sentit, definir una gestió integral del territori per mitjà de «la definició dels temes a gestionar segons les seves característiques i funcions: espais litorals, espais fluvials, espais agrícoles, espais connectors, espais forestals, vora urbana etc.— permetria una major adequació de les mesures a establir i, sobretot, faria més fàcil i entenedora la gestió a endegar» (Ferrer, 2014). Per fer possible aquesta gestió «caldrà revisar la regulació dels sistemes en sòl no urbanitzable mitjançant un règim que permeti uns acords i la concertació entre la propietat privada i l'Administració. Entenem que el futur PDU té el repte de dur a terme el desenvolupament d'un model d'espais oberts que desenvolupi el que ja es va iniciar en el Pla Territorial Metropolità i que aprofundeixi en els aspectes ecològics, paisatgístics i econòmics per aconseguir que aquests espais funcionin com una estructura verda funcional que sumi i s'integri dins del model territorial que defineixi el planejament» (Farrero, 2014).

La infraestructura verda pot representar l'oportunitat de restaurar les relacions entre assentaments urbans i medi, i per tant, es pot configurar com a instrument per vertebrar el desenvolupament urbanístic d'acord amb principis de sostenibilitat. Per aprofitar aquesta oportunitat, però, cal augmentar la biodiversitat del territori metropolità i assegurar-ne la connectivitat ecològica. Amb això s'aconseguirà potenciar la producció de serveis ecosistèmics per al benestar de les persones i per tenir un territori metropolità més resiliència davant els canvis futurs. La millora de la funcionalitat ecològica de la matriu biofísica i l'apropament dels valors naturals, productius i paisatgístics a la ciutadania esdevenen, doncs, objectius fonamentals en la conformació de la infraestructura verda metropolitana (AMB, 2019).

Per assolir-los, hi ha tres estratègies que són essencials. En primer lloc, garantir el cicle natural de l'aigua preservant els espais clau per al desenvolupament d'aquest cicle.

En segon lloc, la valoració i la potenciació del mosaic agroforestal (Marull, 2010). Aquesta estratègia està relacionada amb el manteniment de la complexitat del paisatge mediterrani i l'afavoriment de la seva gestió per augmentar la resiliència del territori als riscos naturals i als efectes del canvi climàtic.

Finalment, la tercera estratègia és aconseguir assentaments urbans reconnectats amb el seu medi infiltrant la qualitat del verd en els teixits, i parant una atenció especial a la seva relació amb l'entorn.

4.1. L'estructura blava

El PDU estableix com a principal element estructurador del territori metropolità l'estructura blava, conformada pels principals rius, rieres i torrents, l'àmbit litoral, les zones humides, les zones inundables, els espais d'interès per a l'escorrentia superficial i els espais d'interès per a la recàrrega dels aquífers.

Sobre aquests àmbits s'estableixen restriccions i condicions d'ús amb l'objectiu de preservar la biodiversitat, els boscos i hàbitats forestals més estratègics per a disminuir la velocitat de l'aigua d'escorrentia, els àmbits amb major risc d'inundació, els espais més favorables a la infiltració d'aigua en els aquífers o la millora de la connectivitat ecològica.

Es planteja, d'aquesta manera, una ordenació holística de les conques metropolitanes, desenvolupant el concepte de model territorial eficient, present en la Llei d'urbanisme, al voltant de l'aigua. Una ordenació urbanística del sistema hídic que va més enllà de la regulació estricta dels àmbits inundables i que s'amplia al tractament del cicle integral de l'aigua.

Aquest plantejament permet la preservació de territoris clau per a la conservació de la biodiversitat, l'augment de la resiliència del territori enfront de riscos vinculats a l'aigua i dels efectes del canvi climàtic, i el manteniment i millora de recursos hídrics estratègics per a l'abastament.

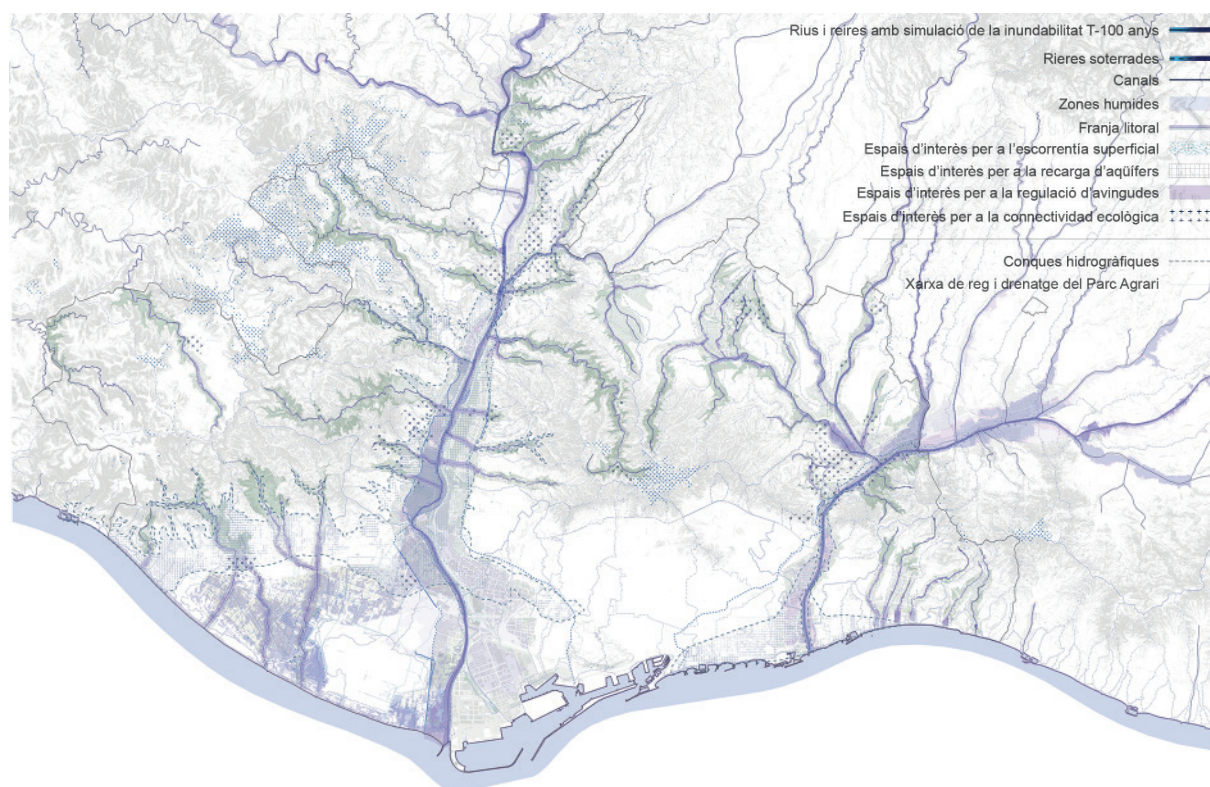
No s'entén la vida sense l'aigua; per aquest motiu, té tot el sentit que els espais més estratègics per al cicle de l'aigua conformin l'estructura principal de la proposta urbanística de la infraestructura verda metropolitana.

4.2. Els espais oberts

L'espai agroforestal, que representa el 55% de la superfície de l'Àrea Metropolitana, té un paper cabdal en el manteniment de la biodiversitat, la regulació del cicle de l'aigua, la mitigació i l'adaptació als efectes del canvi climàtic, la prevenció dels riscos naturals i el subministrament d'aliments de proximitat.

Fins ara, hem estat separant accions i biodiversitat, però el que cal fer és incloure la biodiversitat en les accions. Hi ha accions que poden «generar vida». Segons R. Margalef, hi ha certs nivells intermedis d'ac-

Figura 6. Proposta indicativa d'estructura blava de l'Avanç del PDUm.



Font: Redacció PDU.

cions sobre el territori, com ara l'agroecologia, que poden afavorir la continuació de la biodiversitat. Sobretot en un paisatge mediterrani tan heterogeni i fragmentat com el de l'àrea metropolitana de Barcelona, s'ha d'entendre que la biodiversitat és el resultat de la interrelació de processos ecològics i històrics complexos que va variant en funció de l'ús i la intensitat (Tello, 2013).

Amb el propòsit de preservar aquest espai compost per boscos, matolls, conreus, zones humides i altres entorns naturals, així com, potenciar-ne la capacitat per aportar serveis ecosistèmics, l'avanç del Pla director urbanístic metropolità, aprovat el març de 2019, estableix com a àmbit de regulació urbanística directa el conjunt d'aquests espais oberts, reconeixent-hi quatre àmbits amb vocació i funcions diferenciades:

- Àrees nucli. Àrees eminentment forestals que conformen un conjunt relativament homogeni i que presenten una biodiversitat i una connectivitat interna elevades, i amb una alta capacitat de difondre processos ecològics i d'aportar qualitat a la resta dels sistemes.
- Connectors ecològics. Espais agroforestals amb funció de connexió ecològica. Per assegurar aquesta funció, el PDU metropolità concretarà els connectors ecològics al seu pas en àmbits on coincideixen amb infraestructures i assentaments urbans poc permeables. Formaran part d'aquesta categoria tant els eixos fluvials d'interès connector com les passeres d'hàbitat situades en entorns altament fragmentats.

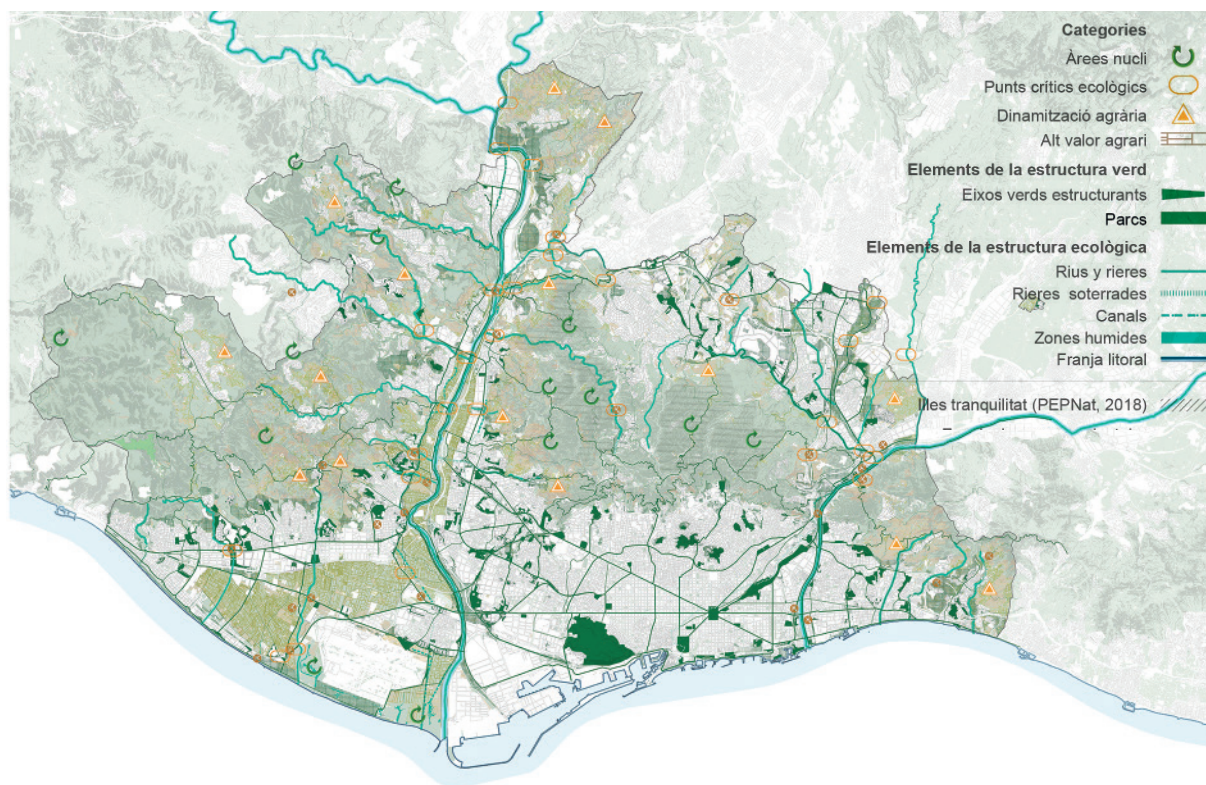
- Àrees d'alt valor agrari. Àrees que actualment ja tenen una activitat agrícola o ramadera professional, de gran valor estratègic per a la producció d'aliments de proximitat, així com per al manteniment del cycle natural de l'aigua. També tenen condició d'àrees d'alt valor agrari, pel seu interès estratègic, les terrenys situats en planes al·luvials o deltaïques del territori metropolità amb bona accessibilitat de recursos hídrics.
- Àrees de dinamització agrària. Àmbits actualment o antigament agraris situats en entorns predominantment de muntanya o amb pendents moderats, que requereixen un tractament específic per a la recuperació del seu caràcter agrícola, de gestió forestal o de pastura.

Un dels objectius del Pla serà augmentar la complexitat del paisatge afavorint, amb la regulació dels usos, l'activitat agrària i la gestió de l'espai forestal, tot garantint, al mateix temps, la funcionalitat ecològica i l'aprofitament dels recursos propis del territori amb una lògica d'economia verda i circular.

Des del punt de vista productiu agrícola, a l'Àrea Metropolitana de Barcelona hi ha unes 5.000 ha potencials, ara conreus abandonats, que si fossin recuperats podrien regenerar l'estructura del mosaic agroforestal. Són espais situats en terrenys majoritàriament forestals en contacte amb les urbanitzacions de muntanya i mostren problemes relacionats amb la presència de fauna salvatge i el risc d'incendis per manca de gestió del territori.

Per a aquests espais la regulació urbanística ha de facilitar la implantació d'activitats agràries per tal d'afa-

Figura 7. Proposta indicativa d'espais oberts de l'Avanç del PDUm.



Font: Redacció PDU.

vorir, d'una banda, el rescat de formes de gestió sostenible ja presents en la memòria biocultural del territori (Magnaghi, 2014), i de l'altra, per restablir sinèrgies agrourbanes (Callau, 2015) en una lògica de proximitat i desenvolupament endogen. Els elements patrimonials com ara camins, canals, masies i estructura de la propietat representen justament els vincles físics, entre territori i assentaments urbans, que el PDU metropolità ha de reconèixer i valoritzar.

Amb l'objectiu de millorar la funcionalitat dels ecosistemes metropolitans el PDU preveu en els espais de vora unes actuacions concretes de restauració i reconexió a nivell ecològic i social i metabòlic.

4.3. L'estructura verda i social

El PDU metropolità es planteja articular la metròpoli des de l'escala urbana, conformant una estructura urbana i social que dona continuïtat als carrers i avingudes entre municipis i possibilita la mobilitat a peu, en bicicleta i amb canals de transport públic que maximitzen els fluxos de persones i no de vehicles privats.

L'estructura urbana i social està integrada i complementada per una estructura verda formada per un sistema d'eixos i parcs. Els eixos verds metropolitans es conceben com els recorreguts verds de la xarxa de mobilitat activa, amb la funció d'entrelligar els assentaments urbans entre ells i amb el seu entorn. Aquests eixos poden coexistir amb les vies metropolitanes, ser itineraris dins de parcs urbans o resseguir, en la trama urbana, traces patrimonials de carrers, rieres i canals, fins a connectar-se a la xarxa de camins d'ús públic que vertebrava el sistema d'espais oberts. Els eixos formen així unes seqüències verdes que encadenen

parcs, patrimoni, equipaments, estacions de transport públic i portes als grans parcs naturals d'interès territorial.

Els nodes d'aquesta xarxa verda són els parcs estructurants, que es configuren com els elements protagonistes en la prestació de serveis ecosistèmics de regulació i culturals en el territori metropolità i que es caracteritzen pel fet de ser espais connectats entre si, amb una quantitat i una qualitat mínimes del verd, permeables, accessibles i pròxims. Pel que fa la seva regulació, s'hauran d'establir criteris basats a assegurar la permeabilitat en l'ocupació del sòl i del subsòl amb usos complementaris i en sintonia amb la funció de parc. Aquest sistema de parcs engloba els parcs de vora, per als quals l'objectiu principal de la seva ordenació serà, independentment del seu règim jurídic, resoldre el contacte entre els assentaments urbans i els espais agroforestals amb unes funcions ecològiques, d'intercanvi agrourbà i de regulació de l'ús social.

L'estructura verda i social es desplegarà de manera diferent en el territori depenent dels tres modes de viure a la metròpoli i que el PDU identifica en aquests tres models de ciutat: la ciutat contínua (continu urbà de Barcelona i municipis veïns), on el repte rau a generar un sistema del verd interconnectat; la ciutat nodal entrelligada (la resta de municipis metropolitans), on l'entorn d'espais oberts de vora pot jugar un paper molt més rellevant en la solució de carències de verd dins dels nuclis urbans, i el model de paisatge de baixa densitat (les urbanitzacions i els petits centres urbans a la serralada Litoral), on la presència de verd no és un problema, però sí que ho és la potenciació del seu ús públic en determinats indrets.

Figura 8. Imatges indicatives d'elements de l'estructura urbana, verda i social.



Font: Redacció PDU.

En tots ells, l'establiment de l'estructura verda i social ha de permetre revertir l'hegemonia del vehicle privat a l'hora de condicionar l'estructura urbana, capgirant la funció dels principals vials urbans i recuperant espai per a la mobilitat activa i la biodiversitat, amb l'objectiu de generar uns entorns urbans més saludables i cohesionats.

4.4. El verd en els teixits urbans

Més enllà de l'estructura d'eixos verds i parcs metropolitans, el PDU metropolità també planteja la regulació de les dotacions socioambientals que hauran d'acomplir els diferents teixits urbans, entre els quals el verd urbà.

El repte de l'increment del verd urbà en una metròpoli consolidada és complex, ja que cada teixit urbà té les seves particularitats, que condicionen les possibilitats d'actuació per afavorir l'increment d'espais verds.

D'aquesta manera, s'observen situacions tan diferents com les següents:

- Teixits històrics urbans, amb una presència escassa en superfície d'espais lliures verds i vials estrets amb dificultat de potenciar-hi el verd urbà; però, en canvi, amb condicions molt propícies per a la pacificació. En aquests espais, l'espai dels carrers molts cops esdevé un suport a la mobilitat activa i el lleure, mentre que la potenciació del verd passa de vegades pel reconeixement i protecció de part dels jardins privats, que de vegades amaguen autèntics tresors pel que fa a la vegetació i que, malgrat no ser accessibles per al lleure, poden proporcionar altres serveis, com la millora del paisatge urbà, l'increment de biodiversitat o la regulació tèrmica i hídrica.
- Teixits d'eixample urbà, caracteritzats per vials que presenten situacions de soroll i de qualitat de l'aire deficientes, a causa d'una alta mobilitat de pas del

trànsit privat. En aquests teixits hi ha un elevat potencial de transformació dels carrers i també dels interiors d'illa. Si en el futur s'aconsegueix reduir el trànsit de vehicles i generar una mobilitat més eficient i amb menys necessitats d'aparcament, es podria recuperar part de l'espai de la calçada dels carrers per a usos més cívics i verds en relació amb patis interiors enjardinats.

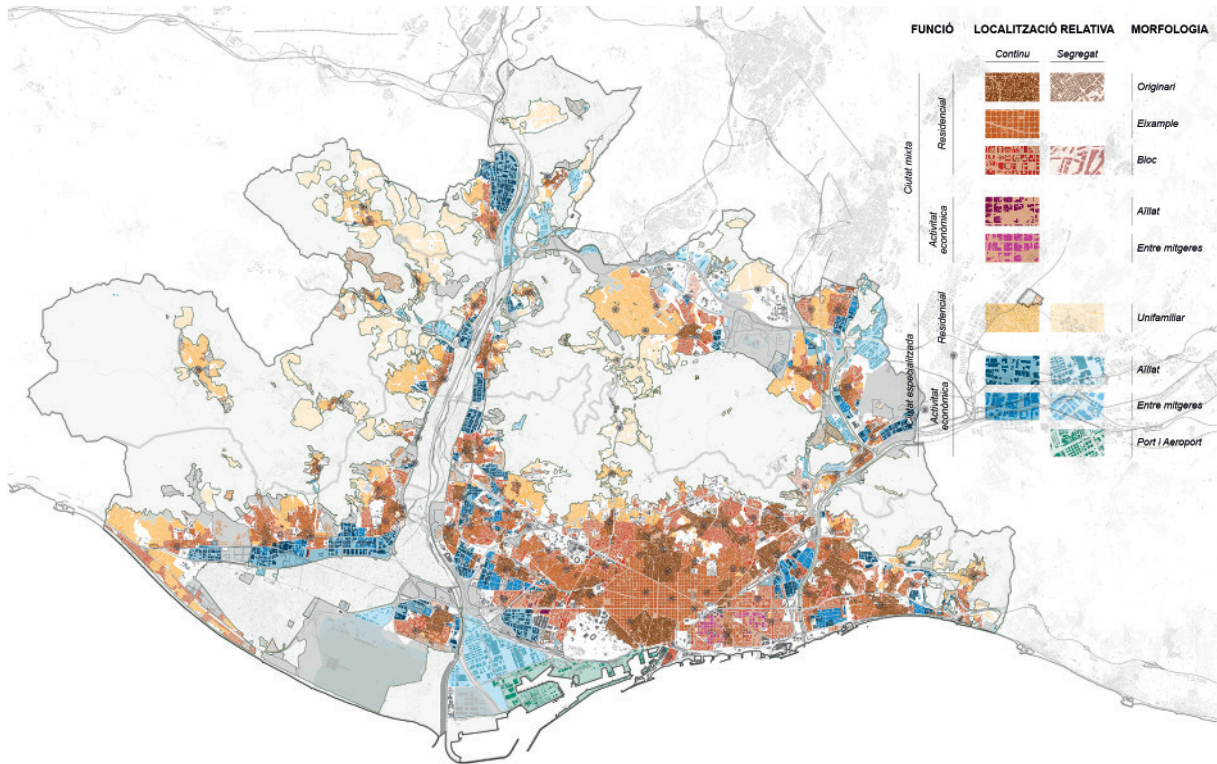
- Teixits en bloc, amb una gran quantitat d'espai lliure, que moltes vegades requereix d'estructura per tal de dotar-lo d'una major seguretat i vitalitat. Un espai lliure amb un potencial important d'increment del verd urbà i de la permeabilitat del sòl.
- Teixits unifamiliars i suburbans, amb un elevat percentatge de verd privat i un verd públic marginal, amb escàs ús per part dels residents. En aquests teixits, cal treballar en l'estructura i jerarquia de l'espai públic, possibilitant espais de socialització en les microcentralitats i permetent recorreguts cívics més còmodes i segurs cap a aquests centres.

A nivell biofísic, dins del teixit urbà, també s'hi diferencien situacions que poden condicionar les dotacions i els criteris relacionats amb el verd urbà. El PDU metropolità identificarà els eixos blaus urbans de rieres i torrents assimilats pel teixit urbà i els àmbits d'interès per a la recàrrega dels aqüífers existents en sòl urbà. En aquests àmbits és interessant potenciar la permeabilitat del sòl i els sistemes urbans de drenatge sostenible, per tal de regular l'aigua d'escorrentia, preservar l'ocupació del subsòl i propiciar la infiltració.

5. El conjunt de la infraestructura verda metropolitana

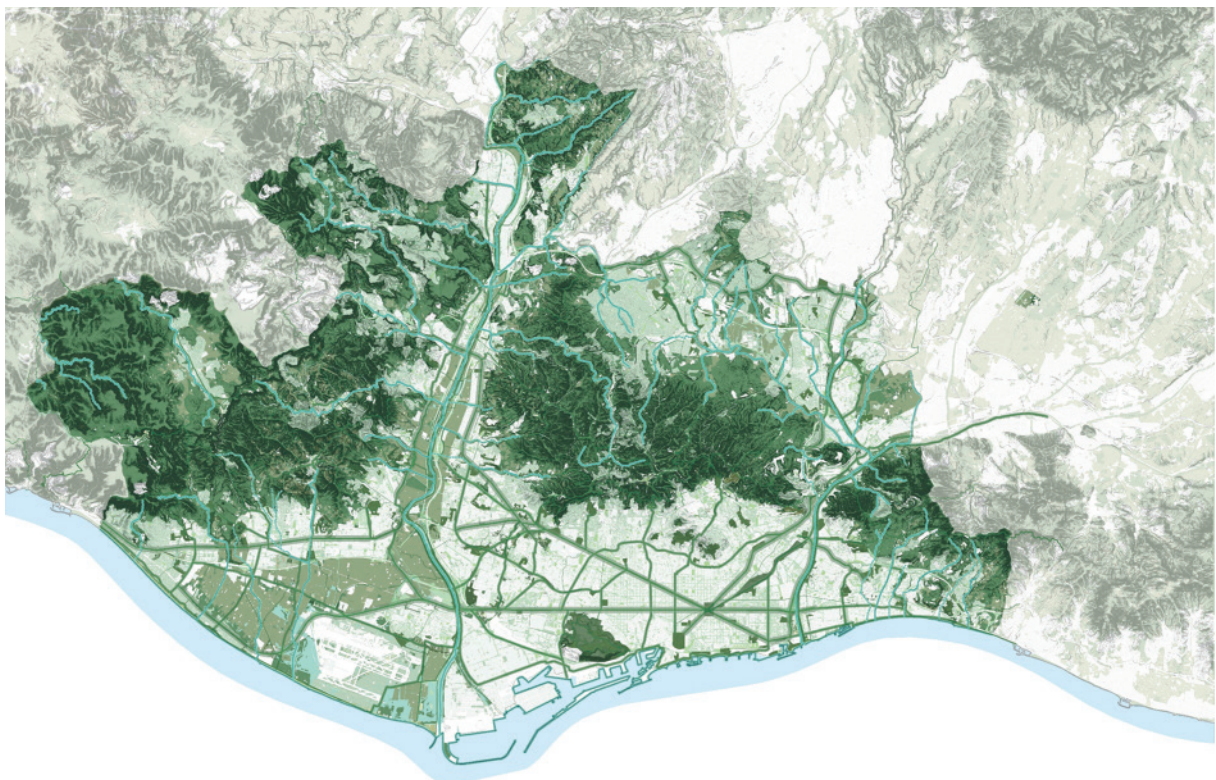
Així doncs, la proposta final d'infraestructura verda metropolitana que planteja el PDU metropolità es conforma a partir de l'estructura urbana i social, que incor-

Figura 9. Teixits urbans del territori metropolità.



Font: Redacció PDU.

Figura 10. Infraestructura verda metropolitana



Font: Redacció PDU.

pora els eixos verds, els parcs metropolitans i els camins metropolitans; l'estructura blava, que incorpora el sistema hídric, el sistema costaner, les zones mides i els espais d'interès per a l'escorrentia superficial, la regulació d'avingudes i la recàrrega de l'aquífer; els espais oberts, que incorporen les categories d'àrea nucli, connectors ecològics, àrees d'alt valor agrari i àrees de dinamització agrària, i el verd urbà, regulat en els teixits urbans.

Aquest tractament integral dels espais verds i agroforestals del territori metropolità, des del jardí privat fins als espais forestals més ben preservats, dotant el sistema d'una estructura i una planificació holística en pro de la seva funcionalitat ecològica, és un gran pas en la planificació urbanística.

Passem de considerar el 52% del territori, atenent només als espais agroforestals, a plantejar la planificació conjunta de la totalitat d'espais naturals i seminaturals, que conformen el 70% de l'àmbit metropolità. Un pas endavant que, si es consolida, serà una oportunitat per abordar, també conjuntament, la seva gestió i coordinar-la amb la resta d'espais de la regió metropolitana i, per extensió, del territori català.

Deia Ramon Folch que «sense funcionalitat sistèmica i connectivitat ecològica, no hi ha sistema ecològic; sense sistema ecològic, no hi ha servei ambiental; sense servei ambiental, no hi ha habitabilitat antròpica ni producció econòmica; i sense producció i habitabilitat, quin sentit té l'urbanisme?».

Bibliografia

AMB (2016). *Els valors ambientals i socials dels parcs. Com identificar i avaluar els serveis que aporten els parcs metropolitans*.

AMB - SERVEI DE REDACCIÓ DEL PLA DIRECTOR: BATTLE, E.; FERRERO, A.; GIOCOLI, A. (coords.) (2019). *Infraestructura verda metropolitana*. Col·lecció Quaderns_PDU metropolità. Directrius urbanístiques, 14. Barcelona: AMB.

ALTAVA-ORTIZ, V.; BARRERA-ESCODA, A.; AMARO, J.; CUNILLERA, J.; PROHOM, M.; SAIROUNI, A. (2016). *Generació d'escenaris climàtics futurs regionalitzats a molt alta resolució (1 km) per a l'Àrea Metropolitana de Barcelona* (Projecte ESAMB).

CABEZAS, A. (2015). *Las franjas periurbanas: Análisis de los usos del suelo en los márgenes de crecimiento de Barcelona*. Treball fi de màster. Universitat de Barcelona (UB).

CALLAU, S.; MONTASELL, J. (2015). «Células alimentarias. Un nuevo instrumento de planificación y gestión de sistemas agrourbanos», en: YACAMÁN, C.; ZAZO, A. (coords.). *El Parque Agrario. Una figura de transición hacia nuevos modelos de gobernanza territorial y alimentaria*. Madrid: Heliconia.

DE SOLÀ-MORALES, M. (2008). *De cosas urbanas*. Barcelona: Gustavo Gili.

FARRERO, A. (2014). «Els espais oberts i la societat», en: *L'urbanisme dels espais oberts: paisatge, lleure i producció*. Col·lecció Quaderns, 03. Barcelona: Àrea Metropolitana de Barcelona.

FERRER, A. (2014). «Oportunitats urbanístiques en el territori metropolità», en: *Urbanisme i noves dinàmiques socials i productives*. Col·lecció Quaderns, 04. Àrea Metropolitana de Barcelona.

FOLCH, R. (2013). «Matrius, escales i territori», en: *Cap a la redacció del Pla Director Urbanístic metropolità*. Col·lecció Quaderns, 01. Àrea Metropolitana de Barcelona.

LESTER, R. B.; LARSEN, J.; RONEY, J. M.; ADAMS, E. E. (2015). *The Great Transition: Shifting from Fossil Fuels to Solar and Wind Energy*. Earth Policy Institute.

GENERALITAT DE CATALUNYA (2016). *Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. Institut d'Estudis Catalans i Generalitat de Catalunya.

GALINDO, J.; GIOCOLI, A. (2013). «Los bordes de la ciudad metropolitana. Apuntes para repensar la Ciudad», en: *QR*, núm. 2, *Llindars a la ciutat*, 100-116.

GIOCOLI, A. (2017). «La actividad agraria en el Área Metropolitana de Barcelona: retos y oportunidades para el planeamiento urbanístico desde una visión agroecológica», en: TENDERO, G. (coord.). *La ciudad agraria. Agricultura urbana i sobirania alimentària*. Barcelona: Xarxa de Consum Solidari; Aliança per a la Sobirania Alimentària de Catalunya, 81-96.

MASBOUNGI, A.; MANGIN, D. (2009). *Agir sur les grands territoires*. París: Le Moniteur.

MAGNAGHI, A. (2014). «Il PPTR della Puglia e i progetti di valorizzazione del paesaggio per la qualità dello sviluppo», en: VOLPE, G. (coord.). *Patrimoni culturali e paesaggi di Puglia e d'Italia tra conservazione e innovazione*. Bari: Edipuglia.

MIRALLES, F. (2014). *La protecció dels actius territorials en el sòl no urbanitzable (reflexions heterodoxes)*. Última consulta: juny 2020 <http://parcs.diba.cat/documents/10534/37554041/1030+Ferran+Miralles.pdf/1a72824a-c949-4181-97fe-bcb4ebaf7332>

MONTLLÉO, M.; CIRERA, J.; TAVARES, N. (2013). *Connectivitat ecològica i problemàtiques de fragmentació a l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. Barcelona Regional (BR).

PINO, J.; GUÀRDIA, A. (2016). *Primera caracterització ecològica dels espais intersticials i de marge de l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. Barcelona: AMB - CREA.

PARCERISA, J. (2013). «El PGM en perspectiva», en: *Cap a la redacció del Pla Director Urbanístic metropolità*. Col·lecció Quaderns, 01. Barcelona: Àrea Metropolitana de Barcelona.

PAÜL, V.; TORT, J.; MOLLEVÍ, G. (2006). «Propuesta de unidades de paisaje agrario de la Región Metropolitana de Barcelona», en: *Polígonos. Revista de Geografía*, 16:55-88.

MARULL, J.; PINO, J.; TELLO, E.; CORDOBILLA, M. J. (2010). «Social metabolism, landscape change and land-use Planning» en: *The Barcelona Metropolitan Region Land Use Policy*, 27, 497-510.

MAS-PLA, J.; MENCIO, A. (2015). *Efectes del canvi climàtic en el cicle de l'aigua a l'Àrea Metropolitana de Barcelona*.

SANS, R.; PULLA, E. (2014). *El col·lapse és evitable. La transició energètica del segle XXI (TE21)*. Octaedro.

SERRATOSA, A. (1979). *Objetivos y metodología de un Plan metropolitano*. Colección de Urbanismo OIKOS-TAU, 1.15-17.

STEFFEN, W.; SANDERSON, R. A.; TYSON, P. D.; JÄGER, J.; MATSON, P. A.; MOORE III, B.; OLDFIELD, F.; RICHARDSON, K.; SCHELLNHUBER, H. J.; TURNER, B. L.; WASSON, R. J. (2004). «Global Change and the Earth System. A Planet Under Pressure». *Global Change – The IGBP Series*.

TELLO, E. (2013). «La transformació històrica del paisatge entre l'economia, l'ecologia i la història: podem posar a prova la hipòtesi de Margalef?». *Treballs de la Societat Catalana de Geografia*, núm. 75, 195-221.

ESPAIS OBERTS I TRANSICIÓ
SOCIOECOLÒGICA. NOVES EINES
D'ANÀLISI PER A UNA PLANIFICACIÓ
TERRITORIAL SOSTENIBLE

SUMARI

1. Introducció

2. Mètodes

2.1. Àrea d'estudi

2.2. Escenaris de planejament

2.3. Delimitació de les categories dels espais oberts

2.4. Aplicació de la SIA a la proposta d'espais oberts

3. Resultats

3.1. Proposta d'ordenació d'espais oberts en
diferents escenaris de planificació

3.2. Aplicació del model SIA en diferents escenaris
de planificació i de maneig

3.3. Funcionament dels espais oberts dins el sistema
socioecològic metropolità

3.4. Contribució de les categories d'espais oberts als
valors dels indicadors SIA

4. Conclusions

5. Referències

JOAN MARULL¹, MARÍA JOSÉ LAROTA-AGUILERA¹,
ROC PADRÓ², ANNALISA GIOLLI³,
JACOB CIRERA³, TARIK SERRANO-TOVAR¹,
NURÍA RUIZ FORÉS¹, RAÚL VELASCO-FERNÁNDEZ¹

¹ Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona

² Consell Assessor per al Desenvolupament Sostenible

³ Àrea Metropolitana de Barcelona

ESPAIS OBERTS I TRANSICIÓ SOCIOECOLÒGICA. NOVES EINES D'ANÀLISI PER A UNA PLANIFICACIÓ TERRITORIAL SOSTENIBLE

1. Introducció

El creixement de la població concentrada en les grans metròpolis d'arreu del món presenta grans reptes per a la sostenibilitat a escala global. La disponibilitat d'aliments per a les seves poblacions, la necessitat cada cop més palesa de transitar cap a economies més circulars o una planificació territorial que afronti el canvi climàtic, són alguns d'aquests reptes, que requereixen aproximacions integrals, comprendre les transformacions que han patit els territoris i avançar cap a una transició socioecològica de les metròpolis (Haberl et al., 2011).

En resposta a aquests reptes, els paradigmes de la planificació urbana s'han anat transformant durant les darreres dècades, començant a valorar els espais oberts com a espais que aconsegueixen funcions i serveis fonamentals per al benestar de la població. Nous conceptes han emergit i guien la planificació sostenible de les metròpolis, com ara el de 'infraestructura verda'. La rellevància de la infraestructura verda en comparació amb altres infraestructures metropolitanes rau en el seu paper com a sistema de suport de la biodiversitat i la seva capacitat per proveir d'una gran varietat de serveis ecosistèmics i contribuir al manteniment de processos ecològics fonamentals per al benestar de les societats (Benedict i McMahon, 2002). Les àrees metropolitanes s'han d'entendre com un sistema complex, en el qual cada peça que configura aquest sistema esdevé un element interdependent que ha de permetre la reproducció dels processos socioecològics que hi tenen lloc (Marull et al., 2008).

El debat que s'està duent a terme per afrontar els reptes socioecològics de la nova dècada entrant va en aquesta línia. El nou paradigma coincideix a l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB) amb el procés d'elaboració del Pla Director Urbanístic (PDU), que ha d'orientar els grans projectes i estratègies que configuren l'urbanisme metropolità dels propers anys. Durant aquest procés han sorgit dues necessitats específiques: i) Revisar les categories d'infraestructura verda en una nova proposta d'ordenament dels espais oberts que permeti adequar la classificació del sòl no urbanitzable segons la seva funcionalitat i els serveis que aporta a la societat (Bartasaghi et al., 2017); ii) Explorar els escenaris teòrics de transició cap a noves

formes més sostenibles de planejament i gestió del territori (Padró et al., 2020).

Tot i que el concepte d'infraestructura verda està àmpliament reconegut dins la majoria de plans d'ordenació de les metròpolis europees (EC-European Commission, 2013), les metodologies i criteris existents per avaluar l'efecte de cadascun dels seus elements clau sobre la seva estructura i funció, així com l'impacte d'aquesta infraestructura sobre el conjunt de sistema metropolità, encara estan en ple desenvolupament (Marull et al., 2021). Calen nous enfocaments integrals i multidisciplinaris per anar més enllà de la caracterització i quantificació d'aquests elements des d'un punt de vista purament ecològic, social o econòmic de forma aïllada. En aquest context, el present treball pretén donar resposta a dues preguntes fonamentals: i) Quina és la contribució de les diverses categories d'espais oberts al funcionament i els serveis que ofereix la infraestructura verda a l'AMB?; ii) Com podria una potencial estructura funcional dels paisatges metropolitanos contribuir a una transició socioecològica de l'AMB?

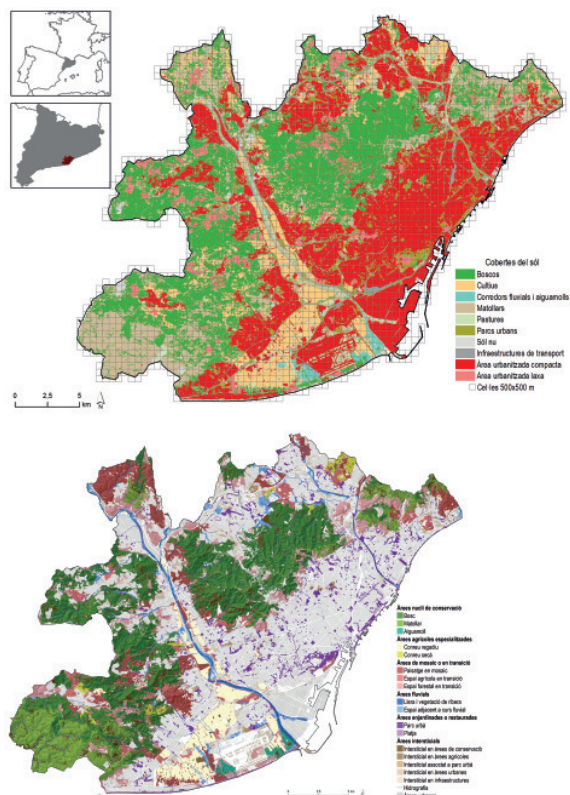
Per donar resposta a totes dues preguntes, l'article proposa tres objectius específics: i) Proveir d'una sèrie de criteris per a la classificació de les cobertes del sòl i generar una nova classificació d'espais oberts basada en la seva funcionalitat i els serveis que ofereixen a la societat; ii) Avaluar l'evolució del planejament vigent en comparació amb diversos escenaris de transició socioecològica alternatius per mitjà d'una Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA, per les seves sigles en anglès), en què es consideren quatre escenaris de planificació i dues tipologies de gestió agrària (convencional vs orgànica); iii) Quantificar la contribució de les diverses categories de la infraestructura verda a cadascuna de les dimensions de la SIA.

2. Mètodes

2.1. Àrea d'estudi

L'àrea d'estudi comprèn el conjunt de l'AMB, formada per 36 municipis, una superfície total de 63.611 hectàrees i una població de 3,3 milions d'habitants (IDESCAT, 2019). En aquesta metròpoli, els espais oberts són encara majoritaris (55%), repartits entre boscos i matollars (42%), espais agrícoles (8%), pas-

Figura 1. Principals cobertes del sòl a l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB) i proposta de delimitació estructural de la infraestructura verda metropolitana en l'escenari actual (vegeu la Taula 2).



tures (3%) i altres espais oberts (2%, corredors fluvials i sòls nus) (CREAF, 2015). L'altre 45% de la superfície són zones construïdes, que inclouen àrees urbanes compactes i laxes, carreteres i altres infraestructures de transport (Figura 1, a dalt). L'objecte específic d'estudi inclou tots els espais oberts actuals, definits per la proposta d'ordenació com a sòls no

urbanitzables, així com la xarxa de parcs urbans, per la contribució que tenen en aspectes estructurals i funcionals (Figura 1, a baix), tal com queda recollit també en l'Avanç del PDU. La unitat d'estudi són cel·les de 500 x 500 metres ($n = 2.326$) incloses en la seva totalitat dins l'AMB. Els indicadors de les diverses dimensions de la SIA es calculen per a cadascuna d'aquestes cel·les.

2.2. Escenaris de planejament

Les anàlisis es realitzen sobre quatre escenaris teòrics de planejament d'usos del sòl acordats amb el PDU i que corresponen al major o menor grau de desenvolupament i consolidació dels usos del sòl definits pel planejament urbanístic vigent, així com l'aplicació o no de mesures de permeabilització d'infraestructures de transport actuals i previstes (Taula 1). Cadascun d'aquests escenaris de planificació s'analiza sota dues tipologies de gestió agrària (convencional vs orgànica) que consideren canvis en la forma de maneig dels recursos naturals i l'ús d'*inputs* externs als sistemes agrícola i ramader, avaluant els efectes d'una possible transició ecològica a l'AMB (La Rota-Aguilera et al., 2020).

2.3. Delimitació de les categories dels espais oberts

Es parteix de la proposta inicial de categories de l'Avanç del PDU, que es fonamenta en una delimitació de les característiques estructurals actuals dels espais oberts, considerant les dinàmiques a la metròpoli (per exemple, els espais en transitó) i els criteris definits per l'ecologia del paisatge (Figura 1, a baix). La Taula 2 presenta les 6 categories i les 17 subcategories que s'estableixen per al conjunt de la infraestructura verda metropolitana i els respectius criteris de delimitació. Aquesta proposta ha estat consensuada pel Servei de Redacció del PDU i el Laboratori Metropolità d'Ecologia i Territori de Barcelona (LET).

Taula 1. Descripció dels escenaris de planejament territorial i gestió agrària (vegeu la Figura 2)

Escenari		Descripció
Planejament	Actual S0	Situació de referència basat en el darrer mapa de cobertes del sòl de l'AMB (CREAF, 2015)
	Tendencial (S1)	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicació estricta del planejament urbanístic vigent de l'AMB. • Augment de les zones urbanitzades i els parcs urbans.
	Alternatiu (S2)	<ul style="list-style-type: none"> • Transformació dels parcs urbans i altres sectors de dubtosa consolidació per zones agrícoles. • Augment d'un 65% de la superfície agrícola.
	Potencial (S3)	<ul style="list-style-type: none"> • Recuperació de zones agrícoles més aptes per a la agricultura a l'AMB. • La delimitació de zones es basa en el mapa de cobertes del sòl de 1956. • Augment de més del 150% de la superfície agrícola respecte de l'actual.
Gestió agrària	Convencional	<ul style="list-style-type: none"> • Reprodueixen la gestió majoritària actual de les activitats agràries.
	Orgànica	<ul style="list-style-type: none"> • Directrius per a la producció d'aliments i animals ecològics certificats (European Commission, 2007 i 2008) i el Consell Català de la Producció Agrària Ecològica (CCPAE, 2017). <p>Condicions:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Eliminació total de l'ús d'adobs químics no minerals i del consum de pesticides i herbicides químics. • Limita i regula l'ús d'<i>inputs</i> externs (pinso per a animals i llavors). • Reducció dels rendiments agrícoles (de Ponti et al., 2012, Seufert et al., 2012). • Augment de la quantitat de biomassa sense collir generada i de la gestió dels fems animals.

Fons: Giocoli, 2017; Padró et al., 2020.

Taula 2. Categories i subcategories de la proposta d'ordenació dels espais oberts de l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB), amb els criteris i mètodes que les defineixen (vegeu la Figura 1).

Categoria	Subcategoria	Criteri / Mètode
ANC Àrees nucli de conservació	Bosc	Polígons de bosc > 100 ha
	Matollar	Polígons de matollar > 100 ha
	Aiguamoll	Polígons d'aiguamolls > 25 ha
AAE Àrees agrícoles especialitzades	Conreu de regadiu	Polígons de conreu de regadiu > 10 ha
	Conreu de secà	Polígons de conreu de secà > 25 ha
AMT Àrees de mosaic o en transició	Paisatge en mosaic	Superfícies mixtes formades per bosc, matollar, pastures, conreu, corredors o aiguamolls, superiors a 40 ha i amb més d'un 10% de superfície de conreus.
	Espai agrícola en transició	Polígons que no conformen mosaic del paisatge i que limiten amb una àrea nucli o àrea d'especialització agrària i amb espai urbà alhora, així com amb presència de més d'un 5% d'usos agrícoles.
	Espai forestal en transició	Polígons mixtos que no conformen mosaic del paisatge i que limiten amb una àrea nucli o àrea d'especialització agrària i amb espai urbà alhora, així com amb menys d'un 5% d'usos agrícoles.
AFL Àrees fluvials	Lleres i vegetació de ribera	Inclou totes les superfícies de rius, lleres i vegetació de ribera que tenen una superfície superior a 1 ha.
	Espai adjacent a curs fluvial	Polígons d'espais oberts que no conformen àrees nucli, mosaic o àrea d'especialització agrària i que limiten amb lleres o vegetació de ribera.
AIN Àrees intersticials	Intersticial en àrees de conservació	Polígons d'espai obert inclosos en àrees nucli de conservació i que no tenen entitat suficient per ser àrees nucli, d'especialització o de dinamització agrària.
	Intersticial en àrees agrícoles	Polígons d'espai obert inclosos en àrees agrícoles especialitzades i que no tenen entitat suficient per ser àrees nucli, d'especialització o de dinamització agrària.
	Intersticial associat a parc urbà	Polígons d'espai obert dins de trama urbanitzada però en contacte amb algun parc urbà amb superfície mínima de 2 ha.
	Intersticial en matriu urbana	Polígons d'espai obert dins de trama urbanitzada que no intersequen amb cap parc urbà major de 2 ha.
	Intersticial en infraestructura	Polígons d'espai obert envoltats d'infraestructura.
AER Àrees enjardinades o restaurades	Parc urbà	Polígons de parc urbà.
	Platja	Polígons de zona de bany i sistema dunar marítim.

2.4. Aplicació de la SIA a la proposta d'espais oberts

El model SIA integra el metabolisme social amb l'ecologia del paisatge i permet la territorialització dels seus valors per tal d'observar com diferents escenaris d'usos del sòl o tipologies de maneig agrari comporten canvis en la contribució que fa la infraestructura verda al conjunt del sistema metropolità. La Figura 2 mostra una síntesi del model conceptual de la SIA (a l'esquerra) i el disseny experimental per a l'avaluació estratègica d'escenaris de planejament territorial i la gestió agrària realitzada amb la SIA (a la dreta). Una descripció detallada del model SIA es pot trobar a Marull et al. (2019a) i Padró et al. (2019).

Aquest model metabòlicoterritorial consta de sis dimensions interrelacionades (A. Rendiment metabòlic; B. Conservació de la biodiversitat; C. Funcionament del paisatge; D. Canvi climàtic; E. Serveis Ecosistèmics, i F. Cohesió social), avaluades per deu indicadors

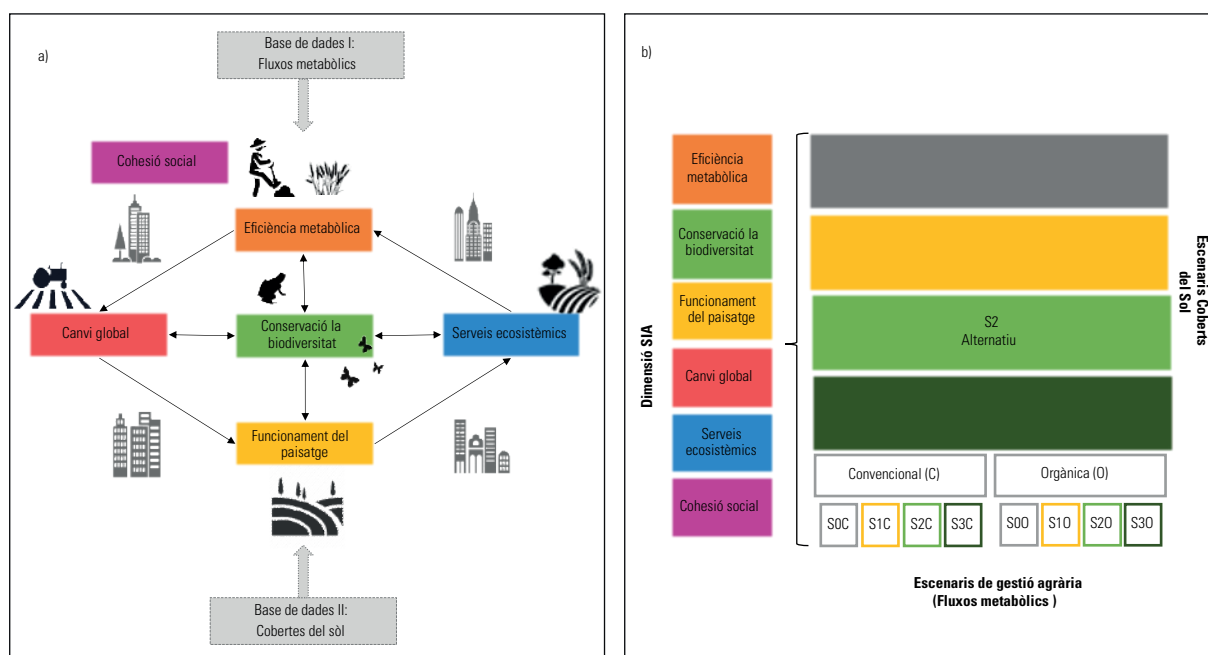
principals (Taula 3). Cadascun dels quatre escenaris de plantejament, sota gestió agrària convencional o orgànica (Taula 1), va ser avaluat emprant els deu indicadors SIA, i relacionat amb les distribucions de les categories d'espais oberts (Taula 2) en cada escenari, a través d'una Anàlisi Explorària de Factors (AEF) i una Anàlisi de Regressió Múltiple Lineal (ARML) (Padró et al., 2019, La Rota-Aguilera et al., 2020).

3. Resultats

3.1. Proposta d'ordenació d'espais oberts en diferents escenaris de planificació

La infraestructura verda de l'AMB comprèn actualment el 55% de la seva superfície (35.032 ha). La categoria predominant de la proposta d'ordenació dels espais oberts en l'escenari actual (S0) correspon a les àrees nucli de conservació (50,7% de la infraestructura verda). Seguidament, les àrees en transició (14,7%),

Figura 2. Model conceptual (a; vegeu la Taula 3) i disseny experimental (b; vegeu la Taula 1) per a l'avaluació estratègica d'escenaris de planejament territorial i gestió agrària (convencional vs orgànica) realitzats amb el model d'Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA).

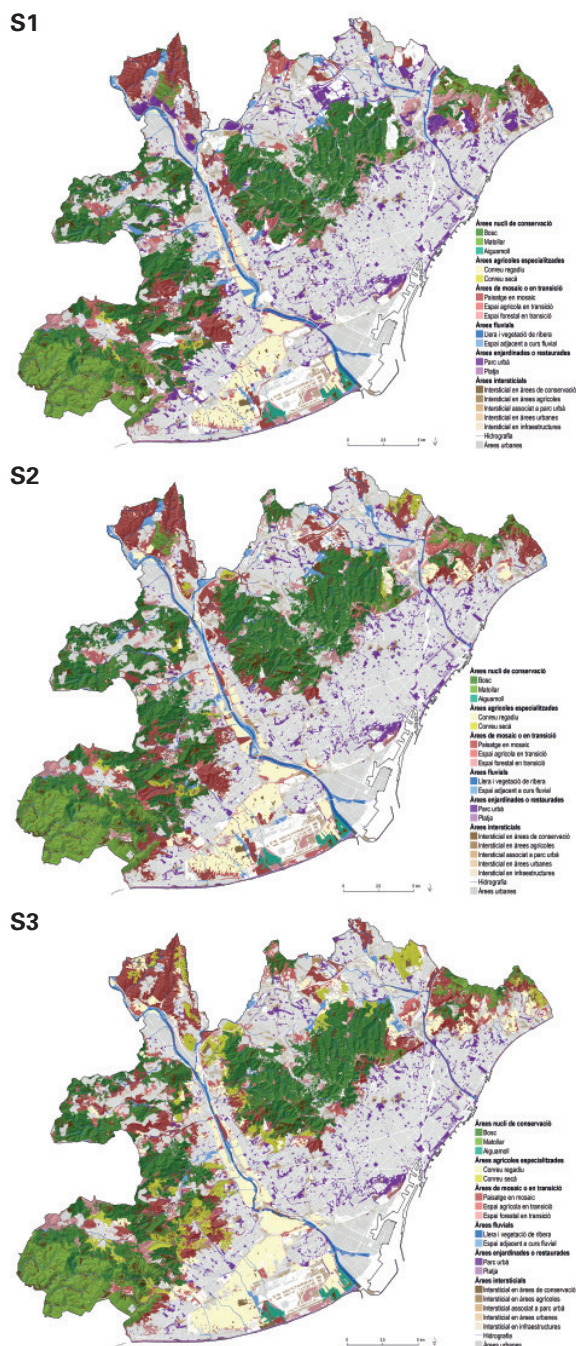


¹ Escenaris de planejament territorial: S0 Escenari actual, S1 Escenari tendencial, S2 Escenari alternatiu, S3 Escenari potencial, sota gestió agrària convencional (C) i orgànica (O).

Taula 3. Indicators de l'Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA) emprats en l'avaluació estratègica d'escenaris de planejament territorial i gestió agrària (vegeu la Figura 2).

		Dimensió	Indicador principal	Descripció
Avaluació Socioecològica Integrada (SIA)	A Rendiment metabòlic	Energia	A1A Eficiència energètica	Quantitat d'energia obtinguda en els espais agrícoles segons l'energia externa invertida (Tello et al., 2016).
		Aigua	A1B Consum d'aigua	Quantitat teòrica d'aigua utilitzada per la infraestructura verda metropolitana.
		Matèria	A1C Apropiació de biomassa	Percentatge de productivitat primària neta (NPP_{act}) apropiada per la societat (NPP_{harv}).
	B Conservació de la biodiversitat	B1 Integració energia-paisatge	Condicions per a la biodiversitat a partir de la complexitat paisatgística (C1) i els fluxos del metabolisme agrari (A11) (Marull et al., 2016).	
	C Funcionament del paisatge	C1 Complexitat paisatgística	Patrons i processos del paisatge a partir de l'heterogeneïtat d'usos del sòl i la connectivitat ecològica (Marull i Mallarach, 2005)	
	D Canvi climàtic	D1 Emissions de gasos d'efecte hivernacle	Contribució potencial de l'agricultura a l'escalfament global segons les emissions de gasos d'efecte hivernacle ($Tn CO_2 eq$).	
	E Serveis ecosistèmics	Regulació	E1A Recirculació de nutrients	Quantitat de fòsfor que recircula dins del sistema agrícola entenant-lo en interacció amb la resta d'usos i la ramaderia (Marco et al., 2017).
		Suport	E1B Estoc de carboni	Quantitat total de carboni (sòls, arrels i estructures llenyoses aèries) emmagatzemat als espais oberts (Doblas-Miranda et al., 2013).
		Aprovisionament	E1C Producció agrícola	Producció de cada ús del sòl (horta, hivernacles, herbaci de secà i de regadiu, fruiters de secà i de regadiu, oliveres de secà i de regadiu i vinya).
	F Cohesió social	F1 Llocs de treball	Potencial d'Unitats de Treball Agrari (UTA) completes que requereix el manteniment dels espais oberts (Padró et al., 2017).	

Figura 3. Delimitació estructural de la infraestructura verda de l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB) per als escenaris tendencial (S1), alternatiu (S2) i potencial (S3)



les àrees de paisatge en mosaic (9,7%) i les àrees agrícoles (7,9%). Finalment, amb menor superfície hi ha les àrees intersticials urbanes (6,2 %), les àrees intersticials agrícoles (5,6%) i finalment les àrees fluvials (5,3%) (Figura 1, a baix). A la Figura 3 es poden observar els mapes de la proposta d'ordenació per als escenaris tendencial (S1), alternatiu (S2) i potencial (S3).

3.2. Aplicació del model SIA en diferents escenaris de planificació i de maneig

S'analitza l'impacte dels escenaris de planejament territorial i de gestió agrària (convencional vs orgànica) a l'AMB a través dels deu indicadors del model SIA (Tau-

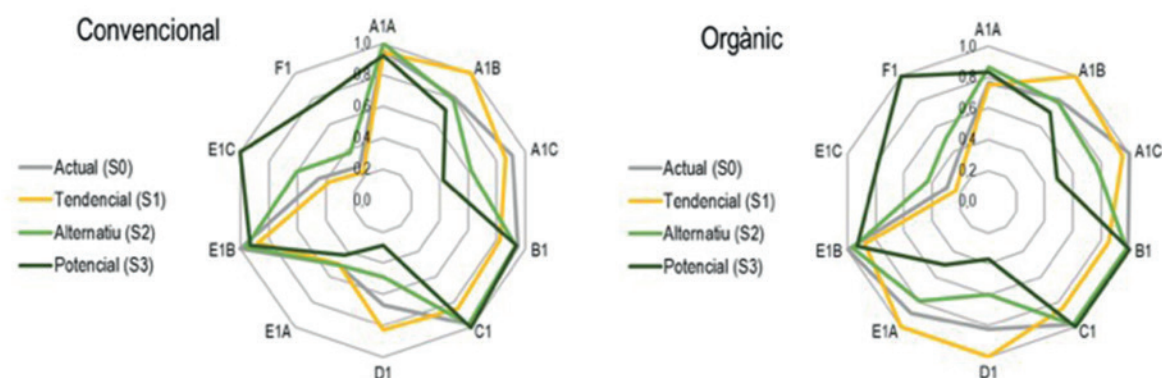
la 3). Els indicadors *Consum d'aigua* (A1B) i *Complexitat paisatgística* (C1) només presenten diferències entre els escenaris de planejament i no pas en relació amb la gestió agrària, atès que el seu càlcul es fonamenta en les cobertes del sòl i no pas en el maneig. El *Consum d'aigua* (A1B) tendeix a incrementar-se quan la superfície d'àrees agrícoles i parcs urbans s'incrementa (S2 i S3). La *Complexitat paisatgística* (C1) millora en escenaris amb més paisatges en mosaic, sent especialment rellevant l'escenari tendencial S1, en què la superfície d'aquests mosaics disminueix considerablement. L'indicador *Integració energia-paisatge* (B1), que dona compte de la dimensió de conservació de la biodiversitat (Marull et al., 2019b), millora en escenaris de maneig orgànic, sempre que augmenti la superfície agrícola (Figura 4).

L'efecte d'una transició de maneig convencional a orgànic redueix significativament la *Producció agrícola* (E1C) en tots els escenaris de planejament (Figura 4). No obstant això, per mantenir la producció en la superfície agrícola definida per cada escenari, s'assumeix que sota el maneig orgànic es requereixi la importació de fertilitzants orgànics, provocant així una caiguda de l'*Eficiència energètica* (A1A). Això es relaciona amb el fet que els criteris del CCPAE emprats per a aquesta anàlisi es fonamenten en una substitució d'*inputs* (orgànics per convencionals), i no pas en la disminució d'*inputs* externs per mitjà de la implementació d'alternatives de maneig com les que proposa l'agroecologia. Pel que fa a la contribució al canvi climàtic de l'agricultura segons el seu tipus de maneig, les *Emissions de gasos d'efecte hivernacle* (D1) tendeixen a millorar (disminueixen un 18%) en escenaris orgànics, excepte en escenaris en què la superfície agrícola augmenta considerablement (S2 i S3), atesa la dependència d'*inputs* externs abans esmentada, i les emissions generades pel seu transport.

Pel que fa a la *Recirculació de nutrients* (E1A), és interessant veure que l'escenari tendencial (S1) resulta en una major capacitat de tancar els cicles de nutrients, possiblement perquè la reducció de la superfície agrícola implica una relació més equilibrada entre la ramaderia i l'agricultura de l'AMB (p.e., una millor capacitat de reutilitzar recursos agrícoles per alimentar la ramaderia i els fems de la ramaderia per adobar la superfície agrícola). Per últim, en termes de generació de *Llocs de treball* (F1), els escenaris orgànics presenten un increment mitjà del 24% en Unitats de Treball Agrícola (UTA) (Figura 4). Una transició ecològica implicaria un increment de 3,7 vegades del volum de treballadors, estimats en l'escenari potencial (S3). Aquest increment s'explica per l'augment de superfície agrícola, però també pel canvi a una agricultura orgànica, que requereix més mà d'obra.

En resum, l'escenari tendencial (S1) d'aplicació del planejament vigent suposaria un impacte negatiu molt important, sobretot en les dimensions més relacionades amb l'ecologia del paisatge. Per contra, els escenaris alternatiu (S2) i potencial (S3), en què es recuperaria superfície agrícola, són particularment favorables en termes de la circularitat de fluxos metabòlics, la producció agrícola i els llocs de treball, però també en l'augment d'emissions de gasos d'efecte hivernacle. Pel que fa a una transició ecològica, aquesta seria

Figura 4. Anàlisi multicriteri entre els diversos escenaris de planejament territorial (S0, S1, S2 i S3)¹ i de gestió agrària (convencional vs orgànica) a l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB), segons els indicadors de l'Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA)²



¹ Escenaris de planejament territorial: S0 = escenari actual, S1 = escenari tendencial, S2 = escenari alternatiu, S3 = escenari potencial), sota gestió convencional i orgànica a l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB).

² Indicadors del model SIA: A1A Eficiència energètica; A1B Consum d'aigua; A1C Apropiació de biomassa; B1 Integració energia-paisatge; C1 Complexitat del paisatge; D1 Emissions de gasos d'efecte hivernacle; E1A Recirculació de nutrients; E1B Estoc de carboni; E1C Producció agrícola; F1 Llocs de treball.

molt efectiva en la recirculació de nutrients i en la generació de nous llocs de treball, però ho seria en menor mesura en altres dimensions, com ara la reducció d'emissions de gasos d'efecte hivernacle. L'efecte del maneig orgànic seria especialment negatiu en termes d'eficiència energètica i de caiguda de la producció agrícola.

3.3. Funcionament dels espais oberts dins el sistema socioecològic metropolità

S'avalua la correspondència entre els criteris estructurals de la delimitació dels espais oberts plantejada en aquest estudi (Taula 1) i la seva funcionalitat a nivell de cadascuna de les dimensions de la contribució de la infraestructura verda al conjunt del sistema metropolità (Figura 5). Anàlisis addicionals (ARLM) reforcen la contribució de les categories dels espais oberts al funcionament i els serveis que aporta la infraestructura verda i el seu rol en una possible transició socioecològica (vegeu La Rota-Aguilera et al., 2020 per a una explicació en detall).

Els espais oberts que constituïen la infraestructura verda de l'AMB es poden descriure a partir de dos factors derivats de la SIA (vegeu Padró et al. 2020 per a una anàlisi en profunditat): 'fluxos metabòlics i eficiència del sistema' (Factor 1) i 'estructura i funcionament de la matriu territorial' (Factor 2). El Factor 1 agrupa els indicadors associats a: *Eficiència energètica* (A1A), *Apropiació de biomassa* (A1C), *Emissions de gasos d'efecte hivernacle* (D1) i *Producció agrícola* (E1C). El Factor 2 agrupa els indicadors corresponents a: *Estoc de carboni* (E1B), *Complexitat paisatgística* (C1) i *Interacció energia-paisatge* (B1).

La Figura 5 representa gràficament l'Anàlisi Exploratori de Factors (AEF). Les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE), les *Àrees de mosaic o en transició* (AMT), les *Àrees intersticials* (AIN) i les *Àrees fluvials* (AFL) contribueixen a una millor eficiència del sistema (Factor 1). Les *Àrees nucli de conservació* (ANC) presenten una relació negativa amb el Factor 1, igual que les *Àrees construïdes - Espai no obert* (ENO) i les *Àrees enjardinades o restaurades* (AER). Pel que fa les categories ANC i AMT, aquestes estan associades de ma-

nera positiva amb 'estructura i funcionament de la matriu territorial' (Factor 2). En canvi, AER i ENO tenen una relació negativa amb el Factor 2.

En resum, les *Àrees nucli de conservació* (ANC) serien clau per al funcionament de la matriu territorial, les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE) per als fluxos metabòlics, i les *Àrees de mosaic o en transició* (AMT) per a tots dos alhora (Figura 5). Aquestes darreres categories tenen un paper mixt que, en termes relatius, és més positiu per al funcionament del paisatge que per a l'obtenció de cicles metabòlics, posant en relleu que els mosaics agro-silvo-pastorals aconsegueixen una funció múltiple i complexa.

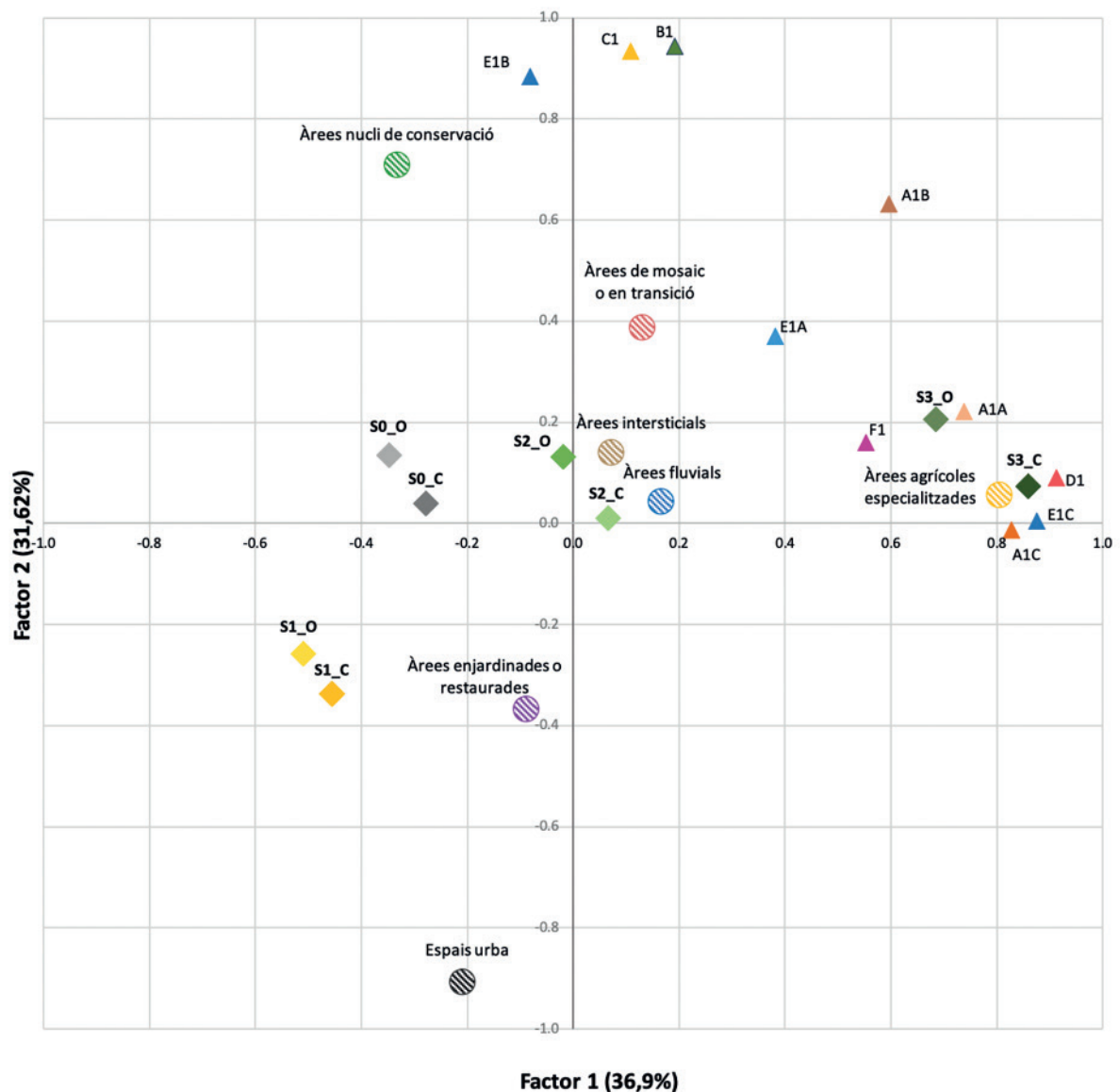
3.4. Contribució de les categories d'espais oberts als valors dels indicadors SIA

Les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE) contribueixen en major proporció a l'*Eficiència energètica* (A1A), seguides de les *Àrees fluvials* (AFL) i les *Àrees intersticials* (AIN). En els escenaris amb gestió orgànica aquesta contribució és més petita. Les *Àrees de mosaic o en transició* (AMT) mostren una major relació amb aquest indicador, especialment sota gestió orgànica, més que no pas amb la convencional. Aquest element posa en relleu que una transició ecològica és particularment favorable en els espais en mosaic, els quals històricament han mantingut un funcionament més complex i eficient dels recursos naturals.

El *Consum d'aigua* (A1B) depèn majoritàriament de les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE), en ser aquestes els espais oberts que més consum d'aigua de l'AMB presenten, així com les *Àrees enjardinades o restaurades* (AER). L'*Apropiació de biomassa* (A1C), que es relaciona amb les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE) i, en menor mesura, amb les *Àrees fluvials* (AFL), és menor en escenaris orgànics per a tots els espais agrícoles, on els rendiments productius disminueixen (vegeu l'indicador E1C), amb uns majors efectes d'aquesta reducció per a les AAE.

Pel que fa a la *Integració energia-paisatge* (B1), les *Àrees de mosaic o en transició* (AMT) són les més rellevants, juntament amb les *Àrees fluvials* (AFL) i les

Figura 5. Anàlisi Exploràtoria de Factors (AEF). Categories d'espais oberts respecte dels factors principals (entre parèntesis es mostra la variància explicada). S'hi inclouen els escenaris de planejament territorial i gestió agrària (convencional vs orgànica)¹ i els indicadors de l'Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA)² a l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB).



¹ Escenaris de planejament: S0 Escenari actual, S1 Escenari tendencial, S2 Escenari alternatiu, S3 Escenari potencial, sota gestió convencional (_C) i orgànica (_O).

² Indicators del model SIA: A1A Eficiència energètica; A1B Consum d'aigua; A1C Aproximació de biomassa; B1 Integració energia-paisatge; C1 Complexitat del paisatge; D1 Emissions de gasos d'efecte hivernacle; E1A Recirculació de nutrients; E1B Estoc de carboni; E1C Producció agrícola; F1 Llocs de treball.

Àrees intersticials (AIN), especialment en escenaris orgànics. Els resultats no descriuen una relació significativa entre aquest indicador i les Àrees nucli de conservació (ANC), reforçant l'estratègia de conservació *land sharing* (Fischer et al., 2014), segons la qual els espais intervinguts amb nivells de perturbació intermèdia (com ara els mosaics agroforestals) presenten condicions favorables per a la biodiversitat en paisatges bioculturals com els de la Mediterrània. L'efecte de les Àrees enjardinades o restaurades (AER) i les Àrees construïdes - Espais no oberts (ENO) disminueixen en major mesura la *Complexitat del paisatge* (C1), mentre que les Àrees nucli de conservació (ANC) i les Àrees intersticials (AIN) tenen un paper moderat en aquesta dimensió.

La contribució més elevada dels espais oberts a les *Emissions de gasos d'efecte hivernacle* (D1) la mostren les Àrees agrícoles especialitzades (AAE), seguides en una mesura molt menor, de les Àrees fluvials

(AFL), on els cultius acostumen a ser de regadiu. Les Àrees de mosaic o en transició (AMT) i les Àrees intersticials (AIN) mostren una menor contribució a aquest indicador. Els percentatges de *Recirculació de nutrients* (1A) són, en general, majors en les Àrees intersticials (AIN), les Àrees fluvials (AFL) i les Àrees en mosaic o transició (AMT) dels escenaris orgànics. Al contrari, a causa de la intensitat en l'ús dels recursos del sòl, les AAE tenen els valors més baixos. Els espais oberts que contribueixen més a l'*Estoc de carboni* (E1B) són les Àrees nucli de conservació (ANC), seguides de les Àrees de mosaic o en transició (AMT) i, molt per darrere, de les Àrees agrícoles especialitzades (AAE).

Les zones més productives són les Àrees agrícoles especialitzades (AAE), però a continuació ho són aquells espais fluvials que també generen una major *Producció agrícola* (E1C). L'única diferència rellevant entre els escenaris amb maneig convencional i els or-

gànics es troba a les AAE, mostrant així que són aquestes les més afectades per una transició ecològica, ja que disposen d'una major resiliència les que es troben en combinacions mixtes (com són les àrees de mosaic, les fluvials o les intersticials). Finalment, les *Àrees agrícoles especialitzades* (AAE), seguides de les *Àrees intersticials* (AIN), les *Àrees de mosaic o en transició* (AMT) i les *Àrees fluvials* (AFL), són les que més *Llocs de treball* (F) agrícoles generen. En el cas dels escenaris orgànics, la relació entre els llocs de treball i els diversos espais agrícoles és més forta i positiva en AAE. En els altres espais oberts agrícoles, els llocs de treball augmenten considerablement (fins a un 30%) en escenaris orgànics.

4. Conclusions

Els resultats d'aquest treball reforcen el plantejament que la infraestructura verda és un element estructural i funcional essencial del sistema metropolitana. L'establiment de diverses categories d'espais oberts permet aprofundir en la comprensió de la interrelació socioecològica entre els diversos components de la infraestructura verda, en la qual cadascuna de les categories d'espais oberts té un paper diferencial i complementari. Aquest rol dels espais oberts per tal de garantir la funcionalitat del territori i la provisió de serveis ecosistèmics a la societat es pot desgranar a partir d'una perspectiva multicriterial, multiescalar i sistèmica, mitjançant una Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA), facilitant la cohesió i la integració adequada dels espais oberts dins d'una infraestructura verda operativa a l'Àrea Metropolitana de Barcelona.

L'elaboració de quatre escenaris teòrics ha permès analitzar de forma temptativa les conseqüències paisatgístiques i metabòliques de l'adopció de diferents formes de planejament territorial i de gestió agrària, amb l'objectiu d'avançar cap a una transició socioecològica a l'Àrea Metropolitana de Barcelona. En aquest sentit, es posa en relleu que limitar-se al compliment de les regulacions existents per a la producció agrària orgànica (CCPAE) no és suficient perquè una transició socioecològica afavoreixi dimensions tan importants per al progrés sostenible de les metròpolis com ara la mitigació del canvi climàtic o la millora de l'eficiència energètica. Per tal d'assolir una millora significativa en la prestació de serveis ecosistèmics caldria promoure formes d'agricultura agroecològica a l'Àrea Metropolitana.

Així doncs, aquest treball ha posat de manifest la contribució actual i potencial de l'estructura funcional del paisatge metropolitana per avançar cap a una transició socioecològica mitjançant nous criteris i eines d'anàlisi que faciliten una avaluació sistèmica del territori. El model metabòlicoterritorial utilitzat (SIA) contribueix a la comprensió del funcionament d'un sistema territorial tan complex com és el metropolitana de Barcelona, per mitjà de la identificació d'elements crítics i estratègics per transitar cap a una economia més circular i sostenible.

5. Referències

BARTESAGHI KOC, C.; OSMOND, P.; PETERS, A. (2017). «Towards a comprehensive green infrastructure ty-

pology: a systematic review of approaches, methods and typologies». *Urban Ecosystems*, 20:15-35.

BENEDICT, M. A.; McMAHON, E. T. (2002). «Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century». *Renewable Resource Journal*, (Autumn):12-17.

CATALAN COUNCIL OF ORGANIC PRODUCTION – CCPAE (2017). *Ecological agriculture statistical book*. Retrieved from: <http://www.ccpae.org/docs/estadistiques/espanya2017.pdf> on: August 2019.

CENTRE DE RECERCA ECOLÒGICA I APLICACIONS FORESTALS – CREA (2019). *Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya*.

DE PONTI, T.; RIJK, B.; VAN ITTERSUM, M. K. (2012). «The crop yield gap between organic and conventional agriculture». *Agricultural Systems*, 108:1-9.

DOBLAS-MIRANDA, E.; ROVIRA, P.; BROTONS, LL. et al. (2013). «Soil Carbon Stocks and Their Variability across the Forests, Shrublands and Grasslands of Peninsular Spain». *Biogeosciences*, 10(12):8353-61.

EUROPEAN COMMISSION (2007). *European Organic Regulations (EC)*. No 834/2007. Brussel·les: European Commission.

EUROPEAN COMMISSION (2008). *European Organic Regulations (EC)*. No 1235/2008. Brussel·les: European Commission.

EUROPEAN COMMISSION (2013). *Green infrastructure (GI) — enhancing Europe's natural capital*. Brussel·les: European Commission.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V. et al. (2014). «Land sparing versus land sharing: moving forward». *Conservation Letters*, 7(3):149-157.

GIACOLI, A. (2017). «L'activitat agrària a l'àrea metropolitana de Barcelona: reptes i oportunitats per al planejament urbanístic des d'una visió agroecològica», en: TENDERO, G. (coord.). *La ciutat agrària. Agricultura urbana i sobirania alimentària*. Xarxa de Consum Solidari / Aliança per la Sobirania Alimentària de Catalunya, pàg. 81-96.

HABERL, H.; FISCHER-KOWALSKI, M.; KRAUSMANN, F. et al. (2011). «A socio-metabolic transition towards sustainability? Challenges for another Great Transformation». *Sustainable Development*, 19(1):1-14.

INSTITUT D'ESTADÍSTICA DE CATALUNYA – IDESCAT (2019). *Anuari Estadístic de Catalunya 2019*.

LA ROTA-AGUILERA, M. J.; PADRÓ, R.; PINO, J. et al. (2020). «Espais oberts i transició socioecològica de l'Àrea Metropolitana de Barcelona: noves eines d'anàlisi per una planificació territorial sostenible». *Anuari Metropolità de Barcelona. La metròpoli en transició. Reptes i estratègies*.

MARCO, I.; PADRÓ, R.; CATTANEO, C. et al. (2017). «From Vineyards to Feedlots: A Fund-Flow Scanning of Sociometabolic Transition in the Vallès County (Catalonia) 1860–1956–1999». *Regional Environmental Change*, 18(4):981-993.

- MARULL, J.; MALLARACH, J. M. (2005). «A GIS methodology for assessing ecological connectivity: Application to the Barcelona Metropolitan Area». *Landscape and Urban Planning*, 71(2-4):243-262.
- MARULL, J.; PINO, J.; TELLO, E. et al. (2008). «El tratamiento del territorio como sistema: Criterios ecológicos y metodologías paramétricas de análisis». *Ciudad y Territorio*, 157:439-453.
- MARULL, J.; FONT, C.; PADRÓ, R.; TELLO, E.; PANAZZOLO, A. (2016). «Energy-Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agroecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000)». *Ecological Indicators*, 66:30-46.
- MARULL, J.; PADRÓ, R.; CIRERA, J. et al. (2019a). «Cap a una anàlisi socioecològica integrada de la infraestructura verda metropolitana». *Anuari Metropolità de Barcelona 2018. Del barri a la metròpoli*. Bellaterra: Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona.
- MARULL, J.; HERRANDO, S.; BROTONS, LL. et al. (2019b). «Building on Margalef: Testing the links between landscape structure, energy and information flows driven by farming and biodiversity». *Science of the Total Environment*.
- MARULL, J.; PADRÓ, R.; CIRERA, J. et al. (2021). «A socio-ecological integrated analysis of the Barcelona metropolitan agricultural landscapes». *Ecosystem Services*, 51:101350.
- PADRÓ, R.; MARCO, I.; CATTANEO, C. et al. (2017). «Does Your Landscape Mirror What You Eat? Long-Term Socio-Metabolic Analysis of a Local Food System in the Vallès County (Spain, 1860-1956-2000)», en: Frankova, E.; Haas, W.; Singh, S. J. (eds.). *In search of sustainable local food systems: Socio-metabolic perspectives*. Nova York: Springer.
- PADRÓ, R.; MARULL, J.; GIOCOLI, A. et al. (2019). «Anàlisi Socioecològica Integrada: aplicació al planejament del territori Metropolità». *Anuari Metropolità de Barcelona 2018. Del barri a la metròpoli*. Bellaterra: Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona.
- PADRÓ, R.; LA ROTA-AGUILERA, M. J.; GIOCOLI, A. et al. (2020). «Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Socioecological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona». *Landscape and urban planning*, 203:103905.
- SEUFERT, V.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. (2012). «Comparing the yields of organic and conventional agriculture». *Nature*, 485(7397):229.
- TELLO, E.; GALÁN, E.; SACRISTÁN, V. et al. (2016). «Opening the Black Box of Energy Throughputs in Agroecosystems: A Decomposition Analysis of Final EROI into Its Internal and External Returns (the Vallès County, Catalonia c. 1860 and 1999)». *Ecological Economics*, 121:160-174.

**LA PÈRDUA DE PAISATGE EN MOSAIC
I D'EFICIÈNCIA METABÒLICA AGRÀRIA
A LA REGIÓ METROPOLITANA
DE BARCELONA (1956-2009)**

SUMARI

1. Introducció

2. Hipòtesi, metodologia i bases de dades del cas d'estudi

3. La pèrdua de mosaic: canvis d'usos del sòl i de la ramaderia

4. La trampa energètica de l'agricultura industrial

5. La pèrdua de complexitat metabòlica i territorial

6. Factors determinants del canvi a les taxes de retorn energètic

7. Pèrdua de circularitat metabòlica agrària i de paisatges en mosaic

8. Conclusió

LA PÈRDUA DE PAISATGE EN MOSAIC I D'EFICIÈNCIA METABÒLICA AGRÀRIA A LA REGIÓ METROPOLITANA DE BARCELONA (1956-2009)

1. Introducció

Els conceptes d'infraestructura verda i serveis ecosistèmics han emergit de manera simultània, i estan estretament interrelacionats. Entenem per infraestructura verda el conjunt d'àrees verdes urbanes, hortícoles, agrícoles, forestals i ramaderes que proporcionen un ampli ventall de serveis ecosistèmics a la ciutadania (MEA, 2005; Baró et al., 2016; Depietri et al., 206; Potschin-Young et al., 2018): de proveïment, de regulació i culturals o recreatius, que, al seu torn, requereixen el bon estat ecològic d'unes estructures biofísiques que els generen (i que se solen anomenar serveis ecosistèmics de suport). La idea cabdal és que es tracta d'un *sistema*, la integració i connectivitat ecològica del qual són de vital importància per la seva capacitat de subministrar el ventall sencer de serveis ecosistèmics. La societat els necessita *tots* perquè que són complementaris i no pas substituïbles, de manera que cercar incrementar-ne només alguns (com els de proveïment, que són als mercats on tenen un preu) a costa dels altres (la regulació del clima global i els microclimes propers, l'aigua dolça, la fertilitat i estabilitat del sòl, la pol·linització, el control de plagues i malures, la bellesa, el confort i el sentit d'identitat que proporcionen els paisatges en bon estat, etc.) comporta no poder gaudir-ne cap a la llarga. I la majoria de serveis ecosistèmics que, tot i el seu gran valor, no són als mercats ni tenen un preu, depenen indirectament o directa dels serveis o funcions que proporciona la *biodiversitat* continguda en la infraestructura verda, tan en els hàbitats del sòl fèrtil com en els de les seves cobertes vegetals (European Commission, 2014).

La necessitat d'aquests conceptes, i la seva aplicació a la planificació i els usos que donem al territori, deriva de la crisi ambiental global que ha generat la nostra actual forma de viure, consumir i habitar la Terra. El seu impacte ha comportat la superació de diversos límits ambientals planetaris, com el canvi climàtic, la crisi de la biodiversitat o la disrupció dels grans cicles biogeoquímics del nitrogen o el fòsfor, mentre amenaça de superar-ne d'altres a escala global que, tanmateix, ja resulten insostenibles en molts entorns regionals i locals (Steffen et al., 2015; O'Neill et al., 2018). El sistema agroalimentari és un dels components que té una incidència rellevant no únicament en el canvi climàtic sinó també, i molt particularment, en el deteriorament de la capacitat dels paisatges culturals

d'acollir biodiversitat i proveir serveis ecosistèmics (Cardinale et al., 2012; Clark et al., 2020). Tal com argumenta la proposta de la FAO *Scaling Up Agroecology*, de 2018, l'assoliment de gran part dels Objectius de Desenvolupament Sostenible de l'Agenda 2030 de les Nacions Unides depèn estretament del gran salt que es faci cap a nous territoris agroecològics integrats (Altieri i Nicholls, 2012; FAO, 2018; Wezel, 2016).

Per a aquesta tasca calen noves idees i conceptes, indicadors mesurables i criteris clars on basar la presa de decisions, tant de la planificació territorial i altres polítiques públiques com dels productors, consumidors i ciutadans entrelaçats per les cadenes agroalimentàries que vinculen les ciutats amb l'entorn agrari, forestal i ramader. Ramon Margalef ens va deixar algunes nocions cabdals per abordar aquesta recerca (Margalef, 1989: 105-117, 1993, 2006[1973]) quan deia que els paisatges agraris tradicionals en mosaic que havia conegut en la seva infància i joventut eren un bon instrument de conservació de la biodiversitat que s'està esvaint a les masses cada cop més uniformes de camps, ciutats i boscos que generen una «*inversió topològica de la natura humanitzada*», on «*la xarxa "domesticada" esdevé contínua i més poderosa*, [mentre que] *la resta del paisatge passa gairebé a la categoria de residual*» (Margalef, 2005: 218). També va plantejar una manera molt precisa d'abordar aquesta recerca:

«*La relació entre energia i heterogeneïtat horitzontal és obvia als paisatges humanitzats. [...] Als espais cultivats, a mesura que creix la pressió d'exploació, s'erosiona el reticle primitiu de la naturalesa original, que queda reduït als marges de camps i tanques vegetals, cada cop més tènues, i la desaparició dels quals és un cop molt seriós a la conservació de la naturalesa i de les espècies. [...] La relació entre les entrades d'energia externa i les dimensions característiques dels motius de distribució, es fa evident en comparar el paisatge rural tradicional d'Europa i el nou paisatge on l'agricultura mecanitzada s'associa a grans concentracions urbanes. La diferència resulta impressionant quan es comparen imatges des de l'aire o des de l'espai. El mosaic dels països mediterranis i alpins contrasta amb tipus d'ecosistemes més uniformes i de distribució zonal a les mateixes latituds o més a nord [...]; però la nostra societat, canalitzant i fent disponible l'energia amb propòsits variats, està canviant la superfície dels continents, destrueix es-*

structures antigues i fa retrocedir els ecosistemes, des del seu "pattern" recent a adoptar novament la condició de processos. Es tracta d'una acceleració o "re-dinamització" de la biosfera, que perd algunes matisacions d'origen històric que reflectien, segurament millor, el rerefons de la topografia, de la qualitat dels sòls» (Margalef, 1993: 152-153).

Margalef ens convidava a analitzar com l'energia externa moguda pel metabolisme social transforma els territoris i en modifica els «*motius de distribució*». És a dir, entendre els paisatges culturals com una expressió territorial d'aquests fluxos metabòlics (Marull et al., 2010; Tello et al., 2017b). El projecte de recerca internacional *Sustainable Farm Systems: Long-Term Socio-Ecological Metabolism in Western Agriculture (2012-2018)* ens ha permès dur a terme aquesta recerca desenvolupant nous models i indicadors. Aquí presentem els resultats d'aplicar-los al canvi del paisatge agroforestal dels 164 municipis de la Regió Metropolitana de Barcelona (RMB) entre 1956 i 2009.

2. Hipòtesi, metodologia i bases de dades del cas d'estudi

La hipòtesi a corroborar és que la creixent dependència d'*inputs* externs i linearitat del metabolisme social agrari, i la seva desconexió de l'ús multifuncional d'uns boscos progressivament abandonats, han estat factors determinants de la simplificació i polarització de les cobertes del sòl, que, juntament amb l'expansió de la superfície urbanitzada, han destruït parts considerables de l'antic mosaic a la RMB entre 1956 i 2009 (Cattaneo et al., 2018, 2019). Ho farem calculant els balanços de matèria i energia d'aquests sistemes agraris amb una anàlisi que empra tres taxes de retorn energètic a l'energia invertida (TRE, o EROI en anglès). Els tres EROI estan relacionats per una funció que permet observar-ne la variació conjunta i comparar-la amb les direccions òptimes que caldria seguir per augmentar el rendiment energètic conjunt (Tello et al., 2016).

Aquest mètode ha estat considerat el més circular d'entre totes les formes d'anàlisi energètica de la interacció metabòlica agrària entre biosfera i tecnosfera existents fins ara (Hercher-Pasteur et al., 2020). El seu tret distintiu és establir una diferenciació entre els fluxos que provenen de fora dels límits del sistema analitzat, considerats *inputs* externs (*EI*) que transformen el sistema natural en un agroecosistema; els fluxos que surten a fora com a producte final (*FP*) agroalimentari consumible per la societat; i els fluxos que els agricultors fan circular dins l'agroecosistema com a biomassa reutilitzada (*BR*) per reproduir de forma directa o indirecta els seus béns fons vius: la vida del sòl, el bestiar i la biodiversitat associada a tots aquests espais agroforestals (Figura 1).

Les idees bàsiques d'aquesta anàlisi multi-EROI són dues. La primera és que les activitats agràries són una coproducció amb la natura que transforma ecosistemes en agroecosistemes amb la incorporació d'energia externa i informació a través del treball i el saber fer de la pagesia. La primera taxa de retorn energètic que fa mig segle que es calcula és la ràtio entre l'energia continguda en el producte final que s'extreu dels agroecosistemes per proveir la societat (*FP*), i l'energia externa invertida pel treball pagès i/o subministra-

da per la resta de la societat (*External Inputs* o *EI*) en obtenir-los:

$$\text{External Final EROI (o EFEROI)} = \frac{FP}{EI} \quad (1)$$

EFEROI mesura el grau de dependència d'*inputs* externs (*EI*) per unitat de producte final (*FP*) subministrat a la societat per l'agroecosistema analitzat.

La segona idea bàsica de l'anàlisi multi-EROI és que l'agroecosistema creat per la interacció d'aquesta energia externa (*EI*) moguda pel treball pagès amb el funcionament de la natura en el seu interior adquireix una conformació sociometabòlica circular. Per treure a la llum aquesta bioeconomia circular cal partir del procés d'apropiació i transformació de la producció primària neta (PPN) fotosintètica que les plantes realitzen als sòls fèrtils amb la radiació solar, de la qual s'alimenten totes les altres formes de vida, i que al seu torn depèn del retorn dels fluxos de matèria orgànica en descomposició que alimenten la vida del sòl. D'aquesta manera, la sostenibilitat de tot l'agroecosistema depèn dels fluxos de matèria i energia que circulen bescanvant-se entre un seguit de béns fons vius, com els sòls fèrtils, els animals domèstics i la biodiversitat associada. Aquests béns fons poden proporcionar fluxos biofísics útils als agricultors i a la societat, que surten de l'agroecosistema, però només a un cert ritme, i sempre que les seves pròpies necessitats reproductives de matèria i energia estiguin ben cobertes.

Aquesta reproducció dels béns fons vius –i, per tant, la sostenibilitat de tot l'agroecosistema— depèn del fet que una part significativa de tota la PPN vegetal els sigui retornada com a matèria orgànica que alimenta la biodiversitat edàfica mantenint la fertilitat del sòl; com a pastura i altres formes d'alimentació animal que permeten mantenir i reproduir la cabanya ramadera; i com a biomassa no collida o presa directament com a herbivoria que sosté la biodiversitat associada. Tots aquests processos de circulació i transformació interns romanen conceptualment tancats dins d'una caixa negra en la visió lineal de moltes anàlisis energètiques que només compten una sola taxa de retorn, la que aquí anomenem *EFEROI*, dividint els *outputs* que surten de l'agroecosistema pels *inputs* que venen de fora (Tello et al., 2016).

Per copsar la dimensió d'aquesta recirculació de matèria-energia interna en els agroecosistemes, emprem una segona taxa de retorn energètic que mesura el producte final obtingut per cada unitat de biomassa reutilitzada (*BR*) en el manteniment de l'agroecosistema:

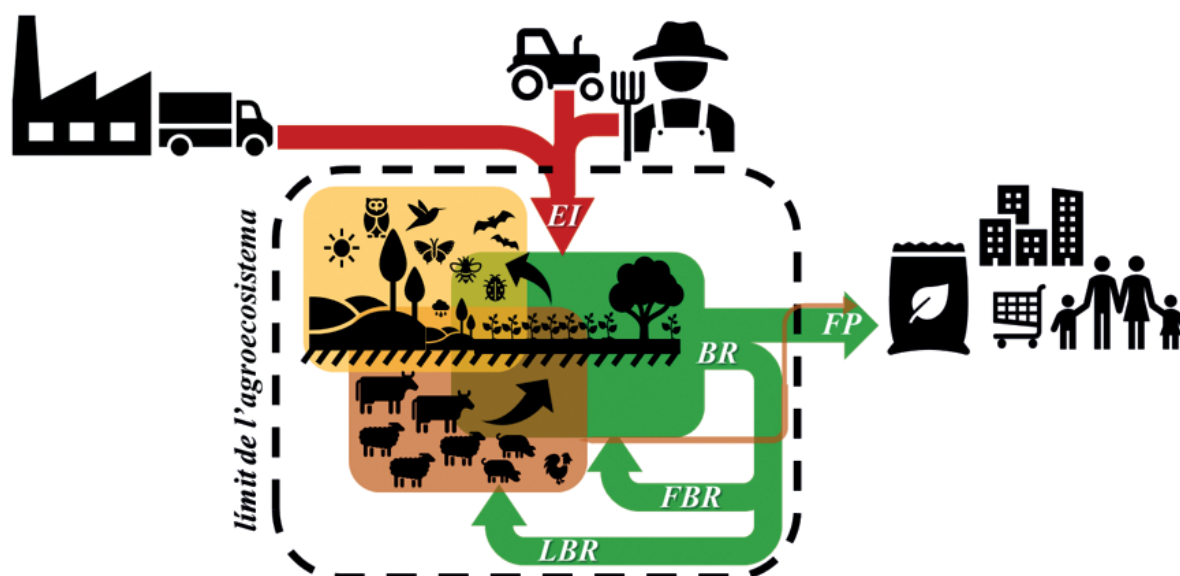
$$\text{Internal Final EROI (o IFEROI)} = \frac{FP}{BR} \quad (2)$$

IFEROI mesura l'esforç inversor en la reproducció i manteniment dels béns fons de l'agroecosistema (i el seu augment pot amagar una manca de cura dels béns fons que en comprometi la sostenibilitat).

Finalment, podem calcular l'eficiència energètica conjunta de l'agroecosistema tenint en compte, alhora, la quantitat d'energia dels *inputs* externs (*EI*) i les reutilitzacions internes de biomassa (*BR*) per unitat de producte final extret (*FP*):

$$\text{Final EROI (o FEROI)} = \frac{FP}{EI+BR} \quad (3)$$

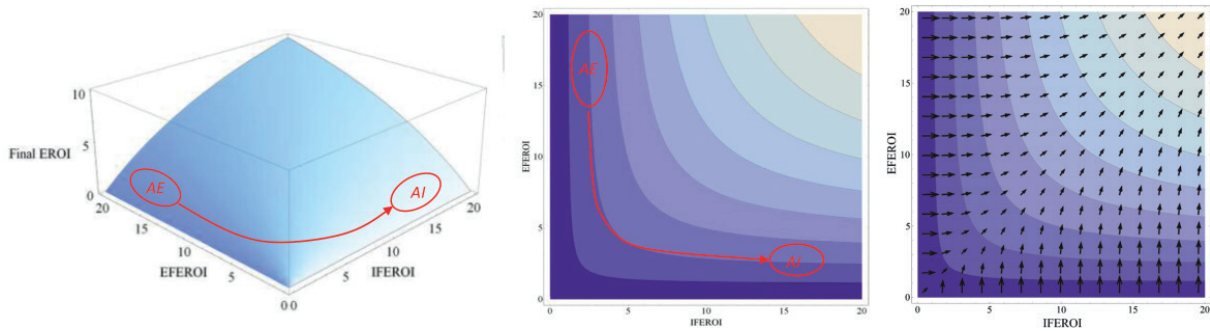
Figura 1. Delimitació conceptual i comptable dels *inputs* externs, biomassa reutilitzada i producte final que circulen com a fluxos entre els béns fons d'un agroecosistema.



Béns fons vius de l'agroecosistema	Sòls dels cultius herbacis anuals i llenyosos permanents	
	Sòls dels boscos, garrigues, prats i herbassars	
	Animals domèstics: bestiar d'engreix (i de treball si s'escau)	
	Biodiversitat associada a l'agroecosistema	Edàfica A les cobertes del sòl
Inputs externs (EI) <i>[Es compta el contingut energètic + energia incorporada al seu transport + amortització quan s'escau]</i>	Treball pagès <i>[com a part de l'aliment destinat a treballar]</i>	
	<i>Inputs</i> de la comunitat rural (compost de restes domèstiques)	
	Inputs industrials	Llavors adquirides de fora
		Pinsos adquirits de fora
		Tractors i utilitatge
Fertilitzants industrials		
	Pesticides i herbicides	
Biomassa reutilitzada (BR) <i>[Es compta només el contingut energètic (fins a l'aliment animal)]</i>	Directament als sòls cultivats o prats de sembra (<i>FBR</i>)	Llavors seleccionades a dins
		Adob en verd
		Biomassa enterrada
	A través de l'alimentació animal (<i>LBR</i>)	<i>[Fem compostat o puri]¹</i> <i>[Força de tir animal si s'escau]¹</i>
Producte final (FP)	Producte final agrícola (<i>CP</i>)	
	Producte final forestal (<i>WP</i>)	
	Producte final ramader (<i>LBP</i>)	

Font: Elaboració pròpia a partir de Tello et al. (2016). Notai: aquests fluxos secundaris de la bioconversió ramadera es compten, però no se sumen als inputs totals consumits (TIC), per evitar incórrer en doble comptabilització d'un mateix flux.

Figura 2. Superfície de valors possibles *FEROI-EFEROI-IFEROI*, perfils contrastats de l'agricultura ecològica (AE) i industrial (AI), i vectors d'optimitat per millorar *FEROI*.



Font: Elaboració pròpia a partir de Tello et al. (2016).

Les tres taxes de retorn energètic estan connectades per una funció¹ que relaciona *FEROI* amb *EFEROI* i *IFEROI*:

$$FEROI = \frac{EFEROI \cdot IFEROI}{EFEROI + IFEROI} \quad (4)$$

Podem fer servir l'equació (4) per analitzar els canvis que experimenten les tres taxes de retorn energètic, observant-ne la transformació en funció de la relació *EFEROI-IFEROI* (que depèn, en darrer terme, de les ràtios $\frac{EI}{BR}$, $\frac{FP}{BR}$, i $\frac{FP}{EI}$) i el seu impacte conjunt en els valors que pren *FEROI*. Aquestes trajectòries del canvi estructural dels agroecosistemes es poden comparar amb les que haurien estat teòricament òptimes per incrementar, en cada situació, el seu rendiment energètic conjunt (*FEROI*).

Per fer-ho, emprem la superfície del conjunt de valors possibles que poden prendre simultàniament aquestes tres taxes de retorn energètic (*FEROI-EFEROI-IFEROI*), representada en la Figura 2. A l'esquerra la veiem en forma tridimensional, i al mig com un «mapa energètic» bidimensional en què l'alçada que representa el rendiment conjunt (*FEROI*) és expressada per «corbes de nivell» o isoquantas que mantenen el mateix valor.

Els pendents d'aquesta superfície de valors possibles que pot prendre la relació *FEROI-EFEROI-IFEROI* presenten rendiments decreixents en qualsevol punt que, tanmateix, varien segons la regió del «mapa energètic» on es trobin. Això permet calcular, amb les derivades parcials de cada punt, els diferents potencials d'increment de *FEROI* en el camp de vectors representat a la dreta de la Figura 2. La mida relativa de cada vector expressa el potencial de millora del retorn energètic conjunt seguint la direcció òptima assenyalada (Figura 2). Farem servir aquesta referència d'optimitat per comparar-la amb les trajectòries històriques reals experimentades pels agroecosistemes.

El perfil energètic dels sistemes agraris preindustrials, i també de l'agricultura ecològica actual, és una baixa dependència d'*inputs* externs (*EI*) mercès a una forta inversió en reutilitzacions internes de biomassa (*BR*)

per tal de sostenir la reproducció dels béns fons. Per tant, tendiran a situar-se a la regió marcada com a AE a la superfície de valors possibles (Figura 2). Aquesta regió de la superfície de valors possibles es caracteritza per valors relativament més alts dels retorns energètics externs (*EFEROI* amb una elevada ràtio $\frac{FP}{EI}$), i relativament més baixos dels retorns energètics interns (*IFEROI* amb una menor ràtio $\frac{FP}{BR}$). Totes dues coses responen a una baixa ràtio $\frac{EI}{BR}$.

Inversament, el perfil energètic distintiu dels sistemes agroindustrials serà una elevada dependència d'*inputs* externs (*EI*) majoritàriament provinents de combustibles fòssils (fertilitzants industrials, tractors, herbicides, pesticides i també pinsos animals transportats a llargues distàncies amb molta energia incorporada). Hom podria suposar que la barator relativa d'aquests *inputs* externs adquirits als mercats haurà induït una reducció de l'esforç en reutilitzacions internes de biomassa (*BR*) més costoses en treball, desplaçant el perfil energètic dels sistemes agroindustrials (amb augments de la ràtio $\frac{EI}{BR}$) cap a la regió de la superfície de valors possibles marcada com a AI a la Figura 2. Aquests trets del perfil energètic agroindustrial responen a una ràtio $\frac{EI}{BR}$ molt elevada.

Les trajectòries reals seran força més complexes que aquesta senzilla aproximació, perquè les tres taxes de retorn que interrelacionem en aquesta anàlisi dels perfils energètics dels agroecosistemes també estan profundament afectades pel canvi en la composició entre activitats agrícoles, ramaderes i forestals, pel seu grau de funcionament integrat o desintegrat, i el seu grau d'abandonament relatiu. L'explotació forestal, considerada separatament de la resta, tindrà retorns elevats tant dels fluxos externs com interns pel fet que la fusta té una major densitat energètica per unitat de pes, i per tallar-la i extraure-la cal un menor ús d'*inputs* externs (*EI*) i unes reutilitzacions de biomassa (*BR*) molt minses comparades amb les de qualsevol altre producte agrícola o ramader.

La ramaderia, en canvi, té rendiments energètics més baixos a causa de la gran dissipació metabòlica d'energia que comporta la cria i l'engreix animal. Per obtenir una unitat d'energia en forma de carn, llet i ous calen entre dues i deu vegades més d'energia continguda en l'aliment emprat per alimentar gallines, porcs o vedells. Els rendiments energètics dels cultius vegetals

¹ La demostració és senzilla:

$$\frac{EFEROI \cdot IFEROI}{EFEROI + IFEROI} = \frac{\frac{FP}{EI} \cdot \frac{FP}{BR}}{\frac{FP}{EI} + \frac{FP}{BR}} = \frac{FP^2}{EI \cdot BR} = \frac{FP}{EI + BR} = FEROI$$

se situen en posicions intermèdies entre la silvicultura i la ramaderia, depenent de si són herbacis o llenyosos, de secà o de regadiu, i també de quin aprofitament es fa dels productes principals i els subproductes. El canvi en la composició dels béns fons dels agroecosistemes, i també de la cistella de productes finals oferts (FP), té impactes considerables en el seu rendiment energètic conjunt.

I encara cal afegir-hi que els béns fons dels agroecosistemes estiguin estretament integrats de forma circular, fent que els subproductes o residus dels uns puguin aprofitar-se com a *inputs* per d'altres (pastures, palles i pel·lofes per alimentar bestiar, fems per fertilitzar el sòl, etc.); o que, en canvi, es desintegren estructuralment i els fluxos de matèria i energia esdevinguin lineals, augmentant la generació de residus i l'energia dissipada (Ho i Ulanowicz, 2005; Ho, 2013; Giampietro et al., 2013; Vranken et al., 2014). Tot això fa encara més interessant, i útil, situar les trajectòries reals en el marc de possibilitats teòricament possibles i òptimes que pot prendre la relació simultània entre els tres tipus de retorn energètic dels sistemes agraris, per tal d'analitzar com canvien la seva estructura i el seu funcionament en passar d'una agricultura i ramaderia ecològiques a una altra d'industrial, o a l'inrevés.

Sabem que la pèrdua d'eficiència metabòlica agrària i la de paisatges complexos en mosaic s'han produït simultàniament a la RMB entre 1956 i 2009 (Marull et al., 2010). Tanmateix, per considerar que l'una (la desintegració entre béns i fons i la linealització dels fluxos biofísics del metabolisme agrari) és la causa principal de l'altra (la pèrdua de mosaic a la infraestructura verda que roman més enllà de l'espai urbà-industrial) cal examinar *com* estan entrelaçades les dues dimensions. Per fer-ho emprem un altre model anomenat ELIA (*Energy-Landscape Integrated Analysis*), desenvolupat per Marull et al. (2016, 2019), que relaciona els fluxos energètics dels sistemes agraris amb les mètriques d'heterogeneïtat del paisatge. En comptes de procedir per agregació fins a calcular diverses taxes de retorn en el balanç d'energia dels agroecosistemes, el model ELIA opera per mitjà d'una anàlisi de

graf calculant les proporcions amb què cada flux que arriba d'un node procedent d'un altre es divideix en dos nous fluxos que enllacen amb altres nodes. De dos fluxos de sortida de cada node, l'un es dirigeix sempre cap a l'interior i l'altre cap a l'exterior de l'agroecosistema (Figura 3):

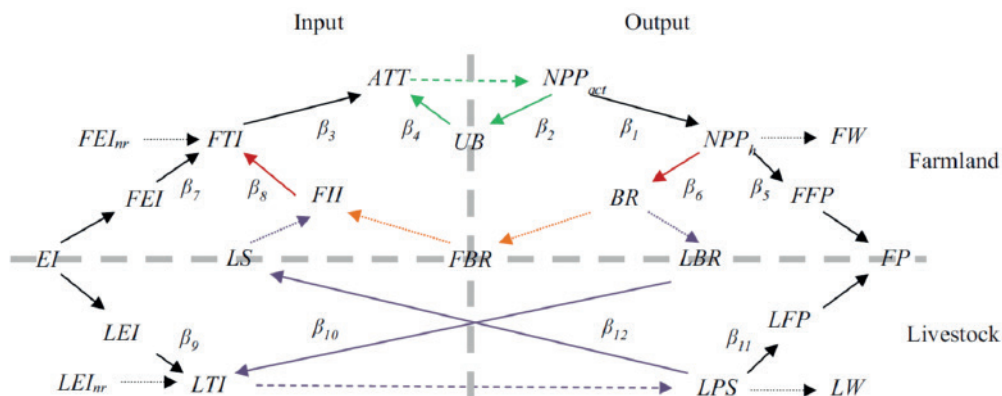
D'aquesta manera, el graf ELIA permet resseguir tota la circulació d'energia que té lloc dins d'un agroecosistema a partir de la producció primària neta fotosintètica, connectant-la amb els fluxos provinents de l'exterior (a l'esquerra del graf) o que marxen cap a l'exterior (a la dreta). El conjunt d'enllaços entre nodes recorre tres bucles principals de l'agroecosistema: el primer (en verd) representa les activitats merament recol·lectores de biomassa produïda per la fotosíntesi, com l'extracció forestal o la pastura de ramats en prats naturals, garrigues o boscos; el segon (rogenc) recorre el circuit agrícola de tota mena de cultius; i el tercer (violeta) ho fa amb les connexions del component ramader. D'aquesta manera, el graf representa la complexitat d'un sistema agrari mixt que és alhora agrícola, ramader i forestal (Figura 3).

Els valors de $\beta_{1..12}$ compten les proporcions de cada parell de fluxos d'energia que arriba a cada node, un dels quals gira cap endins romanent temporalment incorporat a l'agroecosistema i permetent el seu manteniment al llarg del temps (β parells), mentre que l'altre marxa cap enfora i esdevé, per tant, dissipatiu per a la reproducció de l'agroecosistema (β senars).

La primera variable que el graf ELIA permet comptar és E , la proporció (en tant per 1) dels fluxos emmagatzemats a l'agroecosistema (principalment a la matèria orgànica i la biota del sòl, les estructures llenyoses vegetals, els animals domèstics i els no domesticats que ocupen els hàbitats existents a les cobertes del sòl).

En segon lloc, el graf permet calcular I , la informació incorporada pel treball pagès per mitjà de la seva interacció sociometabòlica amb la natura transformada per l'energia externa. Ho fa de manera indirecta, a través

Figura 3. Graf del model ELIA amb els enllaços entre els components forestals (verd), agrícoles (rogenc) i ramaders (violeta) d'un agroecosistema complex.



Font: Marull et al. (2016). NPP_{agr} : producció primària neta fotosintètica real; UB: biomassa no collida que resta a mercè de totes les altres espècies no domesticades; ATT: rotació final de la matèria-energia que circula a l'agroecosistema permetent-ne la reproducció d'un any a un altre; NPP_{ogr} : fracció de la producció primària neta fotosintètica que és collida o apropiada pels agricultors; FFP: producció final agrícola i forestal; BR: biomassa reutilitzada provinent de la collida; FBR: part de la biomassa reutilitzada que va directament als sòls cultivats; FBR: part de la biomassa reutilitzada que es destina a l'alimentació animal; FII: biomassa reutilitzada que s'incorpora al sòl cultivats, tant directament com a través del bestiar (fems i tracció animal); FTI: tots els inputs incorporats als sòls cultivats (que funcionen com a acumulador temporal d'energia), tant procedents de l'interior com de l'exterior de l'agroecosistema; FEI: inputs externs que s'incorporen als sòls cultivats; EI: tots els inputs externs; LEI: inputs externs incorporats al component ramader de l'agroecosistema; LTI: tots els inputs incorporats al component ramader; LPS: productes i serveis generats pel component ramader; LFP: productes ramaders que s'incorporen al producte final de l'agroecosistema; FW, LW, FEI_w i LEI_w: tots els residus generats pel cultiu o el bestiar, o procedents dels inputs externs agrícoles o ramaders, que no compleixen cap funció en la reproducció de l'agroecosistema i esdevenen, per tant, «recursos fora de lloc» que suposen una pèrdua d'energia metabòlica agrària.

de la complexitat del graf (en llatí «*cum plexum*» volia dir això, entrelaçat), d'una manera que resulta entenedora si considerem que el maneig d'un agroecosistema complex, en què els fluxos d'energia interrelacionen tots els components agrícoles, forestals i ramaders alhora, requereix més informació i saber fer de la pagesia més que un sistema simple, desintegrat i lineal. La variable *L* es calcula amb l'índex de Shannon-Winer aplicat al conjunt d'enllaços entre nodes per mesurar fins a quin punt l'energia que recorre l'agroecosistema flueix d'una manera equidistribuïda entre tots els canals possibles (i aleshores pren el valor 1), o es concentra només en alguns d'aquests canals, simplificant el sistema (i apropant a 0 els valors de *L*).

L'índex de Shannon-Winer prové de la teoria de la informació, i es basa en el fet que la quantitat total d'informació que qualsevol canal pot transmetre és màxima quan els esdeveniments que poden succeir-hi per transmetre-la són igualment probables. Aquesta noció d'equiprobabilitat d'esdeveniments va atraure l'interès dels ecòlegs —Ramon Margalef entre ells—, que començaren a fer-lo servir com a indicador de biodiversitat. Considerant la probabilitat d'observar espècies diferents seguint un transsecte traçat a l'atzar, la biodiversitat no tan sols mesura quantes espècies hi ha en un territori sinó també com de barrejades i interactuant es troben.

En la teoria ecològica i l'ecologia del paisatge hi ha un cert consens, dins d'un persistent debat, en el fet que els paisatges heterogenis amb major diversitat de cobertes vegetals generen una major diferenciació d'hàbitats que els permeten acollir més biodiversitat (Alteri, 1999; Loreau et al., 2003; Shea et al., 2004; Perfecto i Vandermeer, 2010; Cardinale et al., 2012; Tschardt et al., 2012a, 2012b; Vranken et al., 2014; Geertsema et al., 2016). Basant-se en aquests fonaments, el model ELIA compta, com a tercera variable *L*, l'índex de Shannon-Wiener de l'equidistribució de cobertes del sòl en el paisatge analitzat; o, alternativament, L_{gr} , que és la mitjana entre l'equidiversitat de cobertes i l'índex de connectivitat ecològica calculat amb SIG en el mapa de cobertes (Marull et al., 2019).

Els usos del sòl de cada municipi han estat obtinguts al CREA per fotointerpretació de les fotografies aèries del vol de l'exèrcit dels Estats Units de 1956, i de les imatges satel·litàries de 2009. Això comporta que els cultius d'horta i regadiu no s'han pogut diferenciar del conjunt de cultius herbacis, i altres limitacions. El còmput de fluxos materials s'ha obtingut dels diversos censos agraris i ramaders, estadístiques forestals i altra informació disponible a l'IDECAT, que en força casos també té la important limitació d'estar disponibles només a escala provincial (el 1956) o comarcal (el 2009). Això obliga a aplicar certes mitjanes provincials o comarcals per unitat de superfície als usos del sòl de cada municipi, oferint una imatge de la distribució espacial dels fluxos de matèria i energia més homogènia que la real, difuminant-ne la polarització territorial. Cal tenir-ho present, atès que introdueix un biaix en sentit contrari a la hipòtesi que volem corroborar: que la creixent dependència d'*inputs* externs, la creixent linearitat del metabolisme social agrari i la seva desconnexió de l'ús multifuncional d'uns boscos progressivament abandonats han estat factors determinants de la simplificació i polarització de les cobertes del sòl, les

quals, juntament amb l'expansió de la superfície urbanitzada, han destruït parts considerables de l'antic mosaic que tant apreciava Ramon Margalef com a instrument de conservació de la biodiversitat en els paisatges humanitzats.

3. La pèrdua de mosaic: canvis d'usos del sòl i de la ramaderia

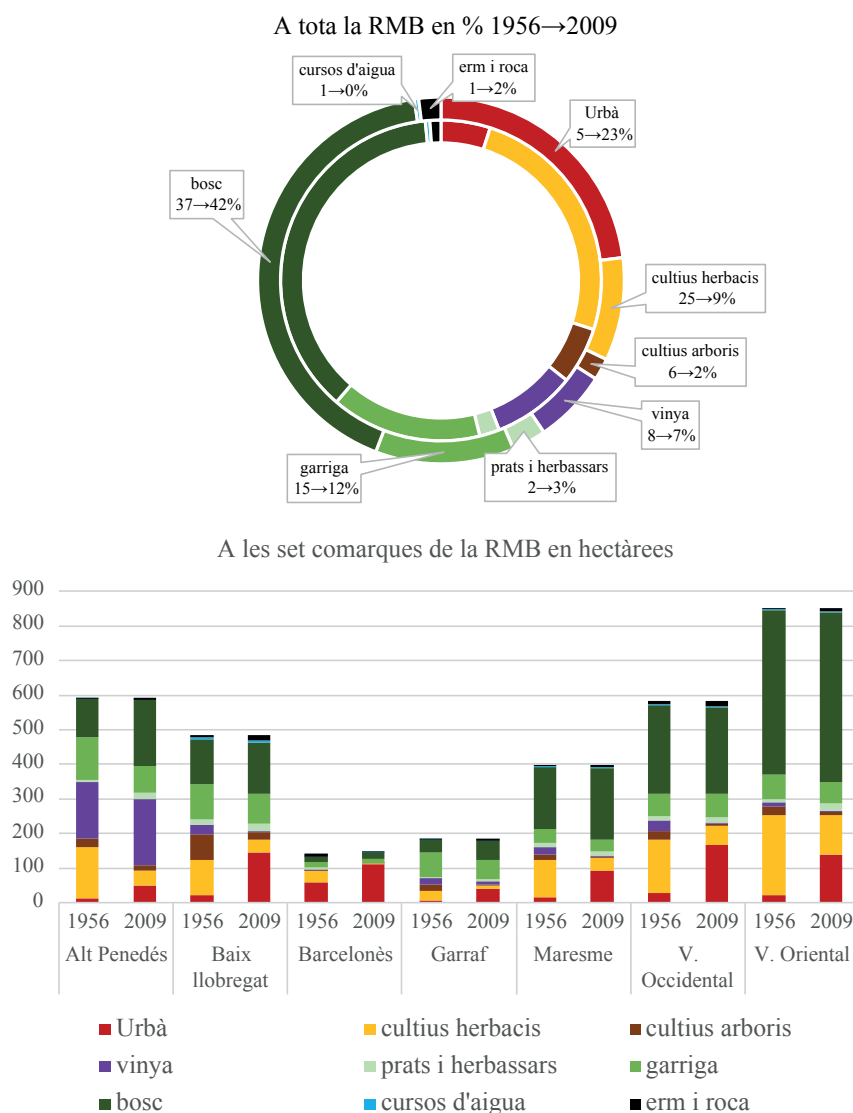
La Figura 4 sintetitza els canvis d'usos i cobertes del sòl entre 1956 i 2009 a les set comarques de la RMB, i a tota la regió. Les zones urbanes s'han multiplicat gairebé per sis, augmentant en 585 km² fins a segellar el 23% del territori. Les cobertes forestals, que ja ocupaven un 37%, han guanyat 156 km², fins a arribar a cobrir el 42%. Entre les dues, els cultius han perdut 699 km², reduint la seva proporció del 39 al 18%. La major reducció absoluta l'han soferta els cultius herbacis, que han perdut 514 km² i han passat del 25 al 9% del territori. En termes relatius, la major contracció, del 66%, l'han experimentada els cultius arbustius, que han perdut 123 km², passant del 6 al 2%. La menor reducció percentual l'ha experimentada la vinya, un 23%, que ha perdut 61 km² en passar del 8 al 7% de la RMB.

Aquestes dades avalen la diagnosi de Margalef, però només capten una part de la pèrdua de paisatge en mosaic, que ha estat un fenomen multiescalar. Sota les variacions en el conjunt de la RMB hi ha hagut una creixent polarització d'usos dins de cada comarca i municipi. La part inferior de la Figura 1 mostra que la superfície urbanitzada ha assolit la màxima proporció al Barcelonès, passant del 41 al 77%, però els majors increments absoluts de cobertes urbanes s'han enregistrat al Vallès Occidental (+136 km², del 5 al 28%), Baix Llobregat (+125 km², del 4 al 30%), Vallès Oriental (+120 km², del 2 a 16%) i Maresme (+77 km², del 4 al 23%). Per contra, els majors increments del bosc s'han produït a les zones més escarpades de l'Alt Penedès (79 km², del 19 al 32%), Maresme (+28 km², del 45 al 52%), Baix Llobregat (+20 km², del 26 al 30%) i Vallès Oriental (+17 km², del 56 al 58%).

L'abandonament de l'activitat agrària ha reforçat la polarització d'usos i cobertes del sòl. La contracció dels espais agrícoles i ramaders ha estat de -769 km² a la RMB, superior als +741 km² guanyats conjuntament per zones urbanes i boscos. S'ha concentrat al Baix Llobregat (-155 km², del 66 al 35%), Vallès Oriental (-142 km², del 41 al 24%), Vallès Occidental (-135 km², del 49 al 26%), Alt Penedès (-122 km², del 79 al 58%) i Maresme (-108 km², del 50 al 23%). Les majors reduccions de cultius herbacis (-514 km²) s'han produït al Vallès Oriental (-118 km², del 27 al 13%), Alt Penedès (-106 km², del 25 al 7%) i Vallès Occidental (-98 km², del 26 al 10%). En termes relatius, la menor presència d'aquests conreus s'enregistrava el 2009 al Barcelonès (0,5%) i el Garraf (5%). La vinya ha perdut 61 km², especialment al Vallès Occidental (-31 km², del 5 al 0,1%), Baix Llobregat (-23 km², del 6 a l'1%) i Maresme (-17 km², del 5 a l'1%). Però ha guanyat +28 km² a l'Alt Penedès, on ha passat del 28 al 32%, a costa dels cultius herbacis.

Aquestes dades mostren un triple procés de polarització en els usos del sòl: 1) l'avenç dels espais urbanitzats i industrials, concentrat en zones planeres de la

Figura 4. Canvis d'usos i cobertes del sòl a la RMB i les seves comarques (1956-2009).



costa i la depressió prelitoral; 2) els processos d'especialització agrària a les planes, amb millors sòls fàcilment mecanitzables, on s'ha concentrat bona part del que queda de cultius herbacis al Vallès Oriental i l'Occidental (el 13% i 10% de la superfície comarcal concentra el 58% d'aquests usos a la RMB), i a l'Alt Penedès la vinya (al 32% de la superfície comarcal hi ha el 90% de la superfície vitícola de la RMB); 3) l'abandonament del cultiu, la pastura i molts usos forestals en els sòls més pobres i pendents, que en el darrer mig segle s'han reforestat. La polarització d'usos també s'ha donat en la distribució d'una ramaderia que ha canviat profundament de composició, funcionament i densitat (Figura 5):

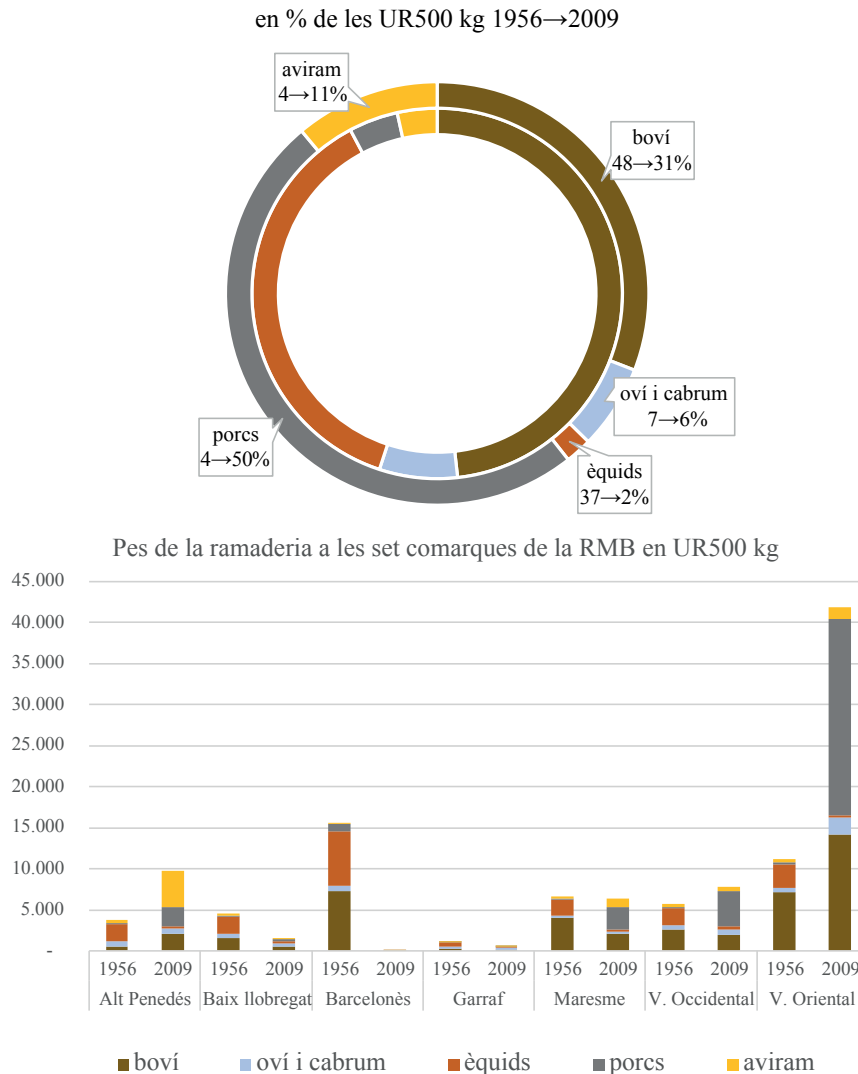
A la RMB el pes en unitats ramaderes estandarditzades de 500 kg (UR500) ha crescut un 40% de 1956 a 2009. Els cavalls i muls emprats com a bestiar de treball el 1956 (un 37% del pes ramader) han estat substituïts per tractors. La cria de porcs (que han passat del 4 al 50% de les UR500), aviram (del 3% a l'11%) i bestiar boví de llet s'ha industrialitzat amb granges d'engreix que importen pinsos compostos de molt lluny (Padró et al., 2017). La ramaderia extensiva d'oví i cabrum ha romàs en el 7 o el 6%.

Si els efectes de la intensificació agroindustrial i ramadera especialitzada en una part del territori, l'abandonament i reforestació en una altra i l'avenç de la urbanització no han arribat més lluny encara, ha estat a causa de la complexa orografia i hidrografia de la RMB, que limita l'existència de sòls planers. La conjunció d'aquestes tres dinàmiques no ha estat casual. Formen part d'un mateix canvi sistèmic en els usos de l'energia externa emprada pel metabolisme social agroindustrial, i els seus «motius de distribució» en el territori.

4. La trampa energètica de l'agricultura industrial

En la Figura 6 podem observar els punts corresponents als valors *FEROI-EFEROI-IFEROI* de l'activitat agrària als municipis de la RMB el 1956 i el 2009, i els valors agregats de les set comarques. La primera impressió és que hi ha hagut un canvi estructural molt clar entre les activitats agroramaderes i silvícoles de 1956 (representades en color carbassa), amb un perfil intermediari entre l'agricultura ecològica tradicional — quan no n'hi havia cap altra— i la incorporació parcial d'un cert nombre d'*inputs* externs d'origen industrial

Figura 5. Canvi de composició i pes en UR500 kg de la cabanya ramadera a la RMB



Font: elaboració pròpia amb les dades del CREAF a partir de Cattaneo et al. (2018 i 2019)

(com ara fertilitzants minerals i sintètics, que aleshores encara es barrejaven amb fems animals compostats, i el cultiu de lleguminoses incorporades a les rotacions amb cereals), i l'agricultura i la ramaderia ja plenament industrials de 2009, que han esdevingut totalment dependents d'inputs externs provinents de combustibles fòssils.

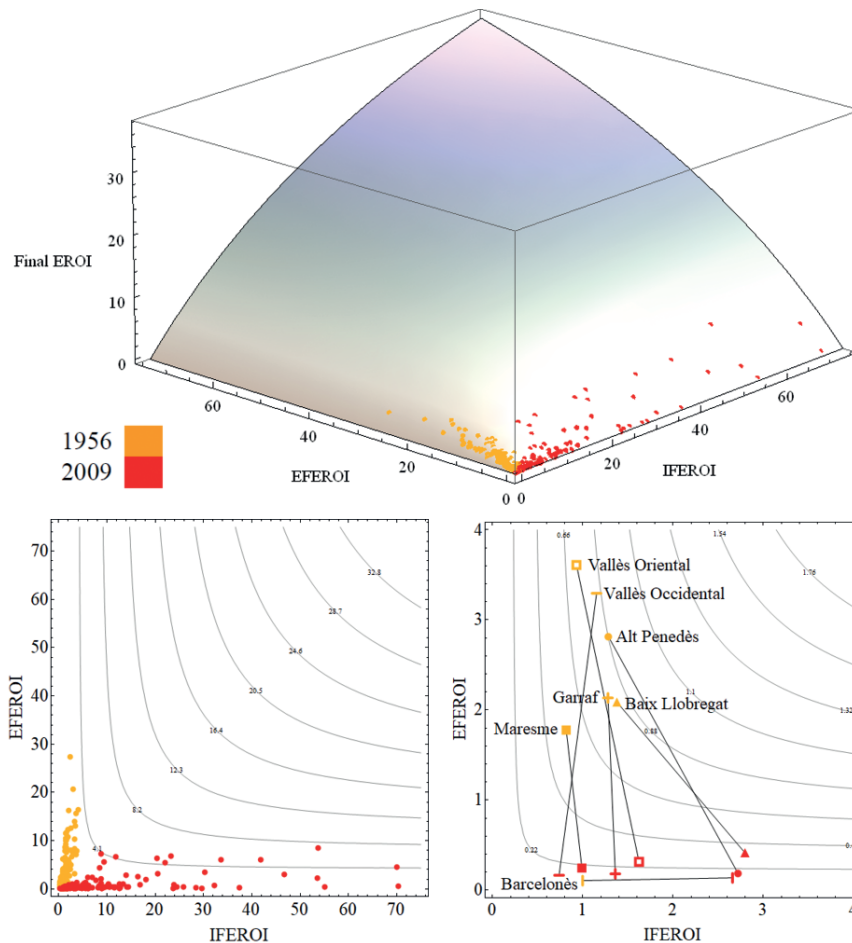
El núvol de punts de color carbassa se situava el 1956 formant un arc paral·lel a l'eix dels retorns als inputs externs (*EFEROI* a l'esquerra de la Figura 5), amb valors entre 27,40 (Tagamanent, un municipi bàsicament forestal del massís del Montseny) i 0,09 (Barcelona). El 2009, el núvol de punts se situa en paral·lel a l'eix dels retorns als inputs interns (*IFEROI*, a la dreta de la Figura 5), amb valors entre 70,33 (Olesa de Bonesvalls, un municipi forestal del massís de l'Ordal) i 0,27 (Santa Perpètua de Mogoda, a la plana de Vallès, amb una elevada proporció de ramaderia industrial).

Aquests primers resultats confirmen l'existència d'un desplaçament des de la regió AE, caracteritzada per elevades taxes de retorn energètic als inputs externs (*EFEROI* amb una alta ràtio $\frac{FP}{EI}$ i una baixa ràtio $\frac{EI}{BR}$), cap a valors molt baixos de les tres taxes de retorn ener-

gètic (*FEROI-EFEROI-IFEROI*), propers al vèrtex d'origen dels tres eixos —que anomenem «trampa energètica de l'agricultura industrial»—; i després, des d'aquí, cap a la regió oposada AI del «mapa energètic», caracteritzada per taxes de retorn a la biomassa reutilitzada més elevades (*IFEROI* amb una alta ràtio $\frac{FP}{BR}$ i una baixa ràtio $\frac{EI}{BR}$), a causa de la dependència d'inputs externs i el relaxament de l'esforç en la reproducció dels béns fons vius excepte quan la ramaderia manté un fort pes en el conjunt del sistema agrari.

Més enllà d'aquests grans ordres de magnitud, la dispersió entre els valors dels retorns energètics agraris dels diversos municipis ja era força alta el 1956, i ha augmentat considerablement el 2009. Atès que les variacions de les tres taxes de retorn energètic són consistents amb les diferents ràtios $\frac{EI}{BR}$, que, al seu torn, estan determinades en bona mesura pel pes diferencial dels usos forestals, ramaders i agrícoles en cada comarca, això sembla apuntar als efectes d'una pèrdua de circularitat, interconnexió i complexitat dels paisatges agroecològics (Cattaneo et al., 2018, 2019). La Taula 1 permet comparar aquests valors, i observar que el desplaçament des de la «trampa energètica» al vèrtex d'origen de la Figura 5 cap a valors més alts

Figura 6. Canvi de perfil energètic dels agroecosistemes als municipis i comarques de la RMB segons els indicadors *FEROI- EFEROI-IFEROI* a la superfície de valors possibles.



Font: Elaboració pròpia amb les fonts exposades en el text. Nota: S'ha prescindit del municipi de Caldes d'Estrac perquè amb menys d'1 km² d'extensió distorsiona tots els resultats.

d'*IFEROI* (i en alguns casos, també de *FEROI*) està estretament relacionat amb unes majors reduccions en la biomassa reutilitzada en relació amb l'extreta de l'agroecosistema (augmentant la ràtio $\frac{FP}{BR}$) on han acabat predominant els usos del bosc (% de producte forestal en el producte final, o $\frac{WP}{FP}$) en relació amb el pes de la ramaderia (% de producte ramader en el producte final, o $\frac{LBP}{FP}$) i també en relació amb l'agricultura industrial.

Les dades de la Taula 1 s'han de llegir tant diacrònicament (el canvi de cada variable de 1956 a 2009) com sincrònicament en la variació entre comarques en cadascun dels dos moments. El canvi de les ràtios $\frac{EI}{BR}$ en els dos sentits resulta especialment significatiu si el llegim de forma correlativa amb les variacions en els pesos relatius dels components forestals (*WP*) i ramaders (*LBP*) en el producte final (*FP*), les variacions dels fluxos energètics per unitat de superfície (*FP*, *EI* i *BR* per hectàrea), i les corresponents taxes de retorn energètic (*FEROI-EFEROI-IFEROI*).

Per exemple, les majors proporcions de producte forestal en la producció final agrària ($\frac{WP}{FP}$) les trobem el 2009 al Vallès Oriental (58%), el Maresme (48%) i el Vallès Occidental (46%), però les seves ràtios $\frac{EI}{BR}$ es mantenen baixes en relació amb altres comarques

perquè també tenen, juntament amb l'Alt Penedès, les majors proporcions de producte ramader en la producció final agrària $\frac{LBP}{FP}$. Tanmateix, en aquestes comarques la ràtio $\frac{EI}{BR}$ era la més baixa de 1956 i ha augmentat considerablement de 1956 a 2009. Aquesta conjunció de factors acaba determinant les seves trajectòries respectives en la Figura 4, més orientades cap a valors elevats dels retorns energètics interns (*IFEROI*) al Vallès Oriental i l'Alt Penedès pel major impacte dels increments relatius del bosc respecte de la situació de 1956, i en la direcció contrària al Vallès Occidental pel major pes relatiu del cultiu agroindustrial malgrat la seva contracció (amb una reducció del producte final de 17 a 8 GJ per hectàrea, i una proporció del component ramader que, tot i haver augmentat del 5 a 13%, és gairebé un 60% inferior als del Vallès Oriental, el Maresme i l'Alt Penedès).

L'anòmala trajectòria del Barcelonès en la Figura 4 i en la Taula 1 és deguda a la importància que el 1956 encara tenien les vaqueries i altra mena de bestiar allotjat a la ciutat de Barcelona i la comarca, que calia alimentar de pinsos o farratges portats en gran part de fora (amb nivells de $\frac{EI}{ha}$ altíssims). El 2009 aquest bestiar ha desaparegut, l'espai agroforestal és molt minso i poc explotat, i l'extracció de biomassa recollida als censos i estadístiques agràries força residual (1,8 GJ/ha, setze vegades menys que el 1956). Aquest i altres

Taula 1. Indicadors del canvi de perfil energètic agrari a les set comarques de la RMB.

	FEROI		EFEROI		IFEROI		FP/ha		EI/ha		BR/ha		EI/BR		% LBP/FP		% WP/FP	
	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009	1956	2009
Alt Penedès	0,88	0,17	2,81	0,19	1,28	2,72	13,9	17,3	4,9	92,4	10,8	6,3	0,46	14,56	2%	21%	23%	13%
Baix Llobreg.	0,83	0,36	2,09	0,42	1,38	2,80	18,1	14,7	8,7	35,4	13,2	5,3	0,66	6,74	3%	3%	26%	16%
Barcelonès	0,10	0,13	0,11	0,14	1,00	2,66	27,9	1,8	261,4	12,9	28,0	0,7	9,35	19,37	51%	0%	12%	9%
Garraf	0,80	0,16	2,13	0,18	1,28	1,36	10,9	5,7	5,1	31,4	8,5	4,2	0,60	7,47	4%	4%	33%	7%
Maresme	0,56	0,20	1,78	0,25	0,82	0,99	16,8	13,4	9,4	54,4	20,6	13,6	0,46	4,01	9%	21%	48%	57%
Vallès Occid.	0,85	0,14	3,30	0,17	1,15	0,74	17,3	8,1	5,2	48,5	15,0	10,9	0,35	4,43	5%	13%	46%	57%
Vallès Orient.	0,74	0,26	3,61	0,32	0,93	1,62	16,8	20,3	4,6	64,2	18,1	12,5	0,26	5,14	7%	22%	58%	68%
RMB	0,51	0,19	1,20	0,23	0,88	1,29	14,9	13,7	12,4	60,3	16,9	10,6	0,74	5,68	8%	19%	45%	47%

Font: Elaboració pròpia amb les fonts exposades en el text. *FEROI*: taxa de retorn energètic a tots els *inputs* consumits; *EFEROI*: taxa de retorn energètic als *inputs* externs; *IFEROI*: taxa de retorn energètic als *inputs* interns; *FP/ha*: producte final per ha en GJ; *EI/ha*: *inputs* externs per ha en GJ; *BR/ha*: biomassa reutilitzada per ha en GJ; *EI/BR*: ràtio entre *inputs* externs i biomassa reutilitzada; % *LBP/FP*: percentatge de producte ramader en el producte final; % *WP/FP*: percentatge de producte forestal en el producte final.

exemples ens mostren que l'existència de densitats ramaderes sobredimensionades en relació amb la capacitat de l'alimentar-lo amb les terres de l'entorn no tan sols augmenta molt els fluxos de biomassa reutilitzada per unitat de superfície ($\frac{BR}{ha}$), sinó també els *inputs* externs ($\frac{EI}{ha}$) a causa de la importació de pinsos compostos (Padró et al., 2017; Marco et al., 2018). El resultat és l'efecte net de les dues forces en joc que cal descabdellar per entendre com es relacionen, al seu torn, amb el canvi del paisatge.

5. La pèrdua de complexitat metabòlica i territorial

La Figura 7 mostra la distribució de valors d'aquests tres indicadors, *E*, *I* i *L*, als 164 municipis de la RMB els anys 1956 i 2009. Les dues primeres variables, l'energia reinvertida (*E*) i l'energia redistribuïda per la informació del treball pagès (*I*) segons el grau de complexitat dels agroecosistemes, estan representades en els eixos horitzontal i vertical de les dues figures. La tercera variable, l'heterogeneïtat de cobertes del sòl en el paisatge corresponent (*L*), apareix indicada per la gamma de colors entre groc i verd que marca la llegenda de la dreta.

Mentre que el 1956 la majoria de punts es trobaven agrupats en valors similars, el 2009 hi ha molta dispersió. El 1956 predominaven valors intermedis-alts d'energia incorporada (*E* entre 0,6 i 0,8), intermedis d'energia redistribuïda (*I* entre 0,5 i 0,3, amb un màxim factible de 0,7 en aquest cas) i intermedis-alts d'heterogeneïtat del paisatge (*L* entre 0,6 i 0,8). Per contra, el 2009 aquell clúster de valors intermedis o intermedis-alts s'ha polaritzat en un gran arc en què pràcticament tots els punts mostren valors més baixos d'informació mesurada com a energia redistribuïda en el sistema agrari (*I* entre 0,4 i 0,1).

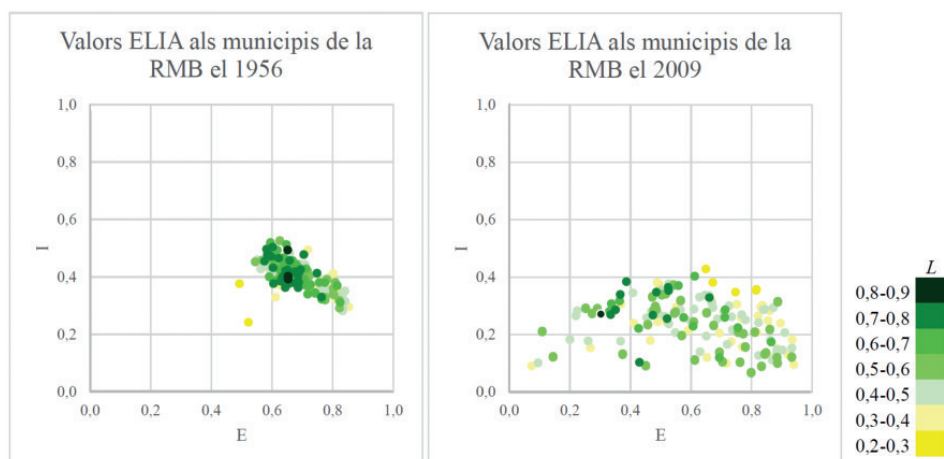
L'obertura de l'arc de la parella de valors *E-I* que observem el 2009 prové de la variació en l'energia reinvertida (*E* entre menys de 0,1 i més de 0,9). L'acumulació de proporcions altíssimes de matèria-energia

(*E* entre 0,6 i 0,9) es dona en zones boscoses abandonades amb molt poc aprofitament forestal, o cap, on hi ha una elevada propensió a patir incendis forestals (Cervera et al., 2019). A l'extrem oposat, els punts agrupats en valors molt baixos d'energia reinvertida a l'agroecosistema (*E* entre 0,1 i 0,4) són de municipis on predominen monocultius industrials intensius altament dependents d'*inputs* externs i baixa reutilització interna. En aquest tipus d'agricultura, quantitats molt elevades d'energia externa d'origen fòssil travessen el territori per extreure'n el producte desitjat sense establir cap interacció metabòlica i sinèrgica amb la vida del sòl, ni amb la que habita les cobertes vegetals del paisatge, que tendeix a destruir.

Com deia Margalef, aquest moviment horitzontal d'energia externa desintegrat dels processos ecològics «liquida» els complexos patrons de cobertes i usos del sòl que mantenien en el paisatge una certa memòria biocultural, degradant-ne la biodiversitat i els serveis ecosistèmics. Observant el racó inferior esquerre de les dades de 2009 pot semblar, a primera vista, que en aquest extrem només hi ha un nombre reduït de punts. Però això es deu al fet que aquests monocultius industrials se solen associar en la majoria de casos a granges industrials d'engreix animal on una part significativa del cultiu local és emprada com a pinso. Aleshores l'augment de *E* que això comporta desplaça el perfil cap a valors més intermedis o fins i tot alts d'energia reinvertida.

Amb una sola excepció, els pocs punts de 2009 que mantenen valors elevats d'heterogeneïtat de cobertes del sòl (*L* amb valors entre 0,6 i 0,8) continuen trobant-se en el quadrant on els agroecosistemes mantenen nivells més alts de complexitat a l'energia redistribuïda (*I* entre 0,25 i 0,4), combinats amb nivells intermedis d'energia reinvertida (*E* entre 0,3 i 0,7). Això sembla indicar una estreta relació entre nivells intermedis de recirculació interna d'energia (que acostuma a suposar una baixa dependència d'*inputs* externs no renovables malgrat la distorsió de la coexistència entre monocultius industrials i granges industrials d'engreix animal) i nivells inter-

Figura 7. Valors de *E*, *I*, *L* als municipis de la Regió Metropolitana de Barcelona.



Font: elaboració pròpia amb les fonts exposades al text. Nota: s'ha prescindit del municipi de Caldes d'Estrac perquè amb menys d'1 km² d'extensió distorsiona tots els resultats.

medis-alts d'informació a l'energia redistribuïda i d'heterogeneïtat de cobertes en els paisatges agroforestals.

6. Factors determinants del canvi a les taxes de retorn energètic

Per comprovar la hipòtesi que el factor més determinant de les variacions en el perfil energètic dels sistemes agraris ha estat la desintegració metabòlica entre els seus components agrícoles, ramaders i forestals, que ha simplificat els agroecosistemes reduint-ne la circularitat i la interconnexió de fluxos, i esvaint els paisatges culturals en mosaic, posarem a prova la seva capacitat explicativa de la variació dels rendiments energètics als municipis de la RMB. La prova-t aparellada que determina (amb la distribució t-Student segons la hipòtesi nul·la) la significació estadística de les variacions entre les dues dates mostra que, a escala comarcal, els retorns energètics als *inputs* externs (*EFEROI*) han disminuït significativament ($p = 0,003$) de 1956 a 2009, des de valors mitjans de 2,3 a 0,2. L'increment dels retorns als *inputs* interns (*IFEROI*) d'1,1 el 1956 a 1,8 el 2009 no és estadísticament significatiu amb aquest criteri ($p = 0,06$). La reducció del rendiment energètic conjunt (*FEROI*), de 0,7 el 1956 a 0,2 el 2009, és també estadísticament significatiu ($p = 0,003$).

Les anàlisis de clúster revelen que el 1956 el Barcelonès tenia un perfil completament diferent de la resta, amb valors més baixos d'*IFEROI* i *FEROI*, a causa —com ja hem vist— de la important presència d'una ramaderia urbana que calia alimentar important pinsos

de les altres comarques. L'arboricultura del Baix Llobregat i el Garraf d'una banda, i l'especialització vitícola de l'Alt Penedès i el Vallès Occidental de l'altra, les emparella com a clústers també associats entre ells, mentre que el Vallès Oriental s'emparella amb el grup anterior o amb el Maresme, amb qui compartia un pes relativament més important del bosc, segons els criteris que adoptem en les anàlisis de clúster (Figura 1). El 2009 les comarques tenen un perfil més homogeni, tot i que l'Alt Penedès, el Baix Llobregat i el Barcelonès mostren valors d'*IFEROI* més alts que la resta (tal com ja havíem observat amb el seu desplaçament cap a la dreta en la Figura 4).

A escala municipal, la disminució dels retorns energètics als *inputs* externs (*EFEROI*) entre 1956 (valor mitjà de 4,2) i 2009 (1,4) és estadísticament significativa ($p < 0,001$). L'augment dels retorns als *inputs* interns (*IFEROI*) d'1,4 a 9,5 també esdevé aquest cop significatiu ($p < 0,001$), mentre que el manteniment d'un valor mitjà de 0,9 als retorns energètics conjunts (*FEROI*) no és significatiu ($p = 0,9$). L'anàlisi de regressió mostra que la variació de tots tres indicadors pot explicar-se amb una combinació de les proporcions que la producció forestal (*WP*) i la producció ramadera (*LBP*) representen en relació amb la producció final agrària (*FP*), de manera que augmenten en fer-ho $\frac{WP}{FP}$ i disminueixen en augmentar $\frac{LBP}{FP}$ (Taula 2).

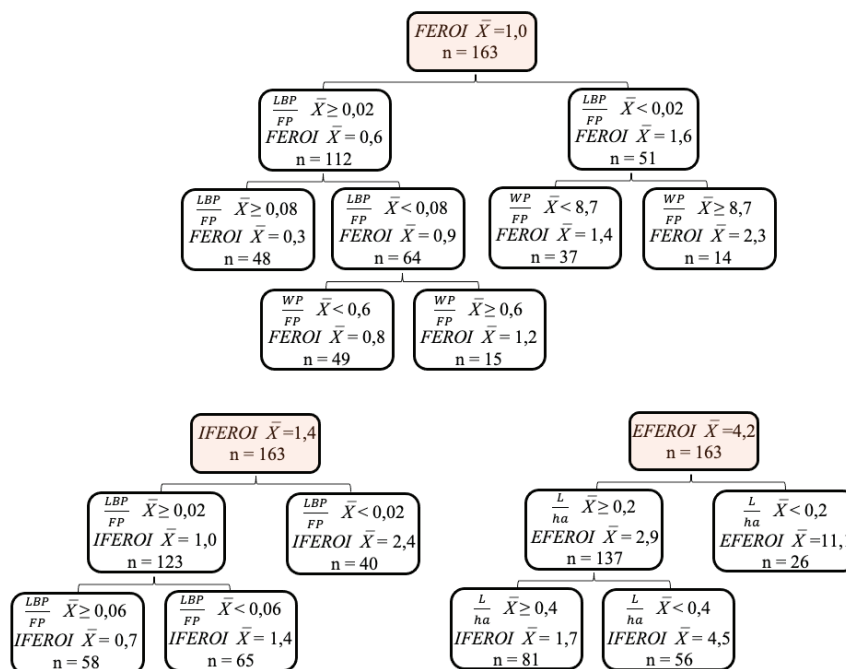
L'anàlisi mitjançant arbres de regressió també mostra una gran influència de la proporció ramadera ($\frac{LBP}{FP}$) en els retorns energètics interns (*IFEROI*) i conjunts (*FEROI*), però hi introdueix la intensitat de treball per hec-

Taula 2. Models de regressió no lineal d'*EFEROI*, *IFEROI* i *FEROI* per a 1956.

Variable dependent	Models		
	Terme independent	Variables independents	
EFEROI	-7,2 ($p < 0,001$)	$5,4 * \exp(WP/FP)$ ($p < 0,001$)	$-1,0 * \log(LBP/FP)$ ($p < 0,001$)
IFEROI	-0,8 ($p < 0,05$)	$0,8 * (LBP/FP)^{0,26}$ ($p < 0,05$; $p < 0,001$)	$0,5 * (WP/FP)$ ($p < 0,001$)
FEROI	-1,9 ($p < 0,001$)	$0,5 * \exp(WP/FP)$ ($p < 0,01$)	$1,3 * (LBP/FP)^{0,16}$ ($p < 0,001$; $p < 0,001$)

Font: Elaboració pròpia amb les fonts exposades en el text. Nota: WP/FP: proporció de producció forestal en el producte final. LBP/FP: proporció de producció ramadera en el producte final.

Figura 8. Arbres de regressió dels factors determinants dels valors *EFEROI-IFEROI-FEROI* amb el pes del bosc, la ramaderia i la intensitat de treball (1956).



Font: elaboració pròpia amb les fonts exposades al text. Nota: s'ha prescindit del municipi de Caldes d'Estrac perquè amb menys d'1 km² d'extensió distorsiona tots els resultats.

tàrea ($\frac{L}{ha}$) com a única variable explicativa significativa dels retorns externs (*EFEROI*), i redueix l'impacte de la producció forestal en els retorns finals conjunts (*FEROI*) a un paper secundari (Figura 8).

Tanmateix, en aplicar les mateixes anàlisis a les dades de 2009 els resultats no mostren cap mena de relacions entre aquestes variables que resultin estadísticament significatives. Ho interpretem com una mostra addicional de la desintegració entre els components dels agroecosistemes que s'expressa territorialment en una polarització en la distribució espacial d'usos i cobertes del sòl, i una pèrdua de l'anterior congruència dels mosaics agroforestals.

7. Pèrdua de circularitat metabòlica agrària i de paisatges en mosaic

Finalment, pot aquesta pèrdua de circularitat i complexitat metabòlica explicar les variacions de la complexitat dels paisatges agraris (L_e mesurada amb les cobertes del sòl heterogènies i ben connectades) d'aquests municipis? Per cercar una resposta relacionem la variació dels valors de diversitat i connectivitat ecològica del paisatge (L_e) amb els dos indicadors de circularitat metabòlica de l'activitat agrària que tenim: la proporció de biomassa reutilitzada en els *inputs* totals invertits ($\frac{BR}{EI+BR}$) en el model multi-EROI, i la proporció d'energia (*E*) que roman temporalment acumulada dins l'agroecosistema en el model ELIA. En la Figura 10 veiem que els valors L_e de 1956 eren força alts (0,67 de mitjana) i mantenien una estreta correlació amb valors intermedis i alts de $\frac{BR}{EI+BR}$ (0,68 de mitjana), que encara apareixen més concentrats si prenem *E* com a variable de circularitat (0,70 de mitjana). El 2009 tots els valors d'aquestes variables han disminuït i

s'han dispersat. La mitjana de L_e és 0,38 i 0,12 la de $\frac{BR}{EI+BR}$. Tot i haver disminuït deu punts, la *E* mitjana es

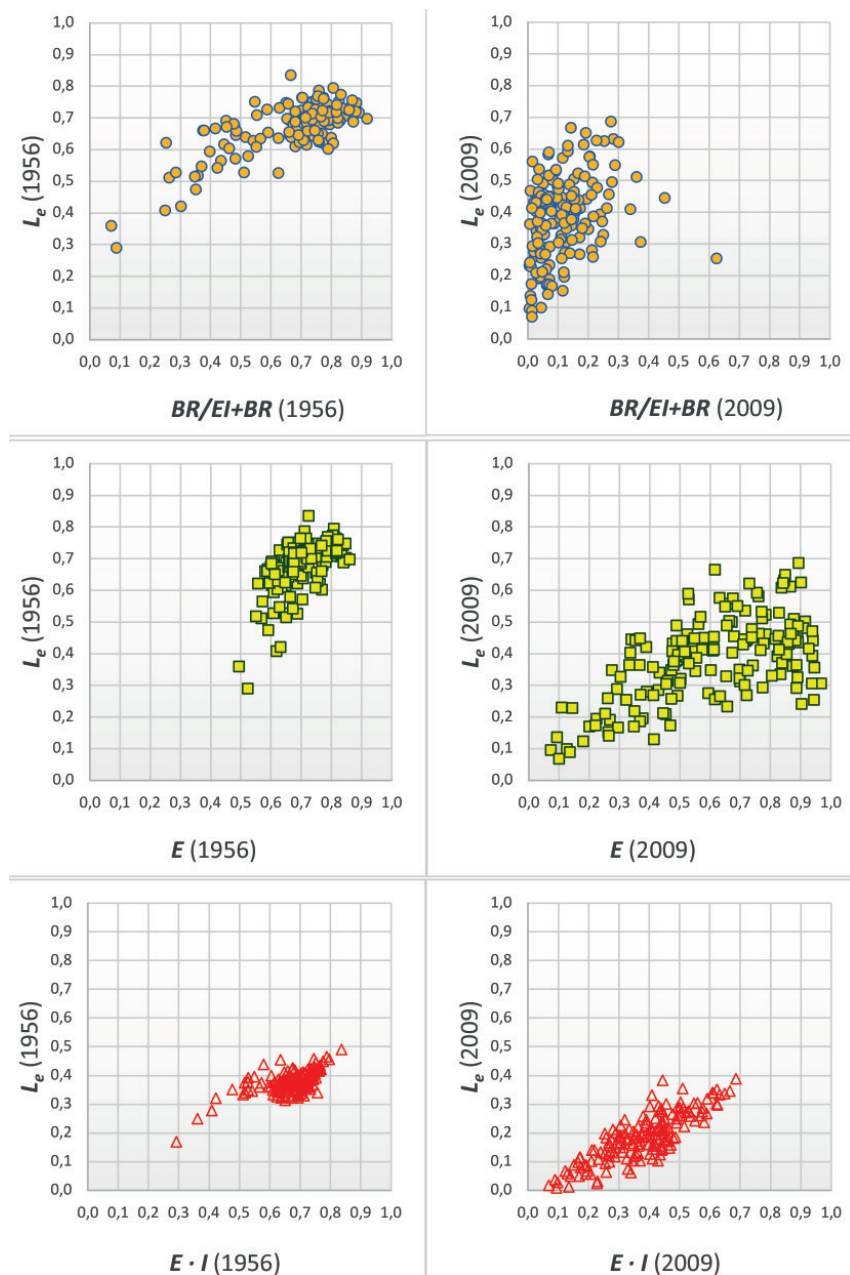
manté a 0,60 a causa de la biomassa que s'acumula als boscos poc explotats o abandonats.

Els dos indicadors de circularitat metabòlica agrària mesuren coses diferents i complementàries. Si, com es veu a la part inferior de la Figura 9, correlacionem els valors de diversitat i connectivitat paisatgística (L_e) amb la interacció entre la informació incorporada a la complexitat de l'agroecosistema i l'energia que hi recircula (*E-I*, normalitzat per al valor màxim que pot prendre aquest producte), constatem novament que els valors han disminuït i s'han dispersat entre 1956 i 2009. El 1956 les mitjanes eren de 0,67 la de L_e i de 0,38 la de *E-I*. El 2009, la de L_e s'havia reduït a 0,38, i a 0,19 la de *E-I*.

8. Conclusió

En aquest article hem cercat de corroborar que Ramon Margalef tenia raó quan relacionava l'esvaïment dels paisatges agraris en mosaic amb l'impacte dels augments d'energia externa aplicada per l'agricultura i la ramaderia plenament industrials posteriors a la revolució verda, emprant com a evidència les dades disponibles en les estadístiques agràries i forestals de la província de Barcelona i el canvi d'usos del sòl en els municipis de la RMB entre 1956 i 2009. Per fer-ho, hem combinat els indicadors del model bioeconòmic circular del metabolisme social agrari, que anomenem multi-EROI, i el model ELIA, que analitza la relació energia-paisatge de forma integrada. Tot i l'inevitable soroll i els biaixos introduïts per les importants limitacions de la informació estadística disponible, els resultats avalen empíricament la hipòtesi formulada per Margalef.

Figura 9. Correlació de la complexitat del paisatge (L_e) amb la circularitat energètica ($\frac{BR}{EI+ER}$ i E), i la relació energia reutilitzada-redistribuïda ($E \cdot I$) el 1956 i el 2009.



Font: Elaboració pròpia amb les fonts exposades en el text.

D'aquest resultat, i també de les dificultats analítiques que ha calgut resoldre per arribar-hi, se'n desprenen dues conclusions. La primera és de caire metodològic. La creixent dependència de les activitats agràries industrials d'*inputs* externs provinents directament o indirecta de combustibles fòssils, i la corresponent davallada de les taxes de retorn a la seva despesa energètica (*EROI*), són fets que es coneixen des de fa gairebé cinquanta anys malgrat no haver-hi prestat l'atenció que es mereixen (Hercher-Pasteur et al., 2020; Pimentel et al., 1973; Naredo i Campos, 1980). Tanmateix, per poder corroborar la hipòtesi de Margalef ha calgut aplicar l'anàlisi energètica dels sistemes agraris d'una nova forma circular que tregui a la llum la importància dels fluxos d'energia que recircula i roman temporalment emmagatzemada als agroecosistemes (Tello et al., 2016; Guzmán Casado i González de Molina, 2017).

La circularitat bioeconòmica és cabdal per incorporar una visió reproductiva dels béns fons de l'agroecosistema que connecti els indicadors energètics amb els d'ecologia del paisatge mitjançant l'anàlisi de la complexitat d'integració entre béns fons i fluxos (Marull et al., 2016, 2019). Només interrelacionant les mètriques i indicadors biofísics de l'economia ecològica, l'ecologia del paisatge i l'agroecologia podem entendre degudament el complex funcionament dels paisatges agroecològics.

L'altra conclusió té rellevància política: la via de sortida a la trampa energètica de l'agricultura industrial no pot ser cap altra que una nova transició cap a nous territoris agroecològics on la millora de l'eficiència depengui de la diversitat, la integració i la complexitat de béns fons vius a través del tancament de cicles sociometa-

bòlics (Altieri i Nicholls, 2012; FAO, 2018; Wezel, 2016).

Agraïments i finançament

Aquest treball has estat dut a terme dins dels projectes coordinats de recerca RTI2018-093970-B-C32 i RTI2018-093970-B-C33 finançats pel Ministeri de Ciència i Innovació d'Espanya (MCIU/AEI/FEDER, UE) dins dels Projectes Excel·lència i Projectes Reptes de l'Agència Estatal d'Investigació (2019-2021).

Referències bibliogràfiques

ALTIERI, Miguel (1999). «The ecological role of biodiversity in agroecosystems». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74:19-31. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50019-9.50005-4>

ALTIERI, Miguel; NICHOLLS, Clara (2012). «Agroecology Scaling Up for Food Sovereignty and Resiliency», en: LICHTFOUSE, E. (ed.), *Sustainable Agriculture Reviews*, vol. 11. Cham: Springer, pàg. 1-29. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5449-2_1

BARÓ, Francesc; PALOMO, Ignacio; ZULIAN, Grazia; VIZCAÍNO, Pilar; HAASE, Dagmar; GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik (2016). «Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region». *Land Use Policy*, 57:405-417. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.006>

CARDINALE, Bradley J.; DUFFY, J. Emmett; GONZALEZ, Andrew; HOOPER, David U.; PERRINGS, Charles; VENAIL, Patrick; NARWANI, Anita; MACE, Georgina M.; TILMAN, David; WARDLE, David A.; KINZIG, Ann P.; DAILY, Gretchen C.; LOREAU, Michel; GRACE, James B.; LARIGAUDERIE, Anne; SRIVASTAVA, Diane S.; NAEEM, Shahid (2012). «Biodiversity loss and its impact on humanity». *Nature*, 486:56-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CATTANEO, C.; MARULL, J.; TELLO, E. (2018). «Landscape Agroecology. The Dysfunctionalities of Industrial Agriculture and the Loss of the Circular Bioeconomy in the Barcelona Region, 1956-2009». *Sustainability*, 10:4722-4744. <https://www.mdpi.com/2071-1050/10/12/4722>

CATTANEO, Claudio; TELLO, Enric; MARULL, Joan (2019). «La pèrdua de sostenibilitat de l'agricultura industrial. El cas del Vallès (1956-2009)». *Ponències Revista del Centre d'Estudis de Granollers*, 23:91-115. <https://www.raco.cat/index.php/Ponencies/issue/view/28305>

CLARK, Michael A.; DOMINGO, Nina G. G.; COLGAN, Kimberly; THAKRAR, Sumil K.; TILMAN, David; LYNCH, John; AZEVEDO, Inés L.; HILL, Jason D. (2020). «Global food system emissions could preclude achieving the 1.5° and 2 °C climate change targets». *Science*, 370 (6517):705-708. <https://science.sciencemag.org/content/370/6517/705/tab-pdf>

DEPIETRI, Yaella; KALLIS, Giorgos; BARÓ, Francesc; CATTANEO, Claudio (2016). «The urban political ecology of ecosystem services: The case of Barcelona». *Ecological Economics*, 125:83-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.003>

EUROPEAN COMMISSION (2014). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 2nd Report – Final*. Brussel·les: European Union Publication Office. <https://doi.org/10.2779/75203>

FAO (2018). *Scaling Up Agroecology to Achieve the Sustainable Development Goals*. Roma: FAO. <http://www.fao.org/3/ca3666en/ca3666en.pdf>

FONT, Carme; PADRÓ, Roc; CATTANEO, Claudio; MARULL, Joan; TELLO, Enric; ALABERT, Aureli; FARRÉ, Mercè (2020). «How farmers shape cultural landscapes. Dealing with information in farm systems (Vallès County, Catalonia, 1860)». *Ecological Indicators*, 112:106104. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106104>

GEERTSEMA, Willemien; ROSSING, Walter A. H.; LANDIS, Douglas A.; BIANCHI, Felix J. J. A.; VAN RIJN, Paul C. J.; SCHAMINÉE, Joop H. J.; TSCHARNTKE, Teja; VAN DER WERF, Wopke (2016). «Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture». *Frontiers in Ecology and Environment*, 14(4):209-216. <https://doi.org/10.1002/fee.1258>

GUZMÁN CASADO, Gloria I.; GONZÁLEZ DE MOLINA, Manuel (eds.) (2017). *Energy in Agroecosystems. A Tool for Assessing Sustainability*. Boca Raton: CRC Press.

GIAMPIETRO, Mario; MAYUMI, Kozo, SORMAN, Alevgul H. (2013). *Energy analysis for a sustainable future: multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism*. Oxon: Routledge.

HERCHER-PASTEUR, Jean; LOISEAU, Eleonor, SINFORT, Carole; HÉLIAS, Arnaud (2020). «Energetic assessment of the agricultural production system. A review». *Agromony for Sustainable Development*, 40, 29. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00627-2>

HO, Mae-Wan; ULANOWICZ, Robert (2005). «Sustainable systems as organisms?». *Biosystems*, 82(1):39-51. <https://doi.org/10.1016/j.biosystems.2005.05.009>

HO, Mae-Wan (2013). «Circular Thermodynamics of Organisms and Sustainable Systems». *Systems*, 1(3):30-49; <https://doi.org/10.3390/systems1030030>

LEACH, Gerald (1976). *Energy and Food Production*. Gifford: IPC Science and Technology Press.

LOREAU, Michel; MOUQUET, Nicolas; GONZALEZ, Andrew (2003). «Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 100(22):12765-12770. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235465100>

MARCO, I.; PADRÓ, R.; CATTANEO, C.; CARAVACA, J.; TELLO, E. (2018). «From vineyards to feedlots: A fund-flow scanning of sociometabolic transitions in the Vallès County (Catalonia, 1860-1956-1999)». *Regional Environmental Change* 18(4):981-993. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1172-y>

MARGALEF, Ramon (2006[1973]). «Ecological theory an prediction in the study of the interaction between man and the rest of the biosphere», en: SICHT, H. (ed.),

Ökologie und Lebensschutz in internationaler Sicht. Friburg: Rombach, pàg. 307-353; reeditat i traduït al català i al castellà a *Medi Ambient. Tecnologia i Cultura*, 38:39-61, 82-94, 114-125.

MARGALEF, Ramon (1989). *La ecología*. Barcelona: Diputació de Barcelona.

MARGALEF, Ramon (1993). *Teoría de los sistemas ecológicos*, 2a edició. Barcelona: Publicacions de la Universitat de Barcelona.

MARGALEF, Ramon (2005). «Acelerada inversión en la topología de los sistemas epicontinentales humanizados», en: NAREDO, José Manuel; GUTIÉRREZ, José (eds.). *La incidencia de la especie humana sobre la faz de la Tierra (1955-2005)*. Granada: Universidad de Granada / Fundación César Manrique, pàg. 217-222.

MARULL, Joan; PINO, Joan; TELLO, Enric; CORDOBILLA, María José (2010). «Social metabolism, landscape change and land-use planning in the Barcelona Metropolitan Region». *Land Use Policy*, 27:497-510. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.004>

MARULL, Joan; FONT, Carme; PADRÓ, Roc; TELLO, Enric; PANAZZOLO, Andrea (2016). «Energy-Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agroecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000)». *Ecological Indicators*, 66:30-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.015>

MARULL, Joan; HERRANDO, Sergi; BROTONS, Lluís; MELERO, Yolanda; PINO, Joan; CATTANEO, Claudio; PONS, Manel; LLOBET, Jordi; TELLO, Enric (2019). «Building on Margalef: Testing the links between landscape structure, energy and information flows driven by farming and biodiversity». *Science of The Total Environment*, 674:603-614. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.129>

MEA (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Washington DC: Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>

NAREDO, José Manuel; CAMPOS, Pablo (1980). «Los balances energéticos de la agricultura española». *Agricultura y Sociedad*, 15:17-113. <https://digital.csic.es/handle/10261/20594>

O'NEILL, Daniel W.; FANNING, Andrew L.; LAMB, William F.; STEINBERGER, Julia K. (2018). «A good life for all within planetary boundaries». *Nature Sustainability*, 1: 88-95. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0021-4>

PADRÓ, Roc; MARCO, Inés; CATTANEO, Claudio; CARAVACA, Jonathan; TELLO, Enric (2017). «Does Your Landscape Mirror What You Eat? A Long-Term Socio-metabolic Analysis of a Local Food System in Vallès County (Spain, 1860–1956–1999)», en: FRAŇKOVÁ, E.; HAAS, W.; SING, Simron J. (eds.), *Socio-metabolic Perspectives on the Sustainability of Local Food Systems. Insights for Science, Policy and Practice*, Nova York: Springer, pàg. 133-164. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69236-4_5

PERFECTO, Ivette; VANDERMEER, John (2010). «The agroecological matrix as alternative to the landsparing agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 107(13):5786-5791. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905455107>

PIMENTEL, David; HURD, L. E.; BELLOTTI, A. C.; FORSTER, M. J.; OKA, I. N.; SHOLES, O. D.; WHITMAN, R. J. (1973). «Food Production and the Energy Crisis». *Science*, 182(4111):443-449. DOI: 10.1126/science.182.4111.443

POTSCHIN-YOUNG, M.; HAINES-YOUNG, R.; GÖRG, C., HEINK, U.; JAX, K.; SCHLEYER, C. (2018). «Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade». *Ecosystem Services*, 29:428-440. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>

SHEA, Katrina; ROXBURGH, Stephen H.; RAUSCHERT, Emily S. J. (2004). «Moving from pattern to process: coexistence mechanisms under intermediate disturbance regimes». *Ecology Letters*, 7:491-508. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00600.x>

STEFFEN, Will; RICHARDSON, Katherine; ROCKSTRÖM, Johan; CORNELL, Sarah E.; FETZER, Ingo; BENNETT, Elena M.; BIGGS, Reinette; CARPENTER, Stephen R.; DE VRIES, Wim; DE WIT, Cynthia A.; FOLKE, Carl; GERTEN, Dieter; HEINKE, Jens; MACE, Georgina M.; PERSSON, Linn M.; RAMANATHAN, Veerabhadran; REYERS, Belinda i SÖRLIN, Sverker (2015). «Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet». *Science*, 347 (6223): 1259855-1-10. <https://science.sciencemag.org/content/347/6223/1259855>

TELLO, E.; GALÁN, E.; SACRISTÁN, V.; CUNFER, G.; GUZMÁN, G. I.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; KRAUSMANN, F.; GINGRICH, S.; PADRÓ, R.; MARCO, I.; MORENO-DELGADO, D. (2016). «Opening the black box of energy throughputs in farm systems: A decomposition analysis between the energy returns to external inputs, internal biomass reuses and total inputs consumed (the Valles County, Catalonia, c.1860 and 1999)». *Ecological Economics*, 121:160-174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.11.012>

TELLO, Enric; GONZÁLEZ DE MOLINA, Manuel (2017a). «Methodological Challenges and General Criteria for Assessing and Designing Local Sustainable Agri-Food Systems: A Socio-Ecological Approach at Landscape Level», en: FRAŇKOVÁ, E.; HAAS, W.; SIMRON J. SINGH, S. J. (eds.), *Socio-metabolic Perspectives on the Sustainability of Local Food Systems. Insights for Science, Policy and Practice*, Nova York: Springer, 27-68. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69236-4_2

TELLO, Enric; MARCO, Inés; PADRÓ, Roc; CARAVACA, Jonathan; GÓMEZ, Laura; CATTANEO, Claudio; MARULL, Joan; COLL, Francesc; GARRABOU, Ramon; CUSSÓ, Xavier; SACRISTÁN, Vera; FONT, Carme; GALÁN DEL CASTILLO, Elena; OLARIETA, José Ramon (2017b). «Sinèrgies entre fluxos d'energia i materials agraris, i l'estat ecològic del territori: l'exemple del Vallès (1860-1999)», en: CUADROS VILA, Ignasi; FORT MARRUGAT, Oriol (eds.), *Recursos i territori. Perspectiva històrica i nous equilibris. Actes del XX Congrés de la CCEPC (Manresa, 21 i 22 d'octubre de 2016)*. Valls: Cossetània Edicions, pàg. 13-37.

TSCHARNTKE, Teja; TYLIANAKIS, Jason M.; RAND, Tatyana A.; DIDHAM, Raphael K.; FAHRIG, Lenore; BATÁRY, Peter; BENGTTSSON, Janne; CLOUGH, Yann; CRIST, Thomas O.; DORMANN, Carsten F.; EWERS, Robert M.; FRÜND, Jochen; HOLT, Robert D.; HOLZSCHUH, Andrea; KLEIN, Alexandra M.; KLEIJN, David; KREMEN, Claire; LANDIS, Doug A.; LAURANCE, William; LINDENMAYER, David; SCHERBER, Christoph; SODHI, Navjot; STEFFAN-DEWENTER, Ingolf; THIES, Carsten; VAN DER PUTTEN, Wim H.; WESTPHAL, Catrin (2012a). «Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses». *Biological Reviews*, 87: 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

TSCHARNTKE, Teja; CLOUGH, Yann; WANGER, Thomas C., JACKSON, Louise; MOTZKE, Iris; PERFECTO, Ivette; VANDERMEER, John; WHITBREAD, Anthony (2012b). Global food security, biodiversity conservation and the fu-

ture of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151: 53-59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

VFRANKEN, Isabelle; BAUDRY, Jacques; AUBINET, Marc; VISSER, Marjolein; BOGAERT, Jan (2014). A review on the use of entropy in landscape ecology: heterogeneity, unpredictability, scale dependence and their links with thermodynamics. *Landscape Ecology*, 30: 51-65. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0105-0>

WEZEL, Alexander; BRIVES, H., CASAGRANDE, M., CLÉMENT, C.; DUFOUR, A. i VANDENBROUCKE, P. (2016). Agroecology territories: places for sustainable agricultural and food systems and biodiversity conservation. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(2):132-144. <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1115799>

1. Introducció

1.1. Biodiversitat, valor natural i serveis ecosistèmics

1.2. Biodiversitat i infraestructura verda: conceptes de valor natural i servei ecosistèmic

1.3. Metròpoli, infraestructura verda i biodiversitat

2. El cas de l'AMB: estat del coneixement i valor de la biodiversitat

2.1. Primers índexs de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat

2.2. El futur de la informació sobre la biodiversitat metropolitana: la ciència ciutadana

3. Biodiversitat, infraestructura verda i serveis ecosistèmics a l'AMB

4. El funcionament de la biodiversitat metropolitana: alguns exemples

4.1. Les poblacions de papallones diürnes dels jardins de Barcelona

4.2. Les comunitats dels boscos de les planes metropolitanes

6. Referències

1. Introducció

1.1. Biodiversitat, valor natural i serveis ecosistèmics

Els anys 80 del segle xx, Sir Edward O. Wilson va definir la biodiversitat com «la varietat de la vida». Tot i que l'accepció més corrent del terme fa referència a la varietat d'organismes, en la seva concepció més àmplia hi tenen cabuda aspectes relacionats amb l'estructura, la composició i el funcionament de nivells d'organització de la vida molt diversos, que van des dels gens fins als biomes sencers, passant per les espècies, les comunitats, els ecosistemes i els paisatges. El terme ha anat prenent importància a mesura que la humanitat posa en risc la conservació d'organismes i sistemes fins a posar en risc també la seva pròpia supervivència com a espècie. L'ús del terme es popularitzà i s'estengué cap a àmbits socioculturals i econòmics a partir del Conveni sobre Diversitat Biològica (CBD), signat a la Conferència de les Nacions Unides per al Medi Ambient i el Desenvolupament de Rio de Janeiro de 1992. Els darrers anys, la crisi de la biodiversitat ha estat posada en relleu en els darrers informes dels panells intergovernamentals de la biodiversitat i els serveis ecosistèmics (IPBES) i del canvi climàtic (IPCC), que recalquen la dramàtica pèrdua d'espècies i hàbitats a nivell global i la necessitat de desenvolupar mecanismes per protegir-los. El 2020, però, aquesta necessitat ha pres una nova dimensió en el marc de la crisi de la covid-19, que ha fet palesa la relació entre l'alteració d'uns determinats sistemes naturals (per exemple, la desforestació de boscos tropicals) i l'expansió de malalties noves.

La necessitat d'actuar contra aquesta crisi de la biodiversitat ve de lluny (podem esmentar, entre d'altres, el llibre ja clàssic de Carson [1962], que alertava sobre els efectes dels pesticides sobre les comunitats d'ocells). En conseqüència, el segle xx es va caracteritzar pel desenvolupament d'estratègies per a la conservació de la biodiversitat, concretades en el desplegament de les xarxes d'espais protegits, prèvia identificació dels seus valors naturals. Precisament, la valoració del patrimoni natural i de la biodiversitat ha estat un element no exempt de controvèrsia en el desenvolupament d'aquestes estratègies (vegeu, per exemple, Mallarach, 1993; Marull et al., 2005). S'han proposat un gran nombre de criteris a nivell d'espècie, d'hàbitat o d'espai natural, que inclouen la riquesa, la

rareza, el grau d'amenaça, la singularitat o simplement la rellevància de les espècies per a l'hàbitat o dels hàbitats per a l'espai natural. Pel que fa a aquest darrer nivell, també s'han proposat criteris molt diversos, que inclouen la singularitat, la naturalitat, la integritat o la representativitat (Mallarach, 1999; Justus i Sarkar, 2002). I, sovint, la norma més emprada ha estat la disponibilitat d'informació, certament poc relacionada amb allò que coneixem —i que hauríem de conèixer— dels sistemes naturals i els organismes que hi viuen.

1.2. Biodiversitat i infraestructura verda: conceptes de valor natural i servei ecosistèmic

En qualsevol cas, la biodiversitat té també un paper important com a suport de funcions ecosistèmiques clau, que sovint no queda reflectit en aquests criteris de valoració més clàssics i centrats especialment en els seus valors naturals (Basnou et al., 2020). Aquest paper funcional és, al seu torn, responsable del proveïment d'un seguit de serveis ecosistèmics a la societat, d'aprovisionament, de regulació i fins i tot culturals (Maes et al., 2012; Harrison et al., 2014). La quantificació i cartografia d'aquest paper funcional de la biodiversitat i dels serveis que proporciona topa, però, amb entrebancs conceptuals i metodològics, com la manca d'indicadors o la poca disponibilitat de cartografia dels elements més comuns de la biodiversitat (Baró et al., 2015; Maes et al., 2015). Sovint, aquests indicadors cartogràfics que en resulten fan referència a un concepte molt genèric de biodiversitat, com els ecosistemes (vegeu el cas dels boscos a www.observatoriforestal.cat/serveis-ecositemics/) o fins i tot les cobertes del sòl (www.sitxell.eu/ca/mapa_serveiseecositemics.asp, per a la província de Barcelona). D'altra banda, la introducció del concepte de *servei* ha representat un canvi important de paradigma en la valoració de la biodiversitat (Basnou et al., 2015; Basnou et al., 2020), basat tradicionalment en el seu valor intrínsec derivat de la seva rareza, amenaça o representativitat. Aquesta concepció més utilitarista de la conservació pot tenir efectes importants —i no sempre desitjables— en aspectes com la planificació i la gestió de les àrees protegides (Basnou et al., 2015).

En aquest sentit, és ben conegut que aquest nou paradigma ha donat suport al desenvolupament conceptual i al desplegament territorial de l'anomenada infraestructura verda, entesa com una xarxa planificada

d'espais verds naturals i seminaturals, dissenyada i gestionada per tal de proporcionar una gran varietat de serveis ecosistèmics (EC, 2013). El concepte d'infraestructura verda té el potencial de millorar el planejament territorial per aconseguir beneficis ambientals, econòmics i socials basant-se en una concepció més holística de la relació entre els sistemes socials i ecològics (Hansen i Pauleit, 2014). El seu desplegament sovint topa, però, amb reptes afegits de tipus territorial i social, atès que sovint comporta un increment del territori protegit o almenys sotmès a restriccions d'ús. També comporta reptes perquè s'ha de combinar amb les estratègies de conservació de la biodiversitat i la restauració d'ecosistemes que pretenen iniciatives com la Xarxa Natura 2000, tal com recullen l'Estratègia Europea per a la Biodiversitat (<http://biodiversity.europa.eu/policy>) i altres iniciatives de la UE. En qualsevol cas, podem dir que el desplegament d'infraestructura verda és el que pot materialitzar millor la conservació d'una part substancial de l'anomenada matriu territorial —definida com el conjunt del territori i dels processos que hi tenen lloc i essencial per assegurar el funcionament ecològic del territori i la provisió de serveis (Pino i Rodà, 1999; Pino et al., 2003; Marull i Pino, 2008). Alguns instruments de planificació contemplan la protecció de la matriu territorial, com el Pla Territorial Metropolità de Barcelona (territori.gencat.cat/ca/01_departament/documentacio/territori-i-urbanisme/ordenacio_territorial/pla_territorial_ambit_metropolitana/index.html) i el Pla Director Urbanístic de l'Àrea Metropolitana de Barcelona (urbanisme.amb.cat/).

1.3. Metròpoli, infraestructura verda i biodiversitat

La conca mediterrània és considerada un *hot spot* mundial de biodiversitat, és a dir, un dels territoris del planeta amb més concentració d'espècies i comunitats d'interès per a la conservació (Myers et al., 2000). A escala europea destaca també pel grau d'amenaça de molts dels seus hàbitats i organismes, fruit de la concentració de diversos factors associats al canvi global (Sala et al., 2000; Petit et al., 2001; Doblas-Miranda et al., 2017). D'altra banda, cada cop hi ha més consciència de la importància de conservar la biodiversitat a les ciutats i a les seves àrees metropolitanes, per tal d'assegurar el seu desenvolupament sostenible i l'accés de la població als béns i serveis que aquella proporciona. Actualment, la meitat de la població mundial viu en àrees metropolitanes, i sembla que aquest nombre pot augmentar fins els 6.500 milions el 2050 (Ritchie, 2018). A Europa s'espera que un 84% de la població visqui en ciutats el 2050 (UN, 2019). En conseqüència, la importància de les ciutats en la conservació de la infraestructura verda i la provisió dels serveis ecosistèmics associats a la biodiversitat és ben palesa en les polítiques de recerca, planificació i conservació de la UE, i serà també un element clau de les diverses estratègies europees per als propers anys. La UE va adquirir el compromís de protegir la seva biodiversitat com a part de la seva visió 2050, dins l'Estratègia de Biodiversitat de la UE, adoptada el maig de 2011 (<http://biodiversity.europa.eu/policy>). La seva acció 6 estableix que la Comissió Europea desenvoluparà una estratègia d'infraestructura verda a la UE, incloent-hi les zones naturals, rurals i urbanes, i les àrees metropolitanes hi jugaran un paper clau perquè sovint acullen zones dels tres tipus i per la seva

importància territorial en moltes regions europees. Tanmateix, el seu gran dinamisme comporta reptes importants en la conservació dels seus valors naturals, atès que aquests canvis sovint es tradueixen en fortes pressions sobre el territori i sobre els seus organismes i hàbitats (Pino et al., 2009; Rojas et al., 2013).

Cal, per tant, conèixer aquesta biodiversitat metropolitana per tal d'avaluar el seu paper en la constitució d'aquesta infraestructura verda i en la provisió de serveis ecosistèmics. No obstant això, la prospecció i valoració de la biodiversitat s'ha concentrat tradicionalment a les àrees amb un valor de conservació més elevat, sovint ja incloses en els sistemes d'espais naturals protegits, mentre que moltes àrees periurbanes o simplement rurals han estat força menystingudes. Cal, per tant, estendre la valoració del patrimoni natural i la biodiversitat al conjunt del territori, i això només és possible amb criteris homogenis per a la seva totalitat. Aquesta aproximació contínua ha esdevingut possible amb el desenvolupament i la generalització dels mètodes de classificació automàtica i de teledetecció, combinats amb les eines SIG (per exemple, Marull et al., 2005).

2. El cas de l'AMB: estat del coneixement i valor de la biodiversitat

2.1. Primers índexs de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat

Amb una població total de gairebé 3,24 milions d'habitants, una extensió de 636 km² i una densitat de població de prop de 5.093 hab./km², l'Àrea Metropolitana de Barcelona (AMB en endavant) és un territori especialment transformat, amb un 48% de la seva superfície construïda, un 10% de zones agrícoles i la resta integrada per cobertes naturals i seminaturals (www.amb.cat/s/web/area-metropolitana/area-metropolitana.html). Bona part de la seva biodiversitat és protegida sota diverses figures territorials (parcs naturals, reserves naturals, espais del PEIN i la Xarxa Natura 2000, etc.). Tanmateix, les fortes pressions que incideixen sobre els organismes i els hàbitats justifiquen la necessitat d'actualitzar periòdicament la diagnosi del seu estat de conservació. L'elevada densitat de població i la transformació del paisatge associada determinen fortes pressions sobre el patrimoni natural d'aquest territori, en forma de contaminació de l'aire, l'aigua i els sòls, canvi d'usos del sòl, fragmentació per infraestructures, freqüentació antròpica i invasions biològiques. Tot i això, el territori acull encara una elevada biodiversitat, fruit de diversos factors a causa de la seva situació a la costa mediterrània, que, com ja s'ha esmentat, és un dels *hot spots* mundials de biodiversitat. A més, aquesta costa forma part de les rutes migratòries de la Mediterrània occidental, entre Europa i el continent africà, que fa servir un gran nombre d'espècies d'ocells, ratpenats i papallones. D'altra banda, l'AMB és un ecotò entre les províncies biogeogràfiques Mediterrània Septentrional i Mediterrània Meridional, amb el riu Llobregat com a frontera, cosa que permet la coexistència de les flors i faunes d'ambdós territoris. Finalment, l'existència d'un paisatge divers, fruit de la diversitat climàtica i topogràfica, i d'una llarga interacció amb l'activitat humana, permet la coexistència d'espècies i hàbitats amb requeriments ecològics molt diversos.

Pino i Basnou (2013) van dur a terme la primera diagnosi de l'estat de coneixement i del valor de la biodiversitat a l'AMB. L'estudi va consistir en una recopilació *ad hoc* de la informació disponible per a tres àmbits territorials: els municipis, els espais naturals protegits i el conjunt de l'AMB. La informació recollida als municipis i espais naturals protegits, mitjançant consultes a internet i contactes amb els tècnics i responsables de les àrees de medi ambient i de gestió de la biodiversitat, es va fer servir per avaluar l'estat de coneixement de la biodiversitat a partir de quatre indicadors bàsics:

- CB: proporció de components de la biodiversitat amb informació disponible (valor entre 0 i 1).
- G: existència de guies de biodiversitat, tant per a l'entorn natural com per al medi urbà. Pren valors de 0 i 1 per la presència i absència de guies, respectivament, i de 0,5 quan la informació és només en format pòster.
- BD: organització de la informació en bases de dades accessibles al públic (valor 0/1).
- C: existència de cartografia digital, tant en format SIG com en format pdf (valors entre 0 i 1, en funció de la quantitat i qualitat de la cartografia).

Amb aquesta informació van construir un primer índex sintètic de l'estat de coneixement de la biodiversitat, format per la suma dels quatre components. Els resultats són del tot preliminars perquè es va poder contactar directament amb tots els municipis i les dades es van haver d'obtenir en bona part per mètodes menys directes, com la consulta a internet i a persones i col·lectius relacionats amb els municipis no contactats. Amb tot, mostren que l'Àrea Metropolitana de Barcelona disposa de força informació sobre la seva biodiversitat però que bona part d'aquesta informació o bé no disposa d'una cartografia associada o bé es troba relativament dispersa i no és prou homogènia per a una anàlisi adequada del conjunt del territori. Combinant els valors de l'índex resultant, obtingut per municipis i per espais protegits, es pot observar a més una gran heterogeneïtat territorial en el coneixement de la biodiversitat. El grau de coneixement a escala municipal és força desigual, amb màxims en alguns municipis de la primera corona metropolitana (Barcelona i Badalona) i especialment als municipis del delta del Llobregat (especialment al Prat de Llobregat, però també a Gavà i Viladecans). En canvi, és especialment baix als municipis dels contraforts de la serralada Litoral, especialment a l'Ordal i al vessant nord de Collserola. Per components a escala municipal, cal destacar especialment el coneixement que es té dels ocells, que arriba a 2/3 del total de municipis ($n = 24$). Això es deu al gran nombre d'afezionats existent, però també a l'extensió del programa de seguiment dels ocells comuns de Catalunya (SOCC), que disposa de transsectes en 21 dels 36 municipis estudiats. Les papallones són també conegudes en un terç dels municipis ($n = 12$) a causa de l'extensió del programa de seguiment de ropalòcers de Catalunya (CBMS). En canvi, la resta de grups són relativament desconeguts, fins i tot en casos tan emblemàtics com les plantes vasculares i els mamífers. Val a dir, tanmateix, que en 26 dels municipis estudiats s'han recollit guies de caire més o

menys naturalista que abasten el conjunt del terme municipal, o almenys la seva zona urbana. Aquesta informació és, en tot cas, pensada per a la divulgació d'alguns valors emblemàtics o propers a la població. En canvi, són especialment escassos els municipis dotats de plataformes de consulta de dades o de cartografia en format digital, prova de la poca precisió d'aquesta informació sobre els valors naturals del territori a escala local. Els factors associats a aquesta disponibilitat d'informació són, a més, sovint força conjunturals. Als espais naturals protegits, el coneixement de la biodiversitat és molt millor, com a conseqüència de la seva llarga tradició en la recopilació de dades. Així, només és notablement baix al Parc Agrari del Baix Llobregat. Alguns grups són, tanmateix, poc coneguts fins i tot als espais protegits, com és el cas de les plantes inferiors. En tot cas, es tracta d'una informació poc accessible al públic en general. D'altra banda, només els parcs de Collserola, Garraf i Serra de Marina disposen de guies naturalistes força completes. Cal destacar també la manca d'informació cartogràfica de detall, que només és relativament abundant a Collserola i a les Reserves Naturals del delta del Llobregat, tot i que no cobreix la totalitat de grups ni d'espècies dins de cada grup. Tota aquesta cartografia és, de nou, de consulta restringida.

La informació recollida per al conjunt de l'AMB s'ha fet servir també per avaluar l'estat de conservació de la biodiversitat en aquest territori. En aquest cas, la cerca s'ha centrat en els servidors de dades i cartografia digital per tal de seleccionar-ne la informació més detallada, actual i homogènia existent per a una anàlisi de conjunt espacialment explícita. S'han fet consultes en línia i s'ha contactat amb els responsables dels diversos servidors WMS de cartografia digital que cobreixen l'AMB i que poden contenir dades de biodiversitat. Com a resultat de la cerca s'han seleccionat un seguit de capes amb la informació més detallada i complementària (és a dir, menys redundant) possible. Els indicadors finalment seleccionats han estat els següents:

- Hàbitats d'interès comunitari (HIC), per la seva importància en les estratègies de conservació a nivell català, espanyol i europeu. Aquest indicador s'ha obtingut de la Cartografia dels Hàbitats a Catalunya (CHC), realitzada pel Grup de Geobotànica i Cartografia de la Vegetació de la Universitat de Barcelona.
- Àrees sensibles per a la flora amenaçada, pel seu elevat valor de conservació a nivell local i català. S'han obtingut d'una capa realitzada per part d'Eurogeotècnica (2008), en el marc del projecte SIT-xell, a partir de treball de camp i de dades prèvies (Sàez et al., 1998; Sàez i Soriano, 2000).
- i3: Boscos singulars de Catalunya, pel seu valor estratègic en la conservació de la biodiversitat forestal de Catalunya. S'han obtingut de la capa homònima realitzada pel CREA per encàrrec del DTES.
- i4: Índex de conservació sintètic dels ocells (ICONST-EH), elaborat per l'ICO (2010 i 2011). S'ha obtingut de la capa homònima.

- i5: Índex intrínsec dels hàbitats de Catalunya (IIH), obtingut a partir de l'Índex de valoració dels hàbitats (IVH) inclòs a la CHC.
- i6: Índex d'interès corològic dels hàbitats de Catalunya (IIC), obtingut també a partir de l'Índex de valoració dels hàbitats (IVH) inclòs a la CHC.

Tots aquests indicadors han estat transformats a capes ràster amb una resolució espacial de 100 m i un àmbit geogràfic comú. En el cas dels tres primers indicadors s'han generat ràsters dicotòmics, amb valor 1 en els píxels amb presència dels indicadors considerats i 0 per a la resta del territori. Els tres darrers, que inicialment corresponien a variables quantitatives, s'han transformat a valors relatius (dividint pels valors màxims de la província) i posteriorment han estat reclassificats a quatre quartils (0,25, 0,50, 0,75 i 1). A partir d'aquests ràsters s'ha obtingut un índex del valor de la biodiversitat de l'AMB (I2) simplement sumant els diversos indicadors.

El mapa resultant (Fig. 1) mostra una concentració dels valors més elevats a les zones humides del delta del Llobregat, on hi coincideixen hàbitats d'interès comunitari, hàbitats d'elevat valor intrínsec i corològic, i espècies i comunitats de plantes i d'ocells amb un elevat interès de conservació. Entre els hàbitats de major interès hi destaquen els hàbitats de platja i duna, les pinedes sobre dunes litorals, diversos tipus de maresmes i els aiguamolls litorals, tots ells inclosos a la Directiva 92/43 com a hàbitats d'interès comunitari. També mostren valors relativament elevats els sectors litorals de Collserola, el massís de Garraf i la serra de Marina. Són àmbits dominats pels hàbitats oberts, tant de tipus llenyós (bosquines dominades per espècies diverses, com *Arbutus unedo*, *Quercus coccifera*,

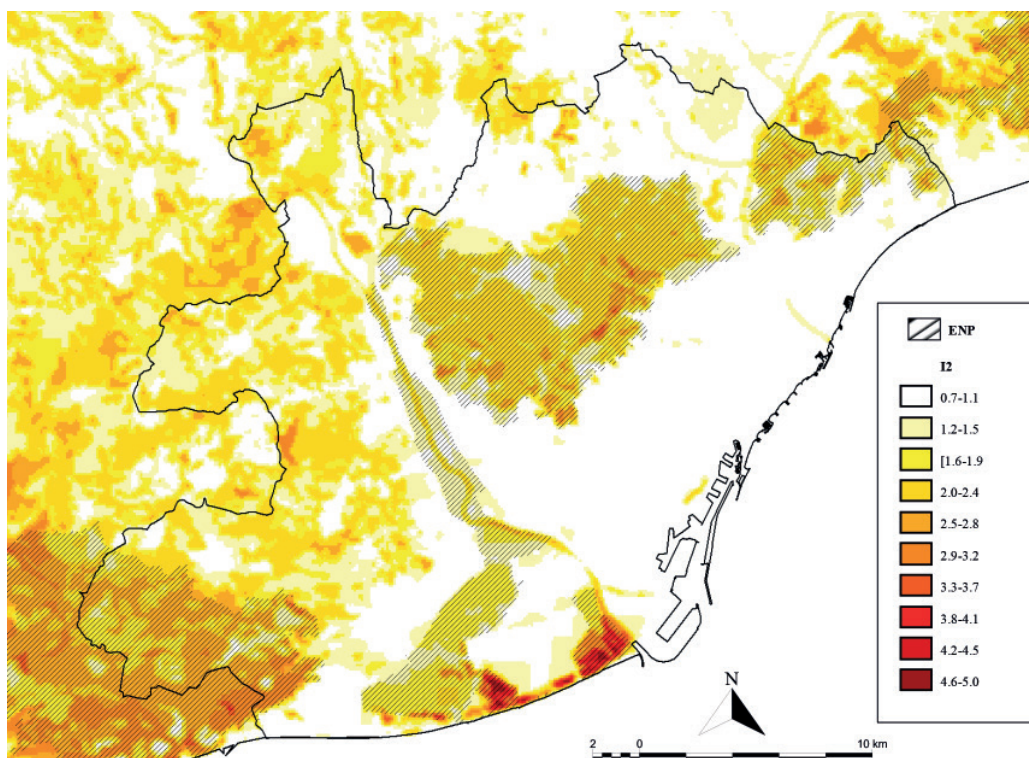
Ampelodesmos mauritanica, etc.) com herbaci (prats de *Brachypodium retusum*, *Hypparrhenia hirta*, etc.), alguns dels quals d'interès comunitari (6220, Prats mediterranis rics en anuals, basòfils, del *Thero-Brachypodietalia*).

En alguns d'aquests àmbits, com Garraf, hi destaca a més el valor de conservació de la comunitat d'ocells, amb abundància de rapinyaires (*Falco pelegrinus*, *Aquila fasciata*) i d'ocells d'espais oberts relativament rars a l'AMB (*Alectoris rufa*). Els espais més forestals, en canvi, mostren un valor moderat probablement a causa del seu caràcter majoritàriament secundari i al fet d'estar dominats per espècies relativament comunes. Els seus valors intrínsecs i corològics, i el valor de conservació de les seves comunitats ornítiques, són moderats, i fins i tot inferiors als dels conreus i erms veïns que ocupen els solells de la serralada Litoral. Amb tot, hi destaquen algunes comunitats de plantes higròfiles de tendència eurosiberiana (*Carex griollei*, *Asperula laevigata*) que creixen a les torrenteres més ombrívoles de Collserola (per exemple, capçaleres de les rieres de Sant Medir i de Sant Cugat i del torrent del Pascol).

2.2. El futur de la informació sobre la biodiversitat metropolitana: la ciència ciutadana

Un dels problemes inherents a la generació d'informació sobre biodiversitat és la necessitat d'una actualització continuada, la qual requereix una inversió important en temps i recursos. Per aquest motiu, les plataformes d'informació sobre biodiversitat van patint una progressiva desactualització, tal com s'observa en algunes de les més emblemàtiques (biodiver. bio.ub.es/biocat/; www.sitxell.eu/ca/mapes.asp). Els darrers anys assistim, tanmateix, a un canvi de para-

Figura 1. Índex de valor de la biodiversitat de l'AMB



Font: Pino i Basnou, 2013.

digma amb la irrupció de l'anomenada ciència ciutadana, que en l'àmbit de la biodiversitat s'ha concretat en el desenvolupament de plataformes específiques per al seguiment d'uns determinats grups d'organismes, especialment els ocells i alguns invertebrats.

Pel que fa als primers, cal destacar diverses plataformes de seguiment de les poblacions d'ocells, impulsades per l'Institut Català d'Ornitologia (ICO). Destaca el Seguiment d'Ocells Comuns a Catalunya (SOCC). Mitjançant una xarxa de 220 col·laboradors repartits en 300 itineraris fixos distribuïts pel territori, amb uns 10-15 itineraris a l'AMB i el seu voltant, aquest projecte acumula dades poblacionals sobre les espècies més freqüents d'ocells des de 2002. Pel que fa als insectes, cal destacar el cas de les papallones diürnes pel seu caràcter bioindicador, la seva popularitat i el seu carisma, i pel fet d'haver experimentat regressions generalitzades arreu d'Europa en temps recents. Són objecte de seguiment a tot Catalunya des de 1994 dins del *Catalan Butterfly Monitoring Scheme* (CBMS) o Pla de Seguiment dels Ropalòcers de Catalunya (www.catalanbms.org/es/). Pretén, com el BMS britànic, del qual pren el nom, conèixer els canvis en l'abundància de les papallones diürnes a partir de la repetició setmanal de censos visuals al llarg de transectes fixos, per tal de relacionar-los posteriorment amb diversos factors ambientals. El CBMS consta de 173 estacions de mostreig, algunes de les quals es troben a l'AMB. Més recentment, el CBMS s'ha vist complementat amb dues plataformes ciutadanes de seguiment de papallones, a la ciutat de Barcelona (uBMS; ubms.creaf.cat/) i a la seva àrea metropolitana (mBMS; mbms.creaf.cat/), que utilitzen metodologies similars al CBMS.

Amb tot, no totes les plataformes de ciència ciutadana són pensades per a un seguiment sistemàtic de la biodiversitat que permeti detectar tendències. En molts casos, els afeccionats simplement hi pengem observacions ocasionals i, per tant, es tracta de plataformes molt heterogènies tant en el tipus d'organismes com en la distribució espacial i temporal de les observacions. Entre les més destacades a nivell català cal esmentar el portal web [ornitho.cat](http://www.ornitho.cat/) (www.ornitho.cat/), dedicat a l'intercanvi d'informació sobre grups molt diversos (ocells, mamífers, amfibis, rèptils, peixos d'aigües continentals, libèl·lules, papallones diürnes, cigales, ortòpters, cranys de riu, bivalves d'aigua dolça i orquídies). Cal esmentar que el Visor de Fauna de l'AMB mostra observacions de diverses espècies de fauna realitzades als parcs i platges de l'AMB a través d'ornitho.cat i d'una altra plataforma ciutadana: ocellsdelsjardins.cat, també impulsada per l'Institut Català d'Ornitologia.

A escala espanyola, cal destacar la plataforma Natusfera (natusfera.gbif.es/), que és una adaptació d'Inaturalist (www.inaturalist.org/) i que compta amb el suport del node espanyol de la Infraestructura Mundial d'Informació en Biodiversitat (GBIF; www.gbif.es/), entre d'altres. L'objectiu de Natusfera és oferir una plataforma de creació de projectes de ciència ciutadana que recullin dades de biodiversitat de grups o territoris concrets, que després seran incorporats a GBIF per tal de donar accés —via internet, de manera lliure i gratuïta— a les dades de biodiversitat d'arreu del món per donar suport a la recerca científica i fomentar

la conservació. GBIF (www.gbif.org) comparteix arreu del món més de 650 milions de registres de biodiversitat procedents de més de 30.000 bases de dades, xifra que s'incrementa continuament atès el caràcter dinàmic de la xarxa. L'AMB acull un gran nombre de projectes de ciència ciutadana sota el paraigua de Natusfera i GBIF, que proporcionen dades sobre un gran nombre de grups biològics, hàbitats i territoris.

3. Biodiversitat, infraestructura verda i serveis ecosistèmics a l'AMB

A l'Àrea Metropolitana de Barcelona també s'ha plantejat recentment aquesta dicotomia entre conservació de la biodiversitat i provisió de serveis ecosistèmics comentada anteriorment. Basnou et al. (2014) i Pino et al. (2018) van dur a terme una primera delimitació de la infraestructura verda de l'AMB i posteriorment van identificar i cartografiar els diversos serveis ecosistèmics que aquesta proveeix, prenent com a base altres treballs de l'àrea, la regió i la província de Barcelona (Pino i Basnou, 2013; Maestre et al., 2018). La selecció inclou serveis d'aprovisionament, de regulació i culturals que en general tenen una relació feble amb la biodiversitat si entenem aquesta com la riquesa i composició d'espècies. Més aviat reflecteixen diverses propietats generals de la mateixa, com ara la biomassa, la cobertura i l'extensió geogràfica, que a més s'associen a unes determinades cobertes o usos del sòl (Fig. 2). Entre aquestes destaca el cas dels boscos, responsables d'un gran nombre de serveis d'aprovisionament (de fusta, llenya, etc.), de regulació (del cicle del carboni o del flux de contaminants) i de recreació o culturals (incloent-hi la provisió de bolets, per exemple).

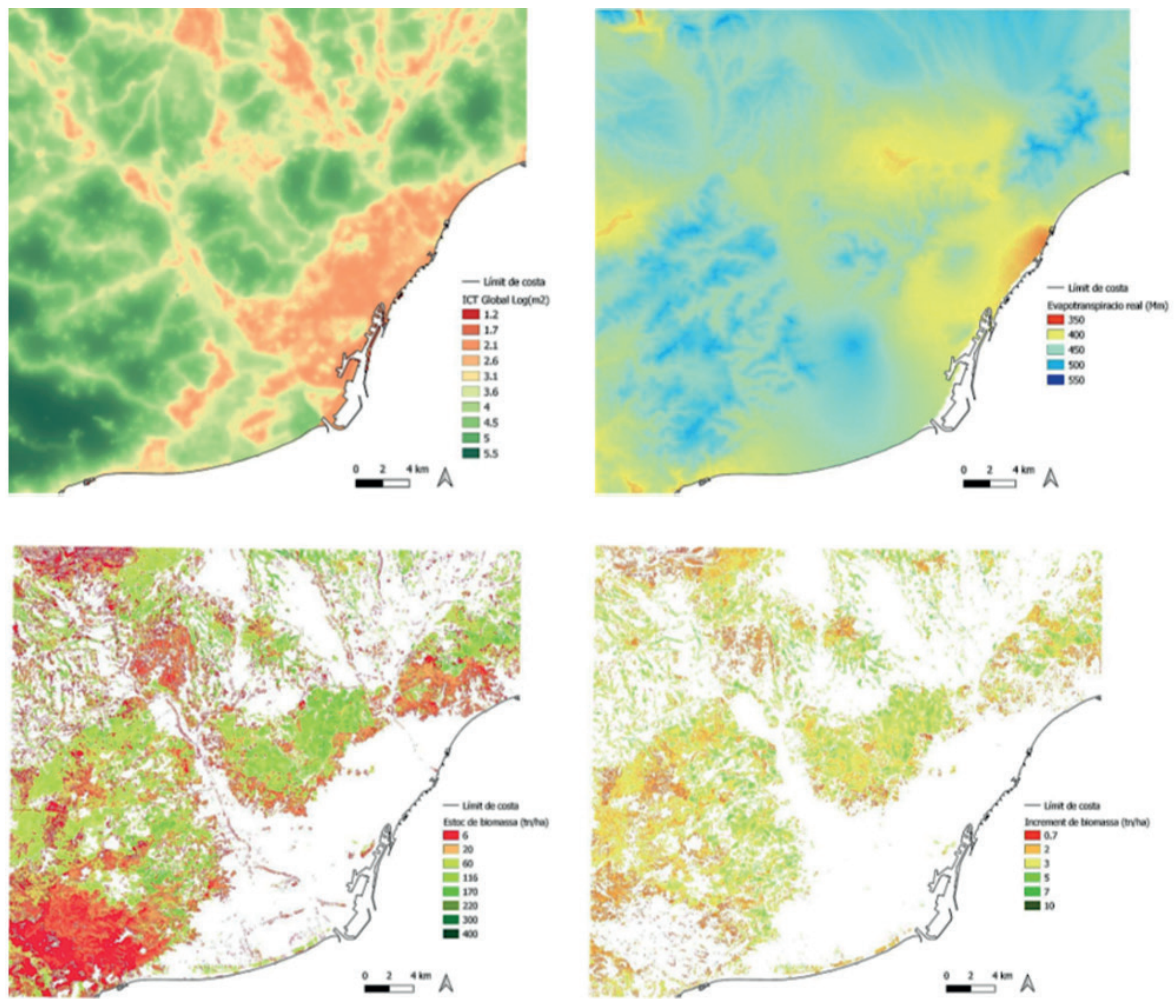
Maestre et al. (2018) han analitzat la relació entre aquests serveis ecosistèmics, el valor de la biodiversitat i els diversos factors ambientals per al conjunt de la província de Barcelona fent servir un conjunt d'indicadors de serveis i un índex de valor de la biodiversitat molt semblants als utilitzats a l'AMB. Mitjançant mètodes de correlació canònica, han pogut constatar que la relació entre el valor de la biodiversitat i els diversos grups de funcions i serveis ecosistèmics és molt feble (Fig. 3), cosa que corrobora la idea que aquests serveis poden ser proporcionats per biocenosis molt diferents i amb valors naturals molt contrastats.

4. El funcionament de la biodiversitat metropolitana: alguns exemples

4.1. Les poblacions de papallones diürnes dels jardins de Barcelona

Entendre el funcionament de la biodiversitat als paisatges metropolitans passa per l'estudi de la dinàmica de les metapoblacions i les metacomunitats dels organismes que la integren, que estan determinades per l'escassetat i la fragmentació dels hàbitats —sovint limitats als escassos jardins urbans i als espais naturals i seminaturals perifèrics— i la seva inscripció en una matriu territorial especialment transformada. Les papallones diürnes o ropalòcers són un dels escassos exemples disponibles per a aquesta mena d'estudis. Aquests insectes són especialment sensibles al canvi global, tal com han fet palès diversos treballs recents (per exemple, DeVictor et al., 2012; Melero et al.,

Figura 2. Alguns exemples de funcions i serveis ecosistèmics associats a les cobertes que conformen la infraestructura verda de l'AMB. A dalt: funcions de connectivitat ecològica (esquerra) i d'evapotranspiració real (dreta). A baix: serveis d'estocs (biomassa total, esquerra) i de segrest de C (increment de biomassa aèria, dreta).

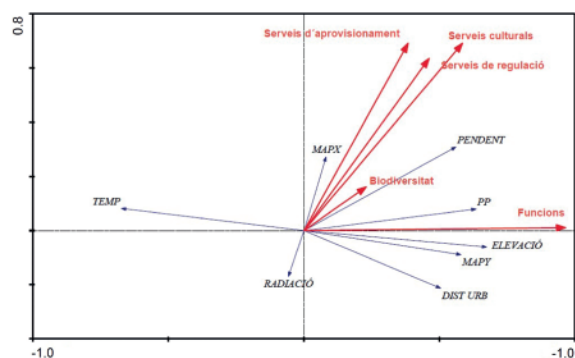


Font: Pino et al., 2018

2016), i disposem d'informació detallada sobre la seva riquesa i abundància d'espècies, proporcionada per plataformes de ciència ciutadana (els anomenats *Butterfly Monitoring Schemes*, realitzats a tot Europa; vegeu <https://butterfly-monitoring.net/bms-schemes> per

a un resum actualitzat). Recentment, ciutats mediterrànies com Barcelona, Marsella i Madrid han posat en marxa xarxes BMS específiques per al seguiment de les seves papallones. Els estudis fets a la ciutat de Marsella indiquen que la mida i la configuració espacial (per exemple, la distància al *pool* regional d'espècies) dels parcs urbans en determinen la riquesa d'espècies de papallones (Lizée et al., 2012). Els principals efectes tenen lloc a escala de paisatge, el qual és responsable de l'estructuració espacial o *anivament* de les comunitats de papallones. Aquest efecte suggereix que les comunitats s'organitzen principalment per limitacions en la dispersió de les espècies, fruit de la interacció de la seva capacitat intrínseca de dispersió amb la configuració del paisatge urbà i les perturbacions humanes associades (Lizée et al., 2016).

Figura 3. Anàlisi de la redundància (RDA) entre el valor de la biodiversitat i diversos indicadors de funcions i serveis ecosistèmics i factors ambientals a la província de Barcelona



Font: Maestre et al., 2018.

La informació sobre les poblacions i comunitats de ro-palòcers a Barcelona i els seus voltants prové de dues plataformes de ciència ciutadana relativament recents (ubms.creaf.cat/; mbms.creaf.cat/), centrades respectivament en els parcs i jardins de la ciutat i en els parcs i platges de la seva àrea metropolitana. Els seguiments efectuats fins ara en aquestes plataformes mostren una comunitat d'espècies remarcable: a la ciutat de Barcelona s'hi han observat unes 40 espèci-

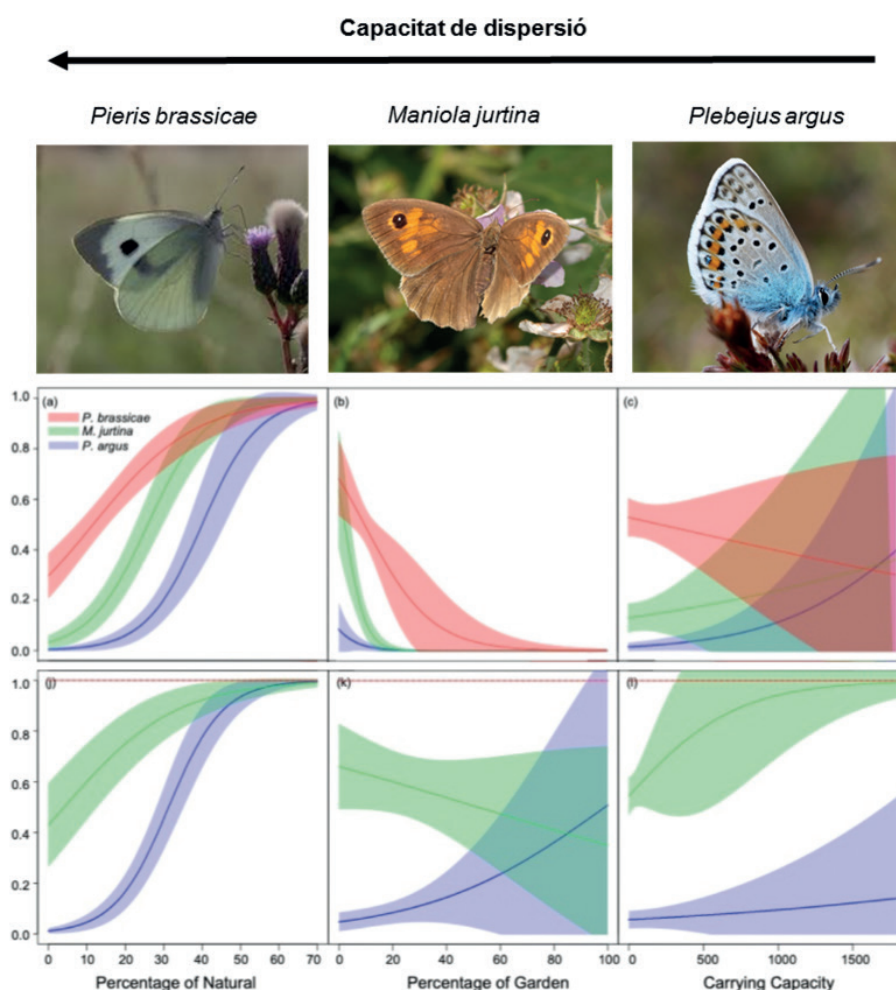
es de papallones en un total de 21 parcs objecte de seguiment des del 2018, mentre que a la seva àrea metropolitana se n'han observat 30-35 en un total de 8 parcs i platges des del 2019. Aquests valors representen entre un 16 i un 21% del total d'espècies observades a Catalunya, cosa especialment significativa per a un territori tan petit (un 2% del total de la superfície de Catalunya) i transformat. Amb tot, es tracta d'una comunitat relativament empobrida, dominada per les espècies més generalistes (tant pel que fa al seu hàbitat com al seu espectre alimentari) i amb una elevada capacitat de dispersió, mentre que les espècies més exigents i menys mòbils són molt més escasses o absents. Mitjançant models basats en els individus (*individual-based models*), Melero et al. (2019) han demostrat que la probabilitat de colonització dels jardins de Barcelona per part de les papallones depèn d'una combinació entre la biologia de les diverses espècies i les característiques dels parcs i del paisatge adjacent (Fig. 4).

Així, la colonització a curt termini (a 5 anys vista) dels parcs depèn del percentatge en superfície d'hàbitat natural en el paisatge circumdant (50 m al voltant), i aquesta associació es més important com menys capacitat de dispersió tenen les espècies. La superfície

de parcs en aquest paisatge circumdant té un efecte negatiu sobre aquesta capacitat de colonització, per una possible competència entre parcs (dilució). Finalment, la capacitat de càrrega dels parcs (és a dir, la seva capacitat d'acollida d'individus per una combinació de mida i qualitat dels seus hàbitats) augmenta la probabilitat de colonització de les espècies, i els valors d'aquesta capacitat de càrrega necessaris per a aquesta colonització són més importants en les espècies menys dispersives. A llarg termini (20 anys vista) es fa més evident el paper diferencial del paisatge urbà en relació amb la capacitat de dispersió de les espècies. Mentre que les papallones amb més capacitat de dispersió colonitzen indistintament qualsevol parc, la resta depenen de la superfície d'hàbitats naturals i de parcs en el paisatge circumdant, i de la capacitat de càrrega d'aquells. Aquests factors són especialment clau per a les espècies amb menys capacitat de dispersió.

Els resultats permeten suggerir accions de gestió adients per tal d'augmentar la biodiversitat de papallones (i d'altres insectes) als jardins de la ciutat. En el cas de Barcelona és especialment important incrementar la presència d'espècies especialistes amb capacitat de dispersió baixa i mitjana. A aquest efecte, a escala de

Figura 4. Probabilitat d'ocupació projectada (mitjana i interval de confiança del 95%) a 5 anys vista (al mig) i a 20 anys vista (a baix) als jardins de Barcelona per part de tres espècies de papallones diürnes amb diferències marcades en la seva capacitat de dispersió, en funció de la superfície relativa (%) de l'hàbitat natural (a l'esquerra), de parcs en el paisatge circumdant (el mig) i de la capacitat de càrrega dels parcs (a la dreta).



Font: Melero et al., 2019.

parc cal incrementar la proporció de cobertes herbàcies seminaturals, que concentren la major part de les espècies i d'individus de papallones i, especialment, de les que tenen més requeriments ecològics. A més, cal augmentar la mida dels parcs o crear-ne de nous per tal d'afavorir les papallones amb menys capacitat de dispersió. A escala de paisatge, és important establir un pla de corredors entre les àrees verdes (amb bardisses i petits jardins plantats amb les espècies adients) on la menor resistència de la matriu urbana permeti la dispersió de les espècies menys mòbils i més exigents. Però és especialment clau connectar les principals àrees font de papallones (Collserola, els Tres Turons i Montjuïc) amb els parcs de la ciutat per tal d'assegurar, per efecte rescat (Gotelli, 1991), la colonització i el manteniment de les espècies més exigents i menys mòbils.

Com que Melero et al. (2019) detecten una certa *competència* entre parcs a l'hora d'acollir els escassos individus de les espècies amb capacitat de dispersió baixa i mitjana, es recomana començar connectant les àrees font més properes entre elles i amb els parcs dels voltants, mitjançant la creació de nous parcs i corredors a prop d'aquestes àrees font. Així doncs, es podria dissenyar un pla de connexió progressiva, amb diverses fases des d'aquestes àrees (especialment el flanc nord, que limita amb Collserola i els Tres Turons, però també Montjuïc i Can Tunis) cap al centre de la ciutat. Això permetria incrementar l'abundància total de papallones, però també la seva riquesa i diversitat d'espècies, particularment pel que fa a les que tenen més requeriments ecològics i menor capacitat de dispersió.

4.2. Les comunitats dels boscos de les planes metropolitanes

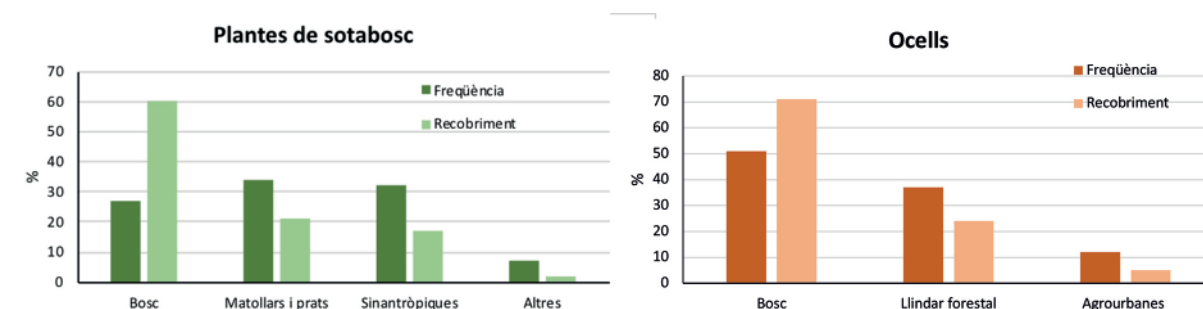
En les darreres dècades, la regió metropolitana de Barcelona ha sofert una transformació extrema i caracteritzada per la coexistència de dos processos: d'una banda, el bosc ha experimentat una recuperació especialment notable a les serralades, però també observable en zones baixes (Pino et al., 2019). Aquest retorn del bosc és el resultat de l'anomenada transició forestal, causada per l'èxode rural cap a la ciutat propera i l'abandonament dels usos agroforestals tradicionals (Meyfroidt i Lambin, 2011; Tulla et al., 2003). D'altra banda, el paisatge de les planes ha sofert una intensificació agrícola i una urbanització fortament lligada a l'explotació turística del litoral i al creixement de les diverses corones metropolitanes, sovint en for-

ma d'*urban sprawl* (Catalán et al., 2008). Tot plegat ha comportat una fragmentació extrema dels boscos d'aquestes planes, immersos en una matriu dominada per usos antròpics intensius, i això afecta de manera molt important el seu estat de conservació i funcionament (Rodà et al., 2005; Guirado et al., 2006; Pino et al., 2008). A les àrees de muntanya, la recuperació del bosc ha comportat, en canvi, l'aparició de paisatges més homogenis i menys diversos, malgrat que els boscos continuen mostrant l'empremta, en la seva estructura, de l'explotació anterior.

Com s'organitza la biodiversitat en aquests boscos? Pel que fa a les plantes, s'hi observa una certa pobresa florística i una composició dominada per plantes no estrictament de bosc (Guirado et al., 2006; 2007), moltes de les quals són pròpies dels matollars i prats preexistents i d'altres són vinculades a l'activitat humana (Fig. 5). Entre aquestes darreres cal esmentar, de les antigues plantes conreades (per exemple, *Ficus carica* o *Ceratonia siliqua*), les espècies arvenses i ruderals associades i les espècies exòtiques, que esdevenen especialment freqüents i abundants (Clotet et al., 2016; Gamboa-Badilla, 2017). Una pauta semblant s'observa amb els ocells, dominats per les espècies de vorada de bosc i d'ambients agrourbans, mentre que les pròpiament forestals són una minoria (Fig. 5). Aquestes pautes de composició poden estar indicant un procés d'homogeneïtzació biòtica (McKinney i Lockwood, 2001) d'aquests boscos, consistent en la rarefacció o extinció de les espècies pròpies del bosc (els especialistes) i la seva substitució per unes poques espècies d'ampli espectre ecològic (els anomenats generalistes) i sovint associades a l'activitat humana. Tant en plantes com en ocells, la proporció d'espècies no estrictament forestals augmenta més amb la intensitat de freqüentació humana del bosc associada a la proximitat al marge del bosc o a l'existència d'àrees urbanes adjacents que no pas amb la fragmentació pròpiament dita (Rodà et al., 2005; Guirado et al., 2006; Fig. 6), cosa que suggereix l'estreta relació entre l'activitat humana i els processos d'homogeneïtzació biòtica (McKinney, 2006).

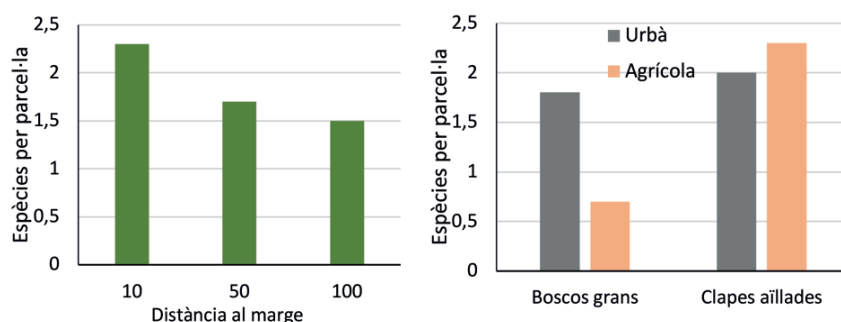
Diversos treballs mostren, a més, que les pautes d'acoblament de les comunitats biològiques canvien substancialment als nous boscos metropolitanos (Bassnou et al., 2016; Cruz-Alonso et al., 2020). Els boscos mediterranis recents sovint mostren deutes d'extinció (és a dir, acumulacions temporals d'espècies que amb el temps acaben desapareixent; Jackson i Sax, 2010), els quals es concentren a les plantes dels estadis suc-

Figura 5. Espectres ecològics de les espècies de plantes de sotabosc i d'ocells, per freqüència i per recobriment, als boscos de la plana del Vallès.



Font: Rodà et al., 2005.

Figura 6. Nombre d'espècies cultivades, ruderals i exòtiques per parcel·la de mostreig a les clapes de bosc de la plana del Vallès en funció de la distància al marge de la clapa (esquerra) i de la mida i adjacència de les clapes a cobertes agrícoles i urbanes (dreta).



Font: Guirado et al., 2006.

cessionals previs (matollars i prats mediterranis; Bagaria et al., 2015). Als nous boscos metropolitans cal sumar-hi l'existència de deutes d'extinció de les espècies associades a l'activitat humana (cultivades, ruderals o exòtiques), que poden mantenir-se si les pertorbacions són recurrents (Pino et al., 2013). Per contra, algunes espècies pròpiament forestals mostren els anomenats crèdits de colonització o decalatges entre l'aparició del nou bosc i l'establiment d'aquestes. Així, aquests boscos nous tenen menys riquesa i abundància de plantes dispersades per vertebrats que els preexistents (Basnou et al., 2016; Gamboa-Badilla et al., 2020; Cruz-Alonso et al., 2020). Això pot ser degut a dificultats en l'arribada de propàguls (per manca d'agents dispersadors) o en l'establiment d'aquests (per l'existència de condicions poc òptimes; Gamboa-Badilla et al., 2020; Cruz-Alonso et al., 2020). També s'han observat crèdits de colonització en els artròpodes que depreden aquestes plantes (Ruiz-Carbayo et al., 2018), especialment pel que fa als depredadors amb menys capacitat de dispersió. En qualsevol cas, aquests crèdits de colonització no són gaire importants, cosa que indica (i) que l'acoblament de les comunitats forestals mediterrànies és ràpid i els crèdits es *cancel·len* aviat o bé (ii) que els boscos preexistents —que són la referència amb la qual s'estimen aquests crèdits— tenen uns nivells de riquesa d'espècies semblants als nous (Basnou et al., 2016).

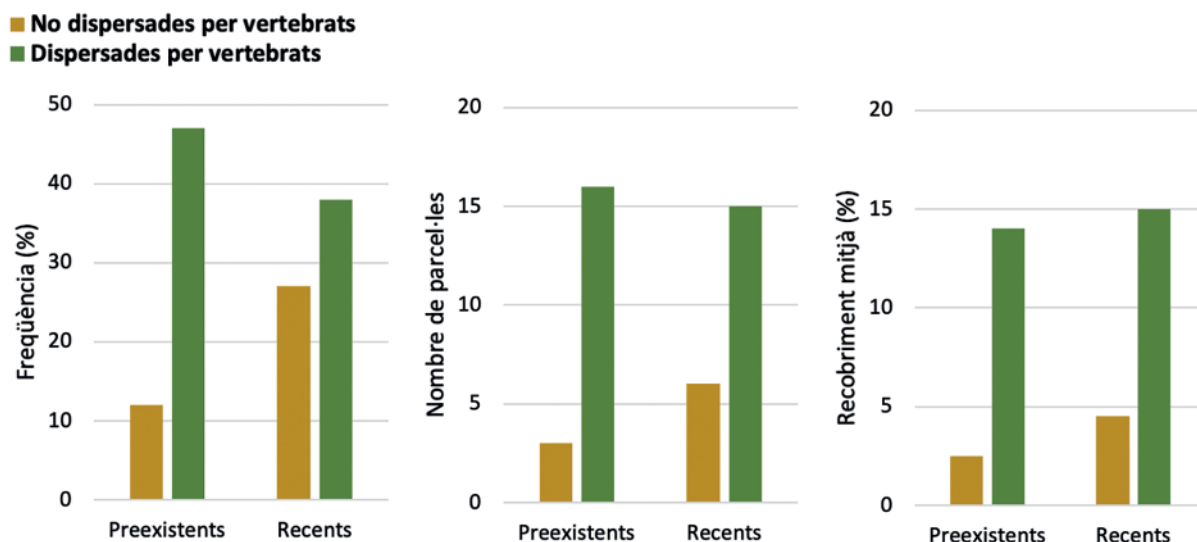
Els boscos metropolitans de Barcelona són, d'altra banda, força susceptibles a les invasions per plantes exòtiques (Basnou et al., 2015; Clotet et al., 2016), malgrat que els boscos mediterranis han estat considerats tradicionalment molt resistents a les invasions (Vilà et al., 2007). Un estudi recent fet a la província de Barcelona indica que les plantes exòtiques es troben en gairebé un 25% dels boscos metropolitans, mentre que només apareixen en un 5% dels boscos de la resta de la província. D'altra banda, Gamboa-Badilla (2017) observà un filtratge ambiental de les espècies de plantes exòtiques que envaeixen els boscos metropolitans, en el cas concret de la plana del Vallès: mentre que només un 25% de les plantes exòtiques observades en el conjunt de l'àmbit (segons les dades d'EXOCAT; exocat.crea.cat) són dispersades per vertebrats, aquestes espècies són un 50% de les observades dins del bosc, i fins i tot presenten recobriments més elevats que les no dispersades per vertebrats. D'altra banda, observà una interacció entre la cons-

trucció dels nous boscos i els mecanismes de dispersió de les plantes invasores. Així també, segons Tello et al. (2020), als boscos recents (apareguts després de 1956) hi predominen més les espècies no dispersades per vertebrats que als boscos preexistents, i viceversa. Els boscos recents són també més rics en espècies no dispersades per vertebrats, les quals hi assolixen recobriments més alts (Fig. 7).

En definitiva, aquest filtratge ambiental de les plantes exòtiques dispersades per vertebrats que té lloc als boscos metropolitans es va consolidant a mesura que avança el procés de successió i d'acoblament d'aquests boscos nous. El fet és particularment important perquè explica com és possible la invasió d'aquests boscos per plantes exòtiques. Les espècies no dispersades per vertebrats són els típics *gap-detectors*, que aprofiten pertorbacions per tal de colonitzar més o menys temporalment els boscos (Pino et al., 2013), i troben en els boscos més joves aquestes condicions. En canvi, les dispersades per vertebrats són capaces de mantenir-se en els boscos preexistents, més madurs, gràcies a la seva tolerància a condicions d'ombra (Martin et al., 2009). Aquestes espècies són especialment perilloses per a la integritat i el funcionament dels boscos metropolitans, ja que s'hi mantenen de manera més permanent (Gamboa-Badilla, 2017).

Tots aquests resultats suggereixen que els boscos metropolitans mostren evidències d'un cert empobriment i banalització de les seves biocenosis, amb una barreja d'espècies pròpies de bosc i d'altres pròpies d'hàbitats forestals alterats o fins i tot antròpics. En el cas de les plantes, destaca especialment l'elevada proporció d'espècies antigament cultivades, ruderals o fins i tot exòtiques malgrat que estudis previs destacaven la resistència dels boscos metropolitans a les invasions biològiques (Vilà et al., 2007). Aquest procés comporta alhora processos d'homogeneïtzació biòtica especialment intensos en els paisatges metropolitans (McKinney, 2006) i que en el cas de Barcelona es reflecteixen en les escasses diferències de riquesa i composició d'espècies entre els boscos nous i d'altres de més consolidats. Això és conseqüència del dinamisme extrem dels boscos en aquests paisatges metropolitans i de la progressiva urbanització del paisatge circumdant (on, com deia Margalef, es constata una inversió progressiva de les pautes tradicionals del

Figura 7. Freqüència de parcel·les envaïdes per plantes exòtiques (esquerra), i riquesa (nombre d'espècies; centre) i recobriment mitjà (dreta) per parcel·la de mostreig a les clapes de bosc de la plana del Vallès, separant les espècies segons el seu mecanisme de dispersió.



Font: Gamboa-Badilla et al., 2017.

paisatge mediterrani, antigament agroforestal), que comporta d'una banda la fragmentació i pèrdua de connectivitat de les clapes de bosc i de l'altra la seva major alteració i accessibilitat.

Davant d'aquesta situació, és imprescindible fer gestió. En primer lloc, cal gestionar el paisatge per tal d'evitar un contacte directe entre el bosc i les principals àrees urbanes, incentivant la recuperació dels usos agroramaders tradicionals o creant àrees *buffer* agrícoles o de matollars i prats. També cal promoure un pla de corredors entre les principals clapes de bosc per tal de facilitar la dispersió de les espècies pròpiament forestals, i reunir clapes petites properes entre elles en d'altres de més grans i compactes, a fi de reduir la relació perímetre/àrea i, per tant, l'exposició als hàbitats antròpics adjacents. D'altra banda, també cal un pla d'ordenació dels usos permesos en aquests boscos per tal d'evitar la hiperfreqüentació d'unes determinades àrees i controlar els abocaments il·legals. Cal millorar especialment la gestió de les invasions biològiques, desplegant mecanismes d'actuació ràpida sobre les noves invasions i de control sistemàtic de les ja consolidades. I cal, a més, identificar els principals punts i vies d'introducció de noves espècies. Finalment, caldria millorar l'estructura dels boscos mitjançant una política d'incentius a l'activitat forestal tradicional.

6. Referències

BAGARIA, G.; HELM, A.; RODÀ, F.; PINO, J. (2015). «Assessing coexisting plant extinction debt and colonization credit in a grassland-forest change gradient». *Oecologia*, 179:823-834.

BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. (2015). «Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities». *Ecological Indicators*, 55:146-158.

BASNOU, C.; PINO, J.; TERRADAS, J. (2015a). «Ecosystem services provided by green infrastructure in the urban environment». *CAB Reviews*, 2015, 10, 004:1-11.

BASNOU C.; IGUZQUIZA J.; PINO, J. (2015b). «Examining the role of landscape structure and dynamics in alien plant invasion from urban Mediterranean coastal habitats». *Landscape and Urban Planning*, 136:156-164.

BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; CASTELL, C.; DALMASES, C.; PINO, J. (2020). «Advancing the green infrastructure approach in the Province of Barcelona: integrating biodiversity, ecosystem functions and services into landscape Planning». *Urban Forestry & Urban Greening*, 55. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126797>

BASNOU, C.; VAYREDA, J.; PINO, J. (2014). *Serveis ecosistèmics de la infraestructura verda de l'Àrea Metropolitana de Barcelona: primera diagnosi*. Informe inèdit. Barcelona Regional.

BASNOU, C.; VICENTE, P.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2016). «Of niche differentiation, dispersal ability and historical legacies: what drives woody community assembly in recent Mediterranean forests?». *Oikos*, 125:107-116.

CATALÁN, B.; SAURÍ, D.; SERRA, P. (2008). «Urban sprawl in the Mediterranean? Patterns of growth and change in the Barcelona Metropolitan Region 1993-2000». *Landscape & Urban Planning*, 85:174-184.

CLOTET, M.; BASNOU, C.; BAGARIA, G.; PINO, J. (2016). «Contrasting historical and current land-use correlation with diverse components of current alien plant invasions in Mediterranean habitats». *Biological Invasions*, 18:2897-2909.

CRUZ-ALONSO, V.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2020). «The elusive colonization credits of woody species in expanding Mediterranean forests: a story of landscape legacies influenced by climatic aridity». *Landscape Ecology*, en premsa.

- DEVICTOR, V.; VAN SWAAY, C.; BRERETON, T.; BROTONS, L.; CHAMBERLAIN, D.; HELIÖLÄ, J.; HERRANDO, S.; JULLIARD, R.; KUUSSAARI, M.; LINDSTRÖM, Å.; REIF, J.; ROY, D.B.; SCHWEIGER, O.; SETTELE, J.; STEFANESCU, C.; VAN STRIEN, A.; TURNHOUT, C.; VERMOUZEK, Z.; DEVRIES, M. W.; WYNHOFF, I.; JIGUET, F. (2012). «Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale». *Nature Climate Change*, 2:121-124.
- DOBLAS-MIRANDA, E.; ALONSO, R.; ARNAN, X.; BERMEJO, V.; BROTONS, L.; DE LAS HERAS, J.; ESTIARTE, M.; HÓDAR, J. A.; LLORENS, P.; LLORET, F.; LÓPEZ-SERRANO, F. R.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; MOYA, D.; PEÑUELAS, J.; PINO, J.; RODRIGO, A.; ROURA-PASCUAL, N.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; RETANA, J. (2017). «A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects». *Global and Planetary Change*, 148:42-54. EC, 2013.
- GAMBOA-BADILLA, N. (2017). *The role of species niche, species dispersal and landscape factors in the assembly of novel woody communities in metropolitan Mediterranean regions*. Tesis doctoral inèdita, Universitat de Barcelona.
- GOTELLI, N. J. (1991). «Metapopulation Models: The Rescue Effect, the Propagule Rain, and the Core-Satellite Hypothesis». *The American Naturalist*, 138:768-776.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2006). «Understorey plant species richness and composition in metropolitan forest archipelagos: Effects of forest size, adjacent land use and distance to the edge». *Global Ecology and Biogeography*, 15:50-62.
- GUIRADO, M.; PINO, J.; RODÀ, F. (2007). «Comparing the role of site disturbance and landscape properties on understorey species richness in fragmented periurban Mediterranean forests». *Landscape Ecology*, 22:117-129.
- HANSEN, R.; PAULEIT, S. (2014). «From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas». *Ambio*, 43:516-529.
- HARRISON, P. A.; BERRY, P. M.; SIMPSON, G.; HASLETT, J. R.; Blicharska, M.; BUCUR, M. et al. (2014). «Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review». *Ecosystem Services*, 9:191-203.
- JACKSON, S. T.; SAX, D. F. (2010). «Balancing biodiversity in a changing environment: Extinction debt, immigration credit and species turnover». *Trends in Ecology & Evolution*, 25:153-160.
- JUSTUS, J.; SARKAR, S. (2002). «The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history». *Journal of Bioscience*, 27:421-435.
- LIZÉE, M.; MANEL, S.; MAUFFREY, J. et al. (2012). «Matrix configuration and patch isolation influences override the species-area relationship for urban butterfly communities». *Landscape Ecology*, 27:159-169. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9651-x>
- LIZÉE, M.; TATONI, T.; DESCHAMPS-COTTIN, M. (2016). «Nested patterns in urban butterfly species assemblages: respective roles of plot management, park layout and landscape features». *Urban Ecosyst*, 19:205-224. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0501-5>.
- MAES, J.; BARBOSA, A.; BARANZELLI, C.; ZULIAN, G.; SILVA, F. B.; VANDECASTEELE, I. et al. (2015). «More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe». *Landscape Ecology*, 30(3):517-534.
- MAES, J.; PARACCHINI, M. L.; ZULIAN, G. et al. (2012). «Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe». *Biological Conservation*, 155:1-11.
- MAESTRE, S.; BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; PINO, J. (2018). *Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la província de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITxell)*. Document inèdit, Oficina de Planificació i Anàlisi Territorial, Diputació de Barcelona.
- MALLARACH, J. M. (1995). «Espais protegits i conservació de la biodiversitat als Estats Units d'Amèrica». Més enllà dels tòpics. *Terra, Revista Catalana de Geografia, Cartografia i Ciències de la Terra*, 24:41-53.
- MALLARACH, J. M. (1999). «Els espais protegits de Catalunya i els nous paradigmes de la conservació», en: BOADA, M. (ed.). *Parcs naturals. Més enllà dels límits*. Barcelona: Generalitat de Catalunya, pàg. 74-89.
- MARTIN, P. H.; CANHAM, C. D.; MARKS, P. L. (2009). «Why Forests Appear Resistant to Exotic Plant Invasions: Intentional Introductions, Stand Dynamics, and the Role of Shade Tolerance». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7:142-149.
- MARULL, J.; PINO, J. (2008). *La Matriu Territorial. Criteris ecològics i mètodes paramètrics per al tractament del territori com a sistema, la seva planificació i avaluació ambiental estratègiques*. IERMB-CREAF. doi: 10.13140/2.1.3345.4404.
- MARULL, J.; PINO, J.; CARRERAS, J.; FERRÉ, A.; CORDOBILLA, M. J.; LLINÀS, J.; RODÀ, F.; CARRILLO, E.; NINOT, J. M. (2005). «Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica». *Butlletí de la ICHN*, 72:115-138.
- McKINNEY, M. L. (2006). «Urbanization as a major cause of biotic homogenization». *Biological Conservation*, 127:247-260.
- McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. (2001). «Biotic Homogenization: A Sequential and Selective Process», en: LOCKWOOD, J. L.; McKINNEY, M. L. (eds.). *Biotic Homogenization*. Boston, MA: Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1261-5_1
- MELERO, Y.; STEFANESCU, C.; PINO, J. (2016). «General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits». *Biological Conservation*, 201:336-342.

- MELERO, Y.; STEFANESCU, C.; PALMER, S. C. F.; TRAVIS, J. M. J.; PINO, J. (2020). «The role of the urban landscape on species with contrasting dispersal ability: Insights from greening plans for Barcelona». *Landscape and Urban Planning*, 195, 103707.
- MEYFROIDT, P.; LAMBIN, E. F. (2011). «Global forest transition: prospects for an end to deforestation». *Annu. Rev. Environ. Resour.*, 36:343-371.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. (2000). «Biodiversity hotspots for conservation priorities». *Nature*, 403:853-858.
- PETIT, S.; FIRBANK, L.; WYATT, B.; HOWARD, D. (2001). «MIRABEL: Models for Integrated Review and Assessment of Biodiversity in European Landscapes». *Ambio*, 30:81-88.
- PINO, J.; BASNOU, C. (2013). *Diagnosi de l'estat de conservació de la biodiversitat a l'Àrea Metropolitana de Barcelona*. CREA, Barcelona Regional i Àrea Metropolitana de Barcelona. <https://www.amb.cat/web/ecologia/sostenibilitat/pla-de-sostenibilitat/estudis-sostenibilitat/detall/-/estuditerritorial/diagnosi-de-l'estat-de-conservacio-de-la-biodiversitat-metropolitana/631937/11818>
- PINO, J.; RODÀ, F. (1999). «L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per a la ciència de la conservació». *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 67:5-20.
- PINO, J.; GORDILLO, J.; BASNOU, C.; FUENTES, L. (2018). *Estudi de la funcionalitat ecològica i la biodiversitat de l'Àrea Metropolitana de Barcelona en el marc del PDU*. Barcelona Regional-AMB.
- PINO, J.; RODÀ, F.; GUIRADO, M. (2003). «La ecología del paisaje y la gestión de la matriz de espacios abiertos», en: CUIMPB. *El paisaje y la gestión del territorio: Incorporación de criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo*. Barcelona: Diputació de Barcelona.
- PINO, J.; RODÀ, F.; BASNOU, C.; GUIRADO, M. (2008). «Canvis en la superfície i el grau de fragmentació del bosc a la plana del Vallès entre els anys 1993 i 2000». *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 51:59-77.
- PINO, J.; RODÀ, F.; BASNOU, C.; GUIRADO, M. (2009). «El canvi ambiental a la Mediterrània: la perspectiva del paisatge», en: BARRIOCANAL, C.; VARGA, D.; VILA, J. (eds.). *Canvi ambiental global. Una perspectiva multidisciplinària*. Quaderns de Medi Ambient 1. Girona: Documenta Universitaria, pàg. 91-102.
- PINO, J.; ARNAN, X.; RODRIGO, A.; RETANA, J. (2013). «Post-fire invasion and subsequent extinction of *Coryza spp.* in Mediterranean forests is mostly explained by local factors». *Weed Research*, 53:470-478.
- PINO, J.; ÀLVAREZ, E.; BASNOU, C.; ESPELTA, J. M.; GONZÁLEZ-GUERRERO, O.; GORDILLO, J.; GUARDIA, A.; ISERN, R.; PALMERO, M.; VICENTE, P.; PONS, X. (2019). «Canvis recents en les cobertes del sòl i en la dinàmica del paisatge als Països Catalans: implicacions en la conservació del patrimoni natural», en: *Natura, ús o abús (2018-2019)*. Institut d'Estudis Catalans.
- RITCHIE, H. (2018). *Urbanization*. Publicat en línia a: OurWorldInData.org <https://ourworldindata.org/urbanization>
- RODA, F.; GUIRADO, M.; PINO, J.; ESPADALER, X.; BERNAL, V.; RIBAS, J.; BASNOU, C. (2005). *La fragmentació dels boscos de la plana del Vallès*. Informe inèdit. Fundació Abertis.
- ROJAS, C.; PINO, J.; BASNOU, C.; VIVANCO, M. (2013). «Assessing land-use and -cover changes in relation to geographic factors and urban planning in the metropolitan area of Concepción (Chile). Implications for biodiversity conservation». *Applied Geography*, 39:93-103.
- RUIZ-CARBAYO, H.; BONAL, R.; PINO, J.; ESPELTA, J. M. (2018). «Zero-sum landscape effects on acorn predation associated with shifts in granivore insect community in new holm oak (*Quercus ilex*) forests». *Divers Distrib.* 24:521-534.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J. et al. (2000). «Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100». *Science*, 287:1770-1774.
- TELLO-GARCÍA, E.; GAMBOA-BADILLA, N.; ÀLVAREZ, E.; FUENTES, L.; BASNOU, C.; ESPELTA, J. M.; PINO, J. (2020). «Plant species surplus in recent peri-urban forests: the role of forest connectivity, species' habitat requirements and dispersal types». *Biodiversity & Conservation*, en premsa.
- TULLA, A. F.; SORIANO, J. M.; PALLARÈS, M.; VERA, A. (2003). «La transformació del model agrari en àrees de muntanya». *Espais*, 49:82-97.
- VILÀ, M.; PINO, J.; FONT, X. (2007). «Regional assessment of plant invasions across different habitat types». *Journal of Vegetation Science*, 18:35-42.

**EL PAPER DE LA INFRAESTRUCTURA
VERDA METROPOLITANA EN RELACIÓ AMB
LA QUALITAT DE L'AIRE I LA MITIGACIÓ I
ADAPTACIÓ AL CANVI CLIMÀTIC**

SUMARI

1. Introducció

2. Dades, mètodes i principals resultats

2.1. L'escala municipal

2.2. L'escala metropolitana i regional

3. Síntesi i principals conclusions

Agraïments

Referències

FRANCESC BARÓ^{1,2,3}, SARA MAESTRE ANDRÉS³

¹ Department of Geography, Vrije Universiteit Brussel (VUB), Pleinlaan 2, 1050 Brussels, Belgium

² Department of Sociology, Vrije Universiteit Brussel (VUB), Pleinlaan 5, 1050 Brussels, Belgium

³ Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona

EL PAPER DE LA INFRAESTRUCTURA VERDA METROPOLITANA EN RELACIÓ AMB LA QUALITAT DE L'AIRE I LA MITIGACIÓ I ADAPTACIÓ AL CANVI CLIMÀTIC

1. Introducció

Vivim en un planeta que cada vegada és més urbà i urbanitzat: actualment més de la meitat de la població mundial viu en ciutats i, segons les projeccions de l'Organització de les Nacions Unides (ONU), el 2050 aquest percentatge haurà augmentat fins al 68%. Això significa que en les pròximes tres dècades la població urbana mundial s'incrementarà en 2.500 milions de persones més (ONU, 2018), xifra que reflecteix un ritme de creixement extremadament ràpid. L'ONU ha declarat explícitament que el desenvolupament sostenible de les ciutats és crucial, especialment a l'hora d'abordar els múltiples reptes que planteja el model urbà. Molts d'aquests reptes són derivats o agreujats pel canvi climàtic, com ara episodis extrems de calor i/o precipitació, inundacions fluvials i costaneres, sequeres i un augment de la contaminació atmosfèrica, sovint amb greus conseqüències per a la salut de la població urbana (Revi et al., 2014). Per exemple, l'Organització Mundial de la Salut (OMS) estima que l'exposició a la contaminació atmosfèrica (que principalment es produeix en entorns urbans) provoca la mort prematura de 4,2 milions de persones arreu del món cada any. Per tant, aconseguir que les ciutats i àrees metropolitanes siguin més resilents, sostenibles, habitables i saludables hauria de ser una prioritat màxima en les agendes de les administracions locals, tal com recull l'11è Objectiu de Desenvolupament Sostenible (ODS) de l'ONU.

En aquest context, cada vegada hi ha més responsables polítics, professionals tècnics i científics que proposen planificar i gestionar les àrees verdes i blaves de les ciutats i les àrees metropolitanes (per exemple, els parcs i jardins urbans, l'arbrat viari, les cobertes verdes, els boscos periurbans, etc.) com una infraestructura urbana efectiva per tal d'afrontar el nombre creixent d'amenaces climàtiques. La infraestructura verda es defineix com «una xarxa estratègicament planificada de zones naturals i seminaturals, així com altres elements ambientals, dissenyada i gestionada per tal de proporcionar un ampli ventall de serveis ecosistèmics» (CE, 2013). És un concepte, per tant, que emfatitza tant la qualitat com la quantitat dels espais verds i blaus, el seu rol multifuncional i la importància de les seves interconnexions. Al seu torn, els serveis ecosistèmics es defineixen com «les contribucions directes i indirectes dels ecosistemes al benestar i la salut dels éssers humans» (TEEB, 2011). El concepte

d'infraestructura verda té el potencial de millorar el planejament territorial i urbanístic basant-se en una concepció més holística de la complexa interrelació i dinàmica entre els sistemes socials i ecològics (Hansen i Pauleit, 2014). En aquest context, recentment també ha sorgit amb força el concepte de solucions basades en natura, que la Comissió Europea defineix com «solucions inspirades o basades en la natura, les quals són cost-efectives, proporcionen simultàniament beneficis ambientals, socials i econòmics, i contribueixen a crear resiliència» (CE, 2015). De fet, els tres conceptes estan molt relacionats, tal com queda reflectit en l'estratègia de la UE per a la infraestructura verda, que determina que aquesta és «una eina per proporcionar beneficis ecològics, socials i econòmics per mitjà de les solucions naturals».

A les àrees urbanes, la infraestructura verda proporciona diversos serveis ecosistèmics de regulació que contribueixen a millorar la qualitat ambiental i el benestar i la salut dels seus habitants. Hi trobem, per exemple, la filtració de l'aire (o eliminació de contaminants atmosfèrics), la disminució del soroll, la regulació de la temperatura urbana o la reducció de l'escorrenia superficial (l'aigua de la pluja o altres fonts que discorre per superfícies impermeables). La provisió d'aquests serveis òbviament depèn de múltiples característiques i propietats estructurals i funcionals dels mateixos ecosistemes urbans. Així, per exemple, la vegetació urbana contribueix a regular la temperatura urbana i mitigar l'efecte d'illa de calor de les ciutats mitjançant l'evapotranspiració i la provisió d'ombra. Lògicament, però, l'arbrat urbà té un paper més significatiu en aquests dos processos que no pas altres tipus de vegetació, com ara els arbusts o les plantes herbàcies.

Malgrat que els serveis ecosistèmics de regulació són el grup de serveis avaluats de manera més freqüent en el context urbà i metropolità (Haase et al., 2014; Luederitz et al., 2015), la seva contribució real o potencial en relació amb la millora de la qualitat de l'aire i la mitigació i adaptació al canvi climàtic (a diferents escales) és sovint passada per alt, i per tant desconeuda per part de les autoritats locals i altres actors rellevants en l'àmbit del planejament urbanístic i territorial. Aquest article sintetitza els resultats de diverses avaluacions dels serveis ecosistèmics de regulació efectuades en els darrers anys a nivell de la ciutat de Barcelona, de la seva regió metropolitana i de la província,

que permeten determinar el paper que juga la infraestructura verda urbana (i metropolitana) en relació amb la qualitat de l'aire, la mitigació i l'adaptació al canvi climàtic a aquestes tres escales. Més concretament, s'analitza el rol de la infraestructura verda en la captura i emmagatzematge del diòxid de carboni (CO₂), en el control de l'escolament superficial, en la regulació de la temperatura (o mitigació de l'estrès tèrmic), i finalment en l'absorció o captació de contaminants atmosfèrics. L'estudi se centra principalment en els contaminants PM (partícules en suspensió) i NO₂, perquè són els que ocasionen un impacte negatiu més important en la salut dels ciutadans de la regió metropolitana de Barcelona a causa de les seves altes concentracions (Pérez et al., 2009).

L'àrea urbana de Barcelona integra un sistema socioecològic complex, que el fa un cas d'estudi excel·lent per als propòsits d'aquesta síntesi a diferents escales. A més, els ens locals, metropolitans i regionals hi estan desplegant instruments estratègics i urbanístics que inclouen la implementació d'infraestructures verdes. Hi trobem, per exemple, el Pla del Verd i de la Biodiversitat 2020 o el Pla Clima 2018-2030 de l'Ajuntament de Barcelona, el Pla Director Urbanístic (PDU) metropolità de l'Àrea Metropolitana de Barcelona o el projecte SITXELL (www.sitxell.eu) de la Diputació de Barcelona, que inclou la cartografia de diversos serveis ecosistèmics com a suport al planejament urbanístic i territorial de la província de Barcelona. D'una banda, el municipi de Barcelona (1,61 milions d'habitants en 101,4 km²) és una de les zones urbanes més densament poblades d'Europa, fet que implica fortes pressions i reptes en matèria de polítiques d'infraestructura verda urbana. El conjunt d'aquesta infraestructura verda (incloent-hi parcs urbans, el Parc Natural de Collserola i altres espais verds i blaus) representa aproximadament un 27% de la superfície municipal, i una ràtio de gairebé 17 m² per habitant (molt menor en alguns districtes i barris de la ciutat). A nivell de regió o àmbit metropolità (164 municipis repartits en 7 comarques en base a la delimitació del Pla territorial metropolità de Barcelona), la pressió antròpica continua sent molt elevada, amb més de 5 milions d'habitants en una extensió geogràfica de 3.236 km².

Tanmateix, la regió continua conservant una àmplia varietat d'hàbitats naturals de gran valor paisatgístic i ecològic, incloent-hi 14 espais Natura 2000 i prop d'un 70% del territori protegit a través del planejament territorial i altres figures de protecció. Finalment, la província de Barcelona és la demarcació administrativa més poblada de Catalunya i la segona d'Espanya (5.710.903 habitants el gener de 2020, IDESCAT). La província inclou 311 municipis i 11 comarques en una extensió de 7.726,4 km². Com a l'escala metropolitana, els ecosistemes presents a la província són principalment de tipus forestal (bosc, matollars, prats i herbassars, etc.) i agrícola, destacant-hi també els ecosistemes lligats als processos d'urbanització. Tal com mostren les diferents edicions del mapa de cobertes de Catalunya (MCSC, CREAF), tant l'àmbit provincial com el metropolità han sofert una caiguda dràstica de la superfície agrícola en les darreres dècades, que en bona part s'ha transformat en superfície urbana i en menor mesura en superfícies forestals (bosc, matollars, prats, etc.).

2. Dades, mètodes i principals resultats

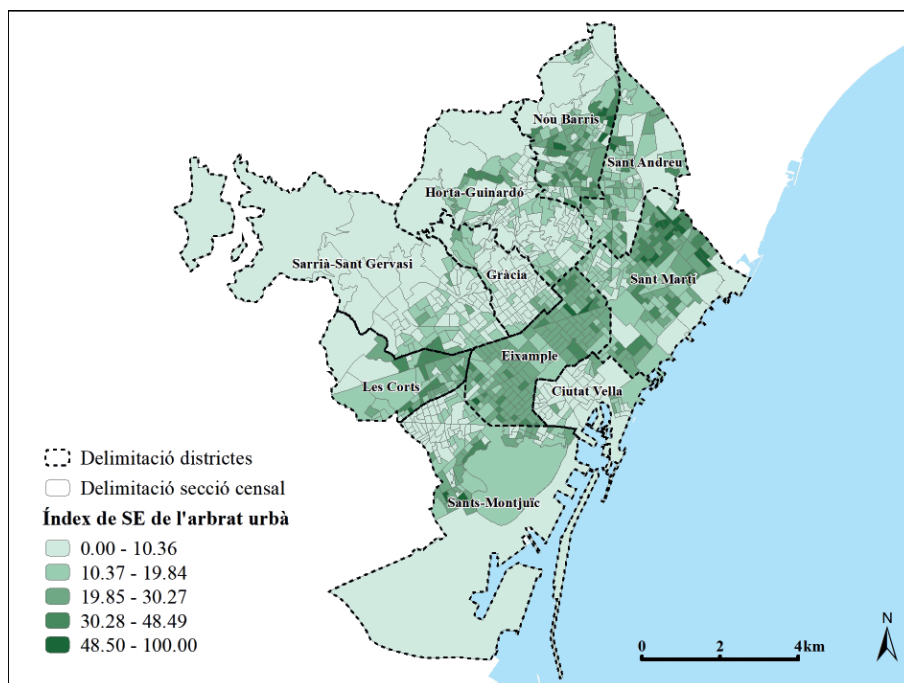
2.1. L'escala municipal

A escala municipal, ens basem en l'avaluació de serveis ecosistèmics de regulació que recullen les publicacions Baró et al. (2014) i Baró et al. (2019). En tots dos casos s'utilitza l'eina i-Tree Eco (vegeu www.itree-tools.org) per a la definició i quantificació dels indicadors de provisió de cada servei analitzat (vegeu la Taula 1). No obstant això, mentre que a Baró et al. (2014) s'avalua el conjunt de la infraestructura verda de la ciutat de Barcelona (mitjançant una mostra aleatòria de 332 parcel·les amb vegetació urbana), a Baró et al. (2019) s'analitzen només els serveis proporcionats per l'arbrat viari i de zona (és a dir, tots els situats a la via pública, sense incloure-hi els que es troben en parcs o jardins), que sumen un total de gairebé 200.000 exemplars. A més, el primer estudi quantifica els serveis ecosistèmics de captura i emmagatzematge de CO₂ i de filtració de contaminants atmosfèrics (incloent-hi PM₁₀ i NO₂), mentre que el segon se centra també en aquest darrer servei (incloent-hi PM_{2,5} en

Taula 1. Serveis ecosistèmics de regulació analitzats a escala municipal de Barcelona.

Servei ecosistèmic	Component de la infraestructura verda analitzat	Indicador del servei ecosistèmic	Mètode principal	Font
Filtració de contaminants atmosfèrics	Conjunt dels ecosistemes urbans (arbrat i matollar)	Contaminants (NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , CO, PM ₁₀) dipositats o absorbits (en t/any)	i-Tree Eco (mostra representativa)	Baró et al. (2014)
	Arbrat viari i de zona	Contaminants (NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , CO, PM _{2,5}) dipositats o absorbits (en kg/any)	i-Tree Eco (inventari complet)	Baró et al. (2019)
Captura i emmagatzematge de diòxid de carboni (regulació climàtica global)	Conjunt dels ecosistemes urbans (arbrat i matollar)	Carboni capturat (t/any) i emmagatzemat (t)	i-Tree Eco (mostra representativa)	Baró et al. (2014)
Control de l'escorrentia	Arbrat viari i de zona	Escorrentia evitada (m ³ /ha any)	i-Tree Eco (inventari complet)	Baró et al. (2019)
Regulació de la temperatura urbana	Arbrat viari i de zona	Transpiració (m ³ /ha any)	i-Tree Eco (inventari complet)	Baró et al. (2019)

Figura 1. Distribució territorial de l'índex de provisió de serveis ecosistèmics de regulació (filtració de l'aire, control d'escorrentia i regulació microclimàtica) de l'arbrat viari i de zona de Barcelona (agregat a nivell de secció censal).



Font: Baró et al. (2019).

lloc de PM_{10}) i en els serveis de control d'escorrentia superficial (escorrentia evitada) i regulació de temperatura (a partir de la transpiració de l'arbrat).

Els resultats de l'estudi de 2014 mostren que la contribució de la infraestructura verda municipal en relació amb la mitigació del canvi climàtic (compensació d'emissions) és molt baixa (unes 19.000 tones de CO_2 capturades anualment), ja que suposaria menys de l'1% del total de les emissions anuals de gasos d'efecte hivernacle de la ciutat (en l'any de referència). De manera similar, la seva contribució en relació amb la millora de la qualitat de l'aire també seria molt modesta, ja que es va estimar que la infraestructura verda elimina unes 55 tones anuals de NO_2 i unes 166 de PM_{10} , que suposen menys d'un 1% i un 3%, respectivament, de les emissions de la ciutat en l'any analitzat per a aquests contaminants atmosfèrics (tenint en compte també la contaminació de fons).

L'estudi de 2019 no analitza directament la contribució de l'arbrat urbà de Barcelona en relació amb la millora de la qualitat de l'aire, tot i que, per exemple, estima que aproximadament aquest component de la infraestructura verda municipal elimina uns 1.460 kg de NO_2 anualment (és a dir, aproximadament un 2,66% del total de la infraestructura verda si es pren com a referència l'estudi de 2014). Tanmateix, sí que permet observar la distribució territorial dels serveis ecosistèmics analitzats en el teixit urbà de Barcelona (vegeu la Figura 1). Aquesta distribució és especialment important en el cas dels serveis ecosistèmics de control d'escorrentia i regulació microclimàtica, ja que poden jugar un paper rellevant en l'adaptació climàtica dels diversos barris de la ciutat. Segons l'estudi, l'arbrat de la via pública evita l'escorrentia superficial de gairebé 53.000 m^3 d'aigua de pluja anualment (l'equivalent a unes 15 piscines olímpiques), i alhora transpira uns 840.400 m^3 d'aigua. Aquesta transpiració, juntament

amb l'ombra, pot arribar a reduir gairebé dos graus la temperatura del seu entorn immediat, sobretot a l'estiu. Aquest efecte climàtic és especialment important en districtes compactes i amb poca presència d'espais verds, com l'Eixample i, en menor mesura, Sant Martí, que alhora són els districtes amb uns valors de provisió de serveis ecosistèmics de regulació per hectàrea més elevats (vegeu la Figura 1).

Tots dos estudis també destaquen les limitacions relacionades amb els models biofísics que integra l'eina i-Tree Eco, especialment pel que fa al servei de filtració o eliminació de contaminants atmosfèrics. Per exemple, el model assumeix una distribució homogènia de la contaminació atmosfèrica i la precipitació a la ciutat, fet que implica òbviament un grau d'incertesa en l'estimació del servei ecosistèmic associat. En general, la relació entre vegetació urbana (especialment l'arbrat) i qualitat de l'aire és extremadament complexa (vegeu Eisenman et al., 2019). Si bé la infraestructura verda pot eliminar contaminants de l'aire per mitjà del procés de deposició seca i absorció (via estomes), també pot contribuir negativament a la qualitat de l'aire mitjançant l'emissió de compostos orgànics volàtils (VOCs) i pol·len al·lèrgic. A més, l'arbrat viari, depenent de la configuració i amplada del carrer, pot generar un efecte «barrera» i impedir la dispersió de la contaminació cap a les capes altes de l'atmosfera, incrementant la concentració local de contaminants (vegeu, per exemple, Jin et al., 2014).

2.2. L'escala metropolitana i regional

A escala metropolitana i regional, ens basem en l'avaluació de serveis ecosistèmics de regulació que recullen les publicacions Baró et al. (2016), Baró i Gómez-Baggethun (2017), Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020). A la Taula 2 es descriuen les diverses eines utilitzades, com el model ESTIMAP

Taula 2. Serveis ecosistèmics de regulació analitzats a escala metropolitana i regional de Barcelona.

Servei ecosistèmic	Component de la infraestructura verda analitzat	Indicador del servei ecosistèmic	Mètode principal	Font
Filtració de contaminants atmosfèrics	Conjunt de la infraestructura verda de la Regió Metropolitana de Barcelona	Contaminant NO ₂ dipositat o absorbit (en kg/ha i any)	Model ESTIMAP (<i>Ecosystem Services Mapping Tool</i> , Zulian et al., 2014)	Baró et al. (2016)
Filtració de contaminants atmosfèrics	Conjunt de la infraestructura verda de la província de Barcelona	Contaminant PM ₁₀ dipositat o absorbit (en kg/ha i any)	Mapa d'alta resolució de concentració mitjana anual de PM ₁₀ a escala europea que es basa en el model de Beelen et al. (2009) i en dades d'ús del sòl i de contaminació	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)
Captura i emmagatzematge de diòxid de carboni (regulació climàtica global)	Conjunt de la infraestructura verda de la Regió Metropolitana de Barcelona	Captura de carboni (kg/ha i any)	Modelització dels usos del sòl	Baró i Gómez-Baggethun (2017)
Captura i emmagatzematge de diòxid de carboni (regulació climàtica global)	Conjunt dels boscos de la província de Barcelona	Carboni aeri total (t C/ha)	Model estadístic basat en dades LIDAR segons una metodologia de Pino (2006)	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)
Control de l'escorrentia	Conjunt de la infraestructura verda de la província de Barcelona	Coefficient d'escolament superficial (<i>runoff</i>) (retenció de litres/m ²)	Coefficient d'escolament (<i>runoff</i>) de Tratalos et al. (2007) i el mètode dels complexos hidrològics de Cronshey (1986)	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)
Regulació de la temperatura urbana	Conjunt de la infraestructura verda de la província de Barcelona	Evapotranspiració real (mm/any)	Coefficient evaporatiu de Specht (Specht, 1972) i l'equació Hargreaves-Samani (Hargreaves i Samani, 1985), i incorporant, mitjançant una combinació de les capes ràster, les dades climàtiques de cada mes	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)

(*Ecosystem Services Mapping Tool*, Zulian et al., 2014), per a la definició i quantificació dels indicadors de provisió de cada servei analitzat.

A la Taula 3 es descriuen els diversos mètodes i indicadors utilitzats per quantificar i cartografiar la demanda de tres dels serveis ecosistèmics de regulació. Els estudis Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020) no analitzen directament la contribució de la infraestructura verda en relació amb els reptes climàtics (ja que les unitats dels mapes de provisió i demanda no són directament comparables), però, tanmateix, sí que permeten deduir o estimar la rellevància del paper de la infraestructura verda metropolitana/regional en relació amb la qualitat de l'aire i la mitigació i adaptació climàtica.

L'estudi de Baró et al. (2016) analitza el servei de filtració de l'aire i mostra, com era previsible, que les àrees forestals de la Regió Metropolitana de Barcelona són les que tenen una major capacitat per eliminar el contaminant NO₂ de l'atmosfera. Tanmateix, el paper de la infraestructura verda pel que fa a l'eliminació efectiva de NO₂ en algunes d'aquestes àrees (com ara al massís del Montseny) és relativament baix, perquè no són adjacents a les principals ciutats i per això no poden contribuir de manera rellevant a reduir-ne les concentracions (Figura 2a i 2b). En canvi, s'evidencia la importància dels boscos periurbans, com és el cas de

la serra de Collserola, en la provisió d'aquest servei ecosistèmic atesa la seva proximitat a zones urbanes on s'origina la contaminació de l'aire. Aquest fet permet que es pugui generar el flux del servei, a diferència d'altres àrees més allunyades de nuclis urbans d'igual o major capacitat.

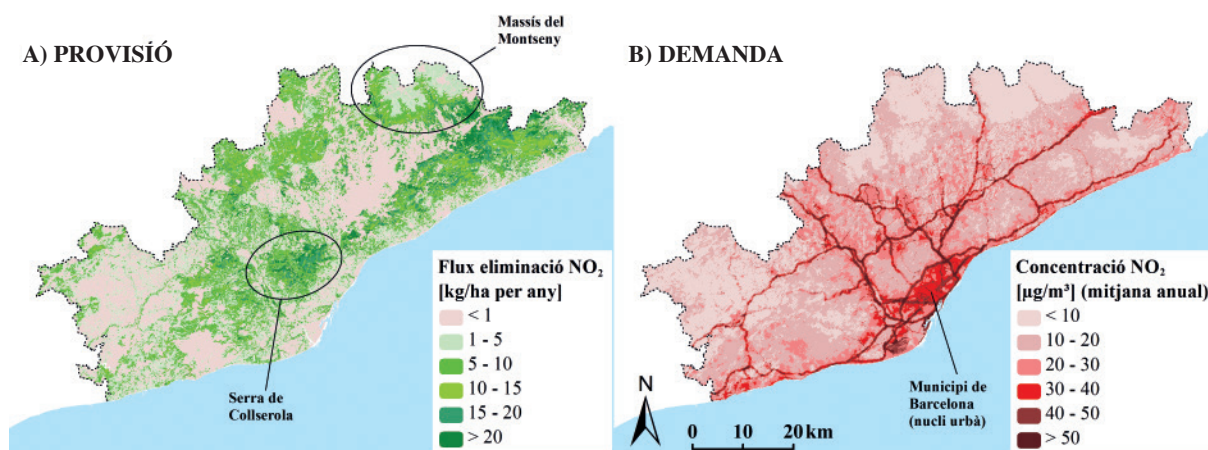
El mapa de concentració de NO₂ (Figura 2b) també revela que les vies d'alta capacitat (autovies i autopistes) constitueixen importants fonts de contaminació per NO₂. El mapa mostra els llocs en què el servei ecosistèmic no és capaç de mantenir la qualitat de l'aire al nivell establert per la Directiva sobre la qualitat de l'aire de la UE, segons la qual el límit anual de concentració mitjana de NO₂ és de 40 micrograms per metre cúbic.

Els resultats dels estudis Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020) referents a la filtració de les partícules PM₁₀ (Figura 3a) són molt similars al cas anterior de filtració de NO₂, en què el component de la infraestructura verda format per les àrees forestals de la província de Barcelona és el que té una major capacitat per eliminar el contaminant PM₁₀ de l'atmosfera. Tal com es pot observar, la provisió del servei és especialment elevada a la zona del massís del Montseny, el Parc del Montnegre i el Corredor, el Parc de Collserola o les muntanyes del Berguedà, i molt baixa o baixa en totes les zones urbanes i agrícoles de la regió. Si mi-

Taula 3. Indicadors de demanda dels serveis ecosistèmics de regulació analitzats a escala metropolitana i regional de Barcelona.

Servei ecosistèmic	Indicador de demanda del servei ecosistèmic	Mètode	Font
Captura i emmagatzematge de diòxid de carboni (regulació climàtica global)	Emissions de gasos d'efecte hivernacle totals provinents de diferents sectors en t CO ₂ equivalent/ha i any	Emissions de gasos d'efecte hivernacle municipals estimades en els Plans d'Acció per a l'Energia Sostenible (PAES) (font: Diputació de Barcelona)	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)
Control de l'escorrentia	Risc d'inundacions	Combinació de topografia i escorrentia seleccionant les zones amb valors més elevats d'escorrentia (18-20 mm)	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)
Filtració de contaminants atmosfèrics	Nivells de contaminació atmosfèrica i desviació respecte dels estàndards europeus (en concentració de PM ₁₀ i NO ₂ mitjana anual)	ESTIMAP (Zulian et al., 2014)	Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020)

Figura 2. a) Distribució territorial a la Regió Metropolitana de Barcelona de: a) Flux d'eliminació anual de NO₂, i de b) Concentració mitjana anual de NO₂.



Font: Baró et al. (2016).

rem el mapa de concentració de PM₁₀ (Figura 3b), veiem que els nivells de contaminació són més elevats a les zones urbanes de major densitat, especialment a la ciutat de Barcelona. Les zones amb menys contaminació de l'aire se situen en àrees com el massís del Montseny o bona part de les comarques no metropolitanes.

Els resultats de l'estudi Baró i Gómez-Baggethun (2017) demostren que la contribució de la infraestructura verda per compensar les emissions de carboni és, com a terme mitjà, reduïda (menys del 5% del total d'emissions són absorbides) en tota la Regió Metropolitana de Barcelona (Figura 4c). Només en cinc dels 164 municipis les emissions de carboni estimades es veuen del tot compensades per la captura i emmagatzematge de carboni efectuats pels ecosistemes locals. Aquests municipis es caracteritzen per una població molt escassa (menys de 500 habitants) i el predomini de cobertes forestals.

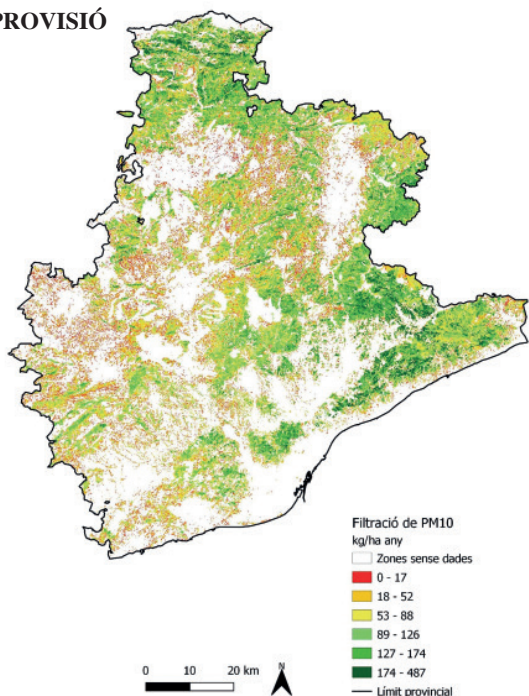
Si tenim en compte l'escala de província, els estudis Maestre-Andrés et al. (2018) i Basnou et al. (2020) mostren que els components de la infraestructura ver-

da que capturen i emmagatzemen més de 50 t C/ha es reparteixen en un 13% del territori de la província i corresponen als boscos dels espais protegits de Collserola, Parcs de Serralada Litoral i de Marina, Montseny, Espai Natural de les Guilleries-Savassona o el Parc Natural del Cadí-Moixeró (Figura 5a). Destaquen els boscos de l'Espai Natural de les Guilleries-Savassona i d'Osona, amb 100-200 t C/ha. Pel que fa a les emissions de diòxid de carboni equivalent com a indicador indirecte de la demanda del servei de regulació climàtica global, el mapa resultant (Figura 5b) mostra que els municipis amb major densitat de població i activitat industrial de la província són, com era previsible, els que generen més emissions de CO₂ equivalent per unitat de superfície.

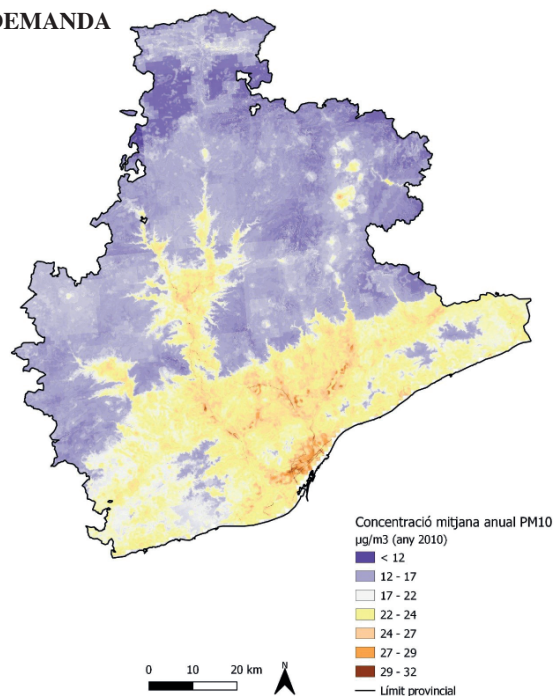
Pel que fa al servei de control de l'escorrentia, els mateixos estudis anteriors mostren que els valors més elevats d'escolament superficial corresponen a les categories urbanes (construïdes), impermeables, sense (o amb poca) vegetació natural, i es concentren a les zones densament urbanitzades, sobretot a la zona de la costa (infraestructures viàries, ports, aeroports, indústries). Els components de la infraestructura verda

Figura 3. Distribució territorial a la província de Barcelona de: a) la filtració de PM₁₀ i b) la concentració de PM₁₀.

A) PROVISIÓ



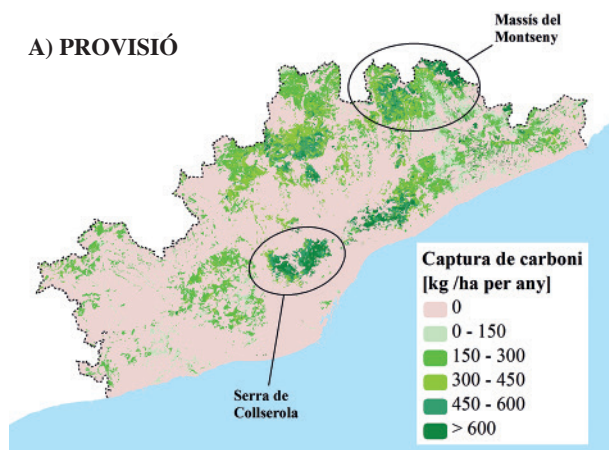
B) DEMANDA



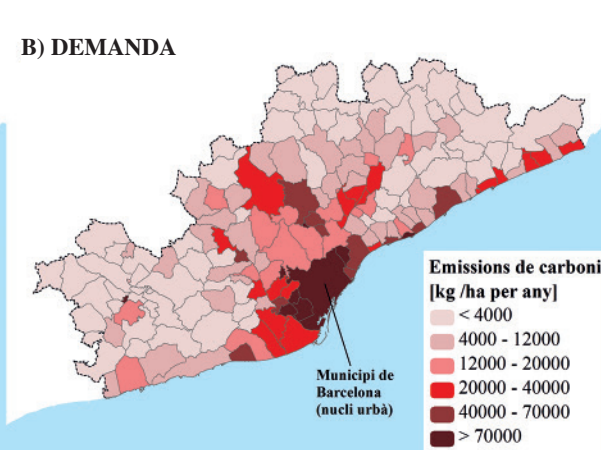
Font: Maestre-Andrés et al. (2018).

Figura 4. Distribució territorial a la Regió Metropolitana de Barcelona de: a) captura de carboni, b) emissions de carboni, i c) balanç final de carboni.

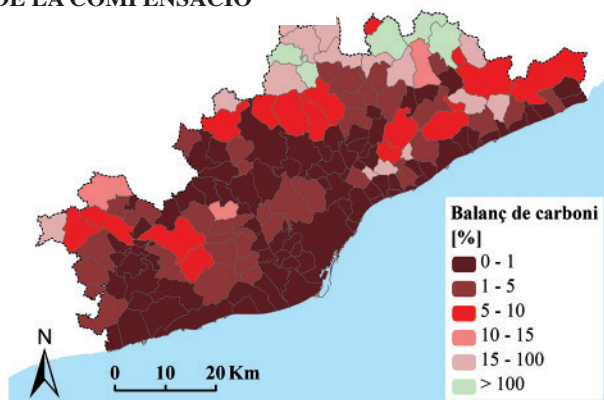
A) PROVISIÓ



B) DEMANDA



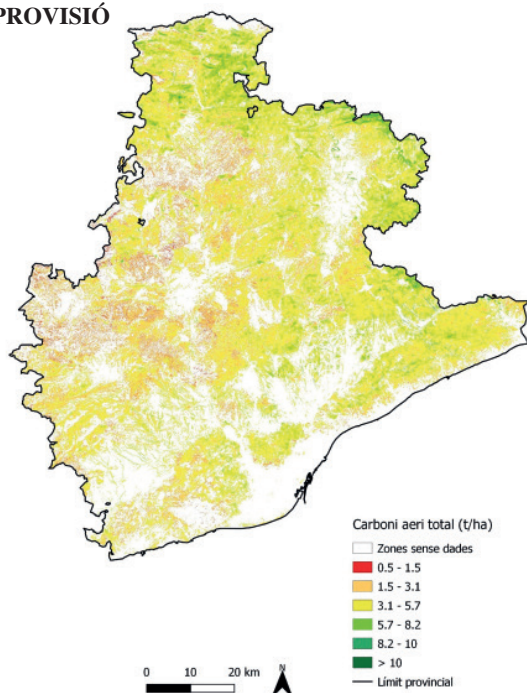
C) IMPACTE DE LA COMPENSACIÓ



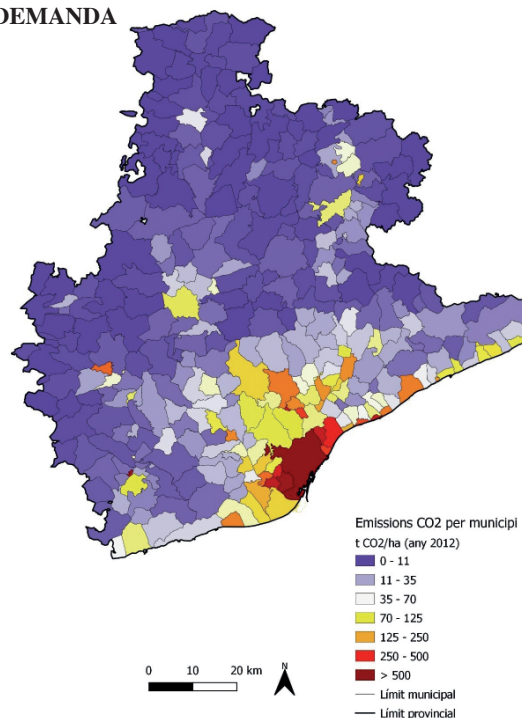
Font: Baró i Gómez-Baggethun (2017).

Figura 5. Distribució territorial a la província de Barcelona de: a) el carboni aeri total dels boscos, i b) les emissions de CO₂ per municipi.

A) PROVISIÓ



B) DEMANDA



Font: Maestre-Andrés et al. (2018).

corresponents a les cobertes del verd natural dels sòls permeables mostren l'índex d'escolament més baix, que, per tant, afavoreix la intercepció d'aigües de pluja contribuint al control de l'escorrentia. D'aquestes categories, les cobertes amb més capacitat d'intercepció de l'aigua de pluja són els matollars calcaris (Garraf), els conreus dels sòls permeables (com, per exemple, els cultius del Parc Agrari del Baix Llobregat), els boscos i els prats del Parc Natural del Cadí-Moixeró i la majoria dels parcs urbans (Figura 6a).

Aquests resultats fan palesa l'estreta relació entre la urbanització i l'augment de l'índex d'escolament superficial, a causa de l'increment de les superfícies impermeables. Una de les conseqüències d'aquest increment és l'augment del risc d'inundacions en el cas d'un fenomen de precipitació molt intensa a les zones urbanitzades amb més superfícies impermeables. L'augment de les superfícies impermeables, sobretot a les zones ripàries, pot afectar seriosament el cicle hidrològic, la qualitat de l'aigua i la flora i la fauna dels ecosistemes aquàtics, i pot portar fins i tot a la seva desaparició. Els parcs urbans i els altres components de la infraestructura verda (com, per exemple, l'arbrat viari) poden reduir de manera considerable les superfícies impermeables urbanes i contribuir a una millora del cicle hidrològic. Pel que fa al risc d'inundació, la Figura 6b mostra un model millorat de l'escolament superficial a la província de Barcelona. Destaquen (en blau) les àrees impermeables (tant des del punt de vista hidrogeològic com les superfícies construïdes) en zones majoritàriament planes i còncaves. La majoria de les zones urbanes i construïdes, en general, presenten un risc alt d'inundació, en cas d'esdeveniments de forta intensitat de precipitació. Cal considerar que el mapa de risc d'inundacions és només una pri-

mera aproximació, ja que l'anàlisi de la contribució de la infraestructura verda a reduir el risc d'inundació és complex i té una distribució multiescalar. Per exemple, a escala provincial, la presència a la part alta de les conques hidrogràfiques de components de la infraestructura verda en sòls permeables que generin un índex d'escolament baix té repercussions a la part baixa de les conques, reduint el risc d'inundacions a escala urbana/local.

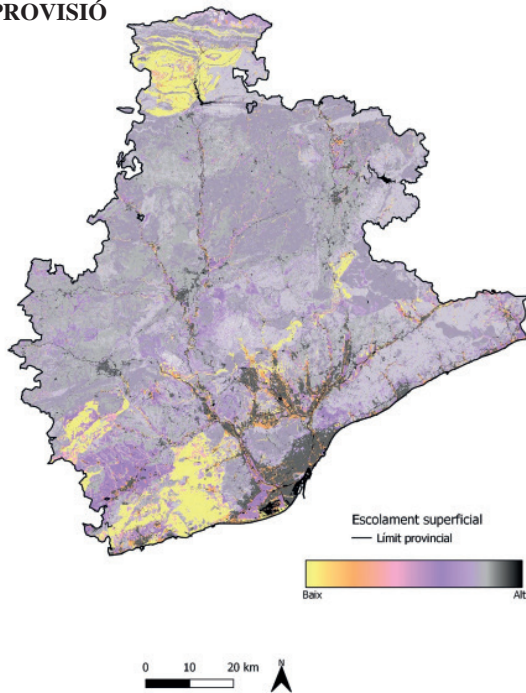
Pel que fa a la regulació de la temperatura, els estudis anteriorment esmentats consideren com a indicador indirecte l'evapotranspiració real (anual). Els components de la infraestructura verda que generen més evapotranspiració, i que per tant poden contribuir a la reducció de l'estrès tèrmic, són majoritàriament els boscos de les zones nord i est de la província (Figura 7). Ara bé, aquestes zones boscoses es troben lluny dels grans nuclis urbans, fet que indica que la seva contribució a reduir l'efecte d'illa de calor de les ciutats és limitada. Les zones amb evapotranspiració anual baixa es concentren a l'oest, en àrees cultivades (Anoia), però també en els nuclis urbans importants (Barcelona).

3. Síntesi i principals conclusions

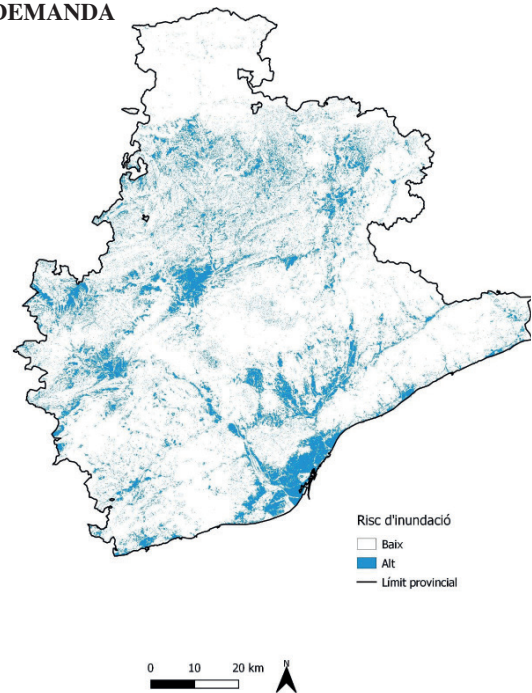
El potencial de la infraestructura verda urbana de Barcelona per contrarestar les emissions de carboni, la contaminació atmosfèrica i els episodis extrems de calor o de precipitació sol ser limitat i/o incert, sobretot a escala municipal. Això vol dir que, en general, la magnitud d'aquests problemes mediambientals i climàtics és encara massa elevada a escala de ciutat en comparació amb la contribució que fan o poden fer els serveis ecosistèmics urbans de regulació per atenuar-ne els impactes.

Figura 6. Distribució territorial a la província de Barcelona de: a) l'escolament superficial, i b) les àrees amb alt risc d'inundació.

A) PROVISIÓ



B) DEMANDA

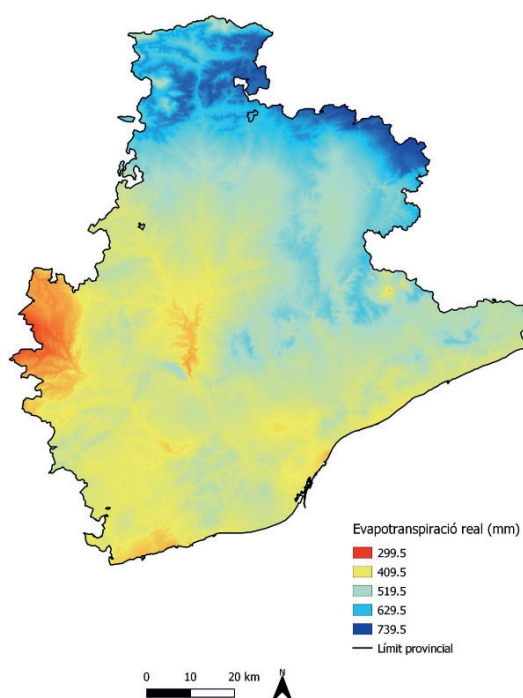


Font: Maestre-Andrés et al. (2018).

A escala metropolitana i provincial, la proporció d'infraestructura verda respecte del sòl edificat o urbanitzat és substancialment superior a la del municipi de Barcelona. No obstant això, l'avaluació dels serveis ecosistèmics a aquestes escales també mostra contribucions generalment modestes en el balanç general del carboni, és a dir, en la relació entre la captura i les emissions de carboni del territori, exceptuant les zo-

nes més forestals i poc poblades de la província. A més, l'alta capacitat de les grans àrees d'infraestructura verda metropolitana (com ara els espais naturals protegits) per tal de contribuir a la millora de la qualitat de l'aire o a la reducció de l'estrès tèrmic (per mitjà de l'evapotranspiració) generalment no es pot materialitzar a causa de la distància a què es troben dels llocs de major 'demanda', com ara les zones urbanes residencials més afectades per la contaminació de l'aire o l'efecte d'illa de calor.

Figura 7. Distribució territorial de l'evapotranspiració anual a la província de Barcelona.



Font: Maestre-Andrés et al. (2018).

Aquests resultats indicarien que l'escala rellevant per a l'aplicació d'estratègies d'infraestructura verda orientades a la millora de la qualitat de l'aire o l'adaptació al canvi climàtic probablement es limita al nivell de ciutat o fins i tot a escales inferiors. D'altra banda, segurament les estratègies de mitigació del canvi climàtic s'han d'abordar des d'una escala global, és a dir, reduint emissions i conservant o incrementant els grans embornals naturals de carboni a nivell mundial, com els boscos tropicals. La Taula 4 sintetitza l'evidència científica relacionada amb el potencial dels quatre serveis ecosistèmics de regulació analitzats en aquest article com a «solucions basades en la natura» per a la millora de la qualitat de l'aire i la mitigació i adaptació al canvi climàtic a Barcelona, considerant alhora les tres escales territorials: metropolitana/regional, urbana i suburbana. La taula és consistent amb altres estudis similars realitzats prèviament tenint en compte altres casos d'estudi (vegeu Pataki et al., 2011 i Demuzere et al., 2014).

Sobre la base d'aquesta síntesi del coneixement disponible (i també de les incerteses encara existents), es poden extreure les següents implicacions o conclusions pel que fa a la planificació i gestió multiescala de la infraestructura verda en l'àmbit de Barcelona i el seu rol potencial per a la millora de la qualitat de l'aire i la mitigació/adaptació al canvi climàtic.

Taula 4. Rol de la infraestructura verda en relació amb la qualitat de l'aire i la mitigació i adaptació al canvi climàtic a Barcelona, considerant l'escala suburbana, urbana (ciutat) i regional (província/regió metropolitana). Font: Elaboració pròpia a partir de les fonts citades anteriorment (vegeu Taules 1, 2 i 3).

	Província/regió metropolitana (escala regional)	Ciutat (escala urbana)	Espai verd o carrer (escala suburbana)
Filtració de contaminants atmosfèrics (millora de la qualitat de l'aire)	Rellevància baixa	Rellevància baixa	Depenent de la composició i configuració de la vegetació
Captura i emmagatzematge de CO ₂ (mitigació del canvi climàtic)	Rellevància moderada/baixa	Rellevància baixa	No definit
Control de l'escorrentia (adaptació al canvi climàtic)	Rellevància potencial moderada	Rellevància moderada	Rellevància moderada/alta
Regulació de la temperatura urbana (adaptació al canvi climàtic)	Rellevància potencial baixa	Rellevància moderada	Rellevància moderada/alta

Primer, els problemes de contaminació atmosfèrica i els objectius locals de reducció de gasos d'efecte hivernacle s'han d'abordar principalment mitjançant polítiques de reducció de les emissions, com ara mesures per a la limitació del trànsit motoritzat o d'eficiència energètica. En altres paraules, les polítiques urbanes de mitigació del canvi climàtic i millora de la qualitat de l'aire s'haurien de centrar sobretot en les fonts de contaminació (infraestructures edificades i sistemes de transport) més que no pas en els embornals (la vegetació urbana que absorbeix carboni i altres contaminants). Les estratègies d'infraestructura verda urbana poden jugar un paper complementari, però no principal, en la implementació d'aquestes polítiques.

Segon, la infraestructura verda urbana pot contribuir a desenvolupar estratègies d'escala suburbana per millorar la qualitat de l'aire i l'adaptació al canvi climàtic, contribuint alhora a la salut i el benestar dels ciutadans. Així, per exemple, els parcs, jardins o eixos verds poden actuar com a 'espais saludables' d'aire fresc i net dins de les ciutats. El potencial de les cobertes verdes, l'arbrat urbà o altres intervencions verdes a petita escala és també especialment rellevant a causa de la densitat i compacitat del teixit urbà de Barcelona i altres ciutats metropolitanes. Tal com mostra l'estudi de Baró et al. (2019), l'arbrat urbà juga un paper redistributiu rellevant en relació amb la provisió local de serveis ecosistèmics de regulació a Barcelona, especialment a causa de la distribució desigual i irregular d'altres components de la infraestructura verda urbana, com ara els parcs o jardins urbans. A més, aquest rol redistributiu de l'arbrat sembla que beneficia especialment col·lectius vulnerables als impactes del canvi climàtic i la contaminació atmosfèrica, com ara la gent gran.

Tercer, per tal d'estimar la contribució o efectivitat de la infraestructura verda en relació amb la qualitat ambiental i els reptes climàtics, també cal tenir-ne en compte els potencials perjudicis o «desserveis», sobretot a l'hora de planificar i gestionar la seva implementació en entorns urbans. Com s'ha comentat anteriorment, existeix evidència científica dels efectes negatius que poden provocar algunes espècies d'arbrat sobre la qualitat de l'aire, ja sigui per mitjà de l'emissió de compostos volàtils orgànics, de pol·len

al·lergogen o a causa de l'efecte barrera per a la dispersió de contaminants atmosfèrics que en determinades condicions poden provocar a escala de carrer. L'arbrat urbà o els boscos periurbans/metropolitans també poden ser contribuïdors nets d'emissió de gasos d'efecte hivernacle, especialment si es troben sotmesos a factors que en limitin el creixement i la vitalitat o directament a perturbacions ambientals com ara els incendis forestals. Així mateix, en climes mediterranis com el de Barcelona, l'augment de l'efecte microclimàtic de reducció de temperatures mitjançant l'evapotranspiració pot comportar un risc d'escassetat de recursos hídrics, especialment si aquest increment va lligat a una major necessitat d'aigua de reg per part de la vegetació urbana.

Quart, tot i que l'abast de la nostra síntesi es limita a quatre serveis de regulació, la infraestructura verda òbviament també proporciona serveis i beneficis addicionals, com ara el control de l'erosió, la millora de la qualitat de l'aigua o tota una sèrie de beneficis per a la salut i el benestar de les persones relacionats amb els serveis intangibles o culturals de la natura, incloent-hi les oportunitats per al lleure, l'apreciació estètica o l'educació ambiental. A diferència de les infraestructures urbanes tradicionals (per exemple, la infraestructura viària), en general dissenyades amb un sol propòsit, el valor afegit de la infraestructura verda urbana i metropolitana és la seva naturalesa multifuncional.

En resum, la planificació i la gestió de la infraestructura verda de l'àmbit de Barcelona en el context de la seva contribució a mitigar el canvi climàtic i adaptar-s'hi, juntament amb la millora de la qualitat atmosfèrica, requereixen un plantejament holístic i multiescalar. Els planificadors i gestors del territori han de tenir en compte tot el ventall de serveis ecosistèmics proporcionats pels diversos components de la infraestructura verda i les sinèrgies o incompatibilitats entre ells, juntament amb les diferents escales territorials en què aquests serveis poden ser significatius o rellevants. Aquest plantejament exigeix una elevada coordinació institucional entre tots els ens públics que s'ocupen de les polítiques urbanes i ambientals a la metròpoli de Barcelona, així com també l'harmonització dels instruments de planificació territorial i sectorial.

Agraïments

Aquest capítol es basa en una revisió de diversos treballs de recerca publicats anteriorment i referenciats a continuació que han estat finançats pels programes següents: xarxa ERA-Net BiodivERsA a través dels projectes 'URBES' (codi PRI-PIMBDV-2011-1179) i 'ENABLE' (codi PCIN-2016-002); 7è Programa Marc i Horizon 2020 per a la recerca i la innovació de la Comissió Europea a través dels projectes 'OpenNESS' (codi 308428) i 'Naturvation' (codi 730243); Consell Europeu de Recerca (ERC) a través del projecte Greenlulus (codi 678034); i el conveni de col·laboració amb la Diputació de Barcelona corresponent al projecte «Definició, caracterització i difusió de la Infraestructura Verda de la província de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITXELL)». També agraïm el suport tècnic i a nivell d'obtenció de dades proporcionat per l'Ajuntament de Barcelona i l'Àrea Metropolitana de Barcelona.

Referències

- BARÓ, F.; CHAPARRO, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; LANGEMEYER, J.; NOWAK, D.; TERRADAS, J. (2014). «Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain». *Ambio*, 43:466-479.
- BARÓ, F.; PALOMO, I.; ZULIAN, G.; VIZCAINO, P.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2016). «Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: a case study in the Barcelona metropolitan region». *Land Use Policy*, 57:405-417.
- BARÓ, F.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2017). «Assessing the Potential of Regulating Ecosystem Services as Nature-Based Solutions in Urban Areas», en: KABISCH, N.; KORN, H.; STADLER, J.; BONN, A. (eds.), *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice*. Cham: Springer International Publishing, pàg. 139-158. doi:10.1007/978-3-319-56091-5_9
- BARÓ, F.; CALDERÓN-ARGELICH, A.; LANGEMEYER, J.; CONNOLLY, J. J. T. (2019). «Under one canopy? Assessing the distributional environmental justice implications of street tree benefits in Barcelona». *Environmental Science and Policy*, 102:54-64.
- BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; CASTELL, C.; DALMASES, C.; PINO, J. (2020). «Advancing on green infrastructure approach: integrating biodiversity, ecosystem functions and services into landscape planning in the Province of Barcelona». *Urban Forestry & Urban Greening*. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126797>
- BEELEN, R.; HOEK, G.; PEBESMA, E. et al. (2009). «Mapping of background air pollution at a fine spatial scale across the European Union». *Science of the Total Environment*, 407:1852-1867.
- CE (COMISSIÓ EUROPEA) (2013). *Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's natural capital*. Brussel·les: European Commission, COM (2013) 249 final.
- CE (COMISSIÓ EUROPEA) DG RESEARCH & INNOVATION (2015). *Towards an EU research and innovation policy agenda for nature-based solutions & re-naturing cities: Final report of the Horizon 2020 expert group 'Nature-based solutions and re-naturing cities'*.
- CRONSHEY, R. (1986). *Urban hydrology for small watersheds*. US Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Engineering Division.
- DEMUZERE, M.; ORRU, K.; HEIDRICH, O.; OLAZABAL, E.; GENELETTI, D.; ORRU, H.; BHAVE, A. G.; MITTAL, N.; FELIU, E.; FAEHNLE, M. (2014). «Mitigating and adapting to climate change: multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure». *Journal of Environmental Management*, 146:107-115.
- EISENMAN, T. S.; CHURKINA, G.; JARIWALA, S. P.; KUMAR, P.; LOVASI, G. S.; PATAKI, D. E.; WEINBERGER, K. R.; WHITLOW, T. H. (2019). «Urban trees, air quality, and asthma: An interdisciplinary review». *Landscape and Urban Planning*, 187:47-59. doi:10.1016/j.landurbplan.2019.02.010
- HAASE, D.; LARONDELLE, N.; ANDERSSON, E.; ARTMANN, M.; BORGSTRÖM, S.; BREUSTE, J.; GOMEZ-BAGGETHUN, E.; GREN, Å.; HAMSTEAD, Z.; HANSEN, R.; KABISCH, N.; KREMER, P.; LANGEMEYER, J.; RALL, E.; MCPHEARSON, T.; PAULEIT, S.; QURESHI, S.; SCHWARZ, N.; VOIGT, A.; WURSTER, D.; ELMQVIST, T. (2014). «A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation». *Ambio*, 43:413-433. doi:10.1007/s13280-014-0504-0
- HANSEN, R.; PAULEIT, S. (2014). «From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas». *Ambio*, 43(4):516-529.
- JIN, S.; GUO, J.; WHEELER, S.; KAN, L.; CHE, S. (2014). «Evaluation of impacts of trees on PM_{2.5} dispersion in urban streets». *Atmospheric Environment*, 99:277-287.
- LUEDERITZ, C.; BRINK, E.; GRALLA, F.; HERMELINGMEIER, V.; MEYER, M.; NIVEN, L.; PANZER, L.; PARTELOW, S.; RAU, A. L.; SASAKI, R.; ABSON, D. J.; LANG, D. J.; WAMSLER, C.; VON WEHRDEN, H. (2015). «A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research». *Ecosystem Services*, 14:98-112. doi:10.1016/j.ecoser.2015.05.001
- MAESTRE-ANDRÉS, S.; BASNOU, C.; BARÓ, F.; LANGEMEYER, J.; PINO, J. (2018). *Definició, caracterització i difusió de la infraestructura verda de la província de Barcelona en el marc del Sistema d'Informació Territorial de la Xarxa d'Espais Lliures (SITXELL)*. Diputació de Barcelona.
- PATAKI, D. E.; CARREIRO, M. M.; CHERRIER, J.; GRULKE, N. E.; JENNINGS, V.; PINCETL, S.; POUYAT, R. V.; WHITLOW, T. H.; ZIPPERER, W. C. (2011). «Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions». *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9:27-36.
- PÉREZ, L.; SUNYER, J.; KÜNZLI, N. (2009). «Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain)». *Gaceta Sanitaria*, 23:287-294.

REVI, A.; SATTERTHWAIT, D. E. et al. (2014). «Urban areas», en: FIELD, C. B.; BARROS, V. R. et al. (eds.): *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability*, Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge / Nova York: Cambridge University Press [http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg2/WGIIAR5-Chap8_FINAL.pdf].

TEEB (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY) (2011). *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*, consultable via teebweb.org.

TRATALOS, J.; FULLER, R. A.; WARREN, P. H.; DAVIES, R. G.; GASTON, K. J. (2007). «Urban form, biodiversity potential and ecosystem services». *Landscape and Urban Planning*, 83(4):308-317.

ONU (ORGANITZACIÓ DE LES NACIONS UNIDES). (2018). *World urbanization prospects: the 2018 revision*. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (ST/ESA/SER.A/420).

ZULIAN, G.; POLCE, C.; MAES, J. (2014). «ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European Union». *Annali di Botanica*, 4:1-7. doi: 10.4462/annbotrm-11807

METABOLISMO HÍDRICO DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE DEL ÁREA METROPOLITANA DE BARCELONA

SUMARI

1. Introducción

2. Metodología

2.1. Caso de estudio

2.2. Aproximación «bottom-up»: estimación de los requerimientos hídricos de la vegetación

2.3. Aproximación «top-down»: análisis multiescalar del metabolismo hídrico

3. Resultados

3.1. Requerimientos hídricos de la vegetación

3.2. Flujos de agua a nivel de Área Metropolitana

3.3. Metabolismo hídrico de la infraestructura verde

3.4. Territorialización del metabolismo hídrico

4. Discusión

5. Conclusiones

6. Referencias

METABOLISMO HÍDRICO DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE DEL ÁREA METROPOLITANA DE BARCELONA

1. Introducción

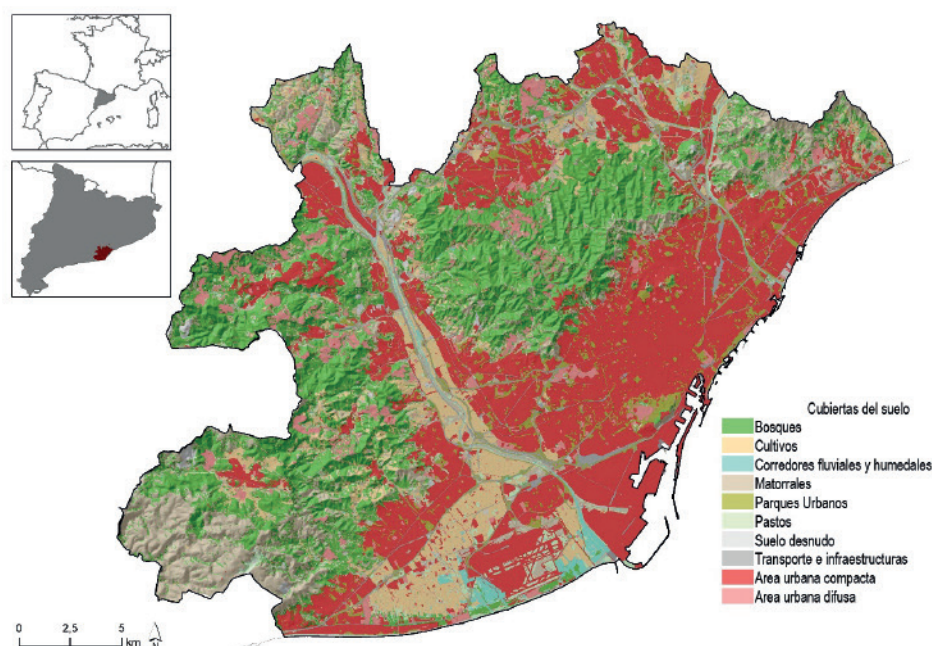
El análisis y la gestión de recursos naturales como el agua requieren de una aproximación integrada que permita la comprensión de todos los desafíos e implicaciones que tiene un sistema tan complejo como el hídrico, con efectos en las esferas ambientales, económicas, políticas y sociales (Bouwer, 2000; Pahl-Wostl et al., 2008; Weitz et al., 2014; Hagemann y Kirschke, 2017). Tradicionalmente, los recursos hídricos han sido tratados de forma compartimentada en enfoques monodisciplinares y políticas sectoriales que se enfocaban fundamentalmente en la gestión de la oferta, sin integrar la gestión de la demanda ni incidir en ella (Sharma, 2009; Chen et al., 2005). La concepción integrada del metabolismo del agua requiere identificar, estructurar y caracterizar toda la red de elementos relevantes a lo largo de las múltiples etapas del sistema hídrico, así como establecer cuantitativamente las interrelaciones, que en sistemas complejos son recíprocas y a menudo no lineales.

En general, los sistemas urbanos concentran las funciones metabólicas de las sociedades en relación al procesamiento y el consumo, mientras que externalizan las actividades primarias y, por lo tanto, dependen de estas funciones extractivas externas (Kennedy et al., 2015; Grimm et al., 2008; Rickwood et al., 2008). Incluso en el caso de que algunas ciudades produzcan algo de sus propios recursos hídricos, energéticos o alimentarios, el espacio físico en las áreas urbanas es muy limitado, y por lo tanto la competencia por otros usos del suelo es elevada y, en general, se da preferencia a los que generen más valor monetario por superficie ocupada. El salto de escala de núcleos urbanos a sistemas metropolitanos supone otro paradigma desde el punto de vista metabólico. Las metrópolis son un caso particular de sistema urbano con dinámicas muy interesantes de uso de los recursos (van den Brandeler et al., 2019). Se trata de territorios más extensos, donde se conectan múltiples núcleos urbanos dentro de una matriz territorial y, por lo tanto, existe el potencial de integrar una combinación de usos del suelo aparte de las áreas puramente urbanas, para así incrementar su provisión de servicios ecosistémicos. En este sentido, las áreas metropolitanas suponen una escala funcional que proporciona una gran oportunidad para la mejora de la gestión integral del agua.

La aproximación del metabolismo social evalúa de forma integrada el funcionamiento de sistemas socioecológicos, centrándose en el análisis de los flujos biofísicos y la estructura socioeconómica del sistema. El desarrollo del concepto de metabolismo social (Lotka, 1922) ha resultado en diferentes enfoques de cuantificación biofísica (Gerber y Scheidel, 2018). Para este estudio, nos basamos en la aproximación MuSIASEM, particularmente útil en el análisis multiescalar y multidimensional, el cual ha sido aplicado a numerosos casos de estudio (p.e., Sorman et al., 2009; Siciliano, 2012; Giampietro et al., 2014). Los estudios previos basados en la aproximación MuSIASEM han sido principalmente aplicados a las evaluaciones de sistemas agrícolas, tanto para la cuantificación y la caracterización de los flujos hídricos (Serrano-Tovar et al., 2014) como para las evaluaciones del metabolismo hídrico y sus impactos (Cabello y Madrid, 2014; Madrid et al., 2014; Salmoral et al., 2018). Estos estudios se centran en el análisis de la relevancia del agua para mantener un sector económico (p.e., agricultura) y una función social (p.e., producción de alimentos). Utilizamos, por lo tanto, la aproximación MuSIASEM para identificar y cuantificar los flujos hídricos en el sistema socioecológico metropolitano con datos estadísticos desde arriba (aproximación «top-down») y asignar los usos del agua a los diferentes sectores y niveles relevantes, estableciendo las interrelaciones en forma de intercambios de flujos de agua.

En cualquier sistema socioecológico, el agua es un recurso necesario para realizar muchas funciones sociales y económicas, así como funciones ecológicas fundamentales para la reproducción de las condiciones que permiten mantener la biota en los ecosistemas y la producción primaria de cultivos y ganado. Por otro lado, la extracción, distribución y consumo de agua requiere importantes inversiones económicas en infraestructuras apropiadas para la captura, tratamiento, distribución y saneamiento de los diferentes usos hídricos. A pesar de que el agua es un tema extensamente estudiado desde varias disciplinas, como la hidrología o la agronomía, y está siendo cada vez más considerada en los estudios de planeamiento urbano, resulta todavía la dimensión menos evaluada sistemáticamente en los análisis de metabolismo social (Eurostat, 2013). Parte de este vacío es debido a problemas en la disparidad de la información (Naff, 1999), que dificulta la construcción de bases de datos robustas que cubran todos los flujos de agua en ciudades

Figura 1. Mapas de cubiertas del suelo (2015) del Área Metropolitana de Barcelona (AMB).



Fuente: CREAF (2016).

en general, y para la infraestructura verde en particular. Avanzar en este campo es, por lo tanto, crucial para el progreso sostenible del Área Metropolitana de Barcelona, especialmente en escenarios de cambio climático, donde el agua es un factor particularmente crítico en el contexto mediterráneo (TICCC, 2016).

Por otro lado, los diferentes patrones metabólicos configuran paisajes particulares que a su vez proveen de servicios ecosistémicos a las áreas metropolitanas. En este caso, los métodos procedentes de la ecología del paisaje nos son útiles para identificar patrones de usos del suelo y los procesos ecológicos asociados (Dupras et al., 2016; Marull et al., 2018a). La combinación del metabolismo social con la ecología del paisaje tiene la capacidad de generar indicadores territorializados de gran utilidad en el planeamiento, representados espacialmente en mapas utilizando herramientas SIG (Marull et al., 2016; Marull et al., 2018b). La aplicación de estos innovadores enfoques en el Área Metropolitana de Barcelona se presenta como una de las primeras caracterizaciones multiescalares de este tipo, dado que a pesar de los numerosos estudios que se han realizado en la zona sobre el uso del agua (p.e., March y Saurí, 2010; Domene et al., 2006), ninguno se ha centrado en sistematizar el análisis del agua en la infraestructura verde metropolitana. El presente estudio trata de llenar este vacío incorporando los flujos y el balance hídrico considerando los espacios naturales, así como integrándolos en una visión sistémica y a múltiples escalas que permita caracterizar el metabolismo hídrico de una forma integrada.

Este artículo se enfoca en dar respuesta a dos cuestiones principales: a) Cómo evaluar de forma integral los requerimientos de agua de la infraestructura verde en una región metropolitana; b) Cuáles serían las implicaciones potenciales de modificar la extensión y la disposición de los componentes de la infraestructura verde metropolitana (p.e., parques urbanos, áreas forestales y agrícolas) debido a cambios en los usos del

suelo (p.e., desarrollo urbano). Para ello, nuestra pregunta de investigación se centra en cómo caracterizar los diferentes elementos relevantes de un sistema hídrico tan complejo como el del Área Metropolitana de Barcelona para conseguir una representación analítica útil en la elaboración de políticas públicas.

2. Metodología

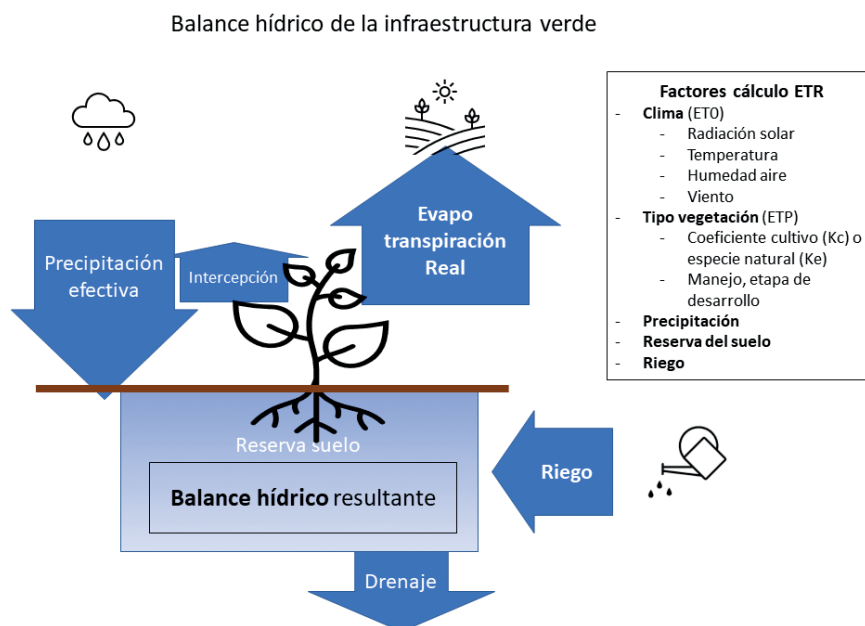
2.1. Caso de estudio

El Área Metropolitana de Barcelona (AMB) se compone de 36 municipios, se extiende por 636 km² y acoge a más de 3,3 millones de habitantes. Aproximadamente la mitad de la superficie de la metrópolis está urbanizada (48%), pero el resto de la superficie está compuesto por áreas agrícolas, principalmente en el delta del Llobregat, y por zonas montañosas que hospedan diversos hábitats naturales y usos rurales (Figura 1). La precipitación media anual es de 642 mm, teniendo un rango de 376-862 mm, con un patrón claro de precipitación máxima en otoño y en primavera, y con veranos secos (Ninyerola et al., 2000). El clima es mediterráneo de costa, con alto estrés hídrico en verano.

2.2. Aproximación «bottom-up»: estimación de los requerimientos hídricos de la vegetación

Dado que la infraestructura verde se caracteriza físicamente por estar cubierta de vegetación (plantas silvestres en hábitats naturales, hierba y plantas ornamentales en parques y bosques, o cultivos en espacios agrícolas), este estudio propone en primera instancia utilizar las estimaciones de consumo de agua basadas en los modelos de requerimientos hídricos empleados en agronomía. Para ello se utiliza una aproximación de abajo hacia arriba («bottom-up»), donde se hace una estimación desde los tipos de cultivos y especies vegetales predominantes hasta el balance hídrico del agua en los suelos. Todos los cálculos tienen como referencia datos del año 2015, a menos que se indi-

Figura 2. Diagrama con los principales elementos en el balance hídrico de la infraestructura verde.



que lo contrario. Como se observa en la Figura 2, los factores considerados para este tipo de estimación son: clima, vegetación, precipitación efectiva, reserva de agua del suelo, riego y drenaje.

En primer lugar, se generan mapas para todo el AMB con los datos climáticos de 2015 dados por la precipitación observada, la temperatura media y la evapotranspiración de referencia (ET0) de las estaciones meteorológicas, disponibles a nivel mensual. Todos los datos climáticos provienen del Servei Meteorològic de Catalunya (SMC). Se elabora un mapa de polígonos Thiessen, donde se infieren los datos de las estaciones de ET0 y temperatura. La ET0 está basada en la fórmula de Penman-Monteith, que incluye factores de radiación solar, temperatura, humedad del aire y viento. Para los datos de precipitación, se genera un mapa ráster mensual mediante el método IDW (*Inverse Distance Weighted*).

Una vez establecidos los factores climáticos, se calcula la evapotranspiración potencial (ETP), que equivaldría a la demanda teórica de las plantas en condiciones ideales. Esta evapotranspiración depende del consumo de cada planta, y por lo tanto es diferente para cada una de las cubiertas vegetales, que obtenemos con el *Mapa de Cubiertas del Suelo de Catalunya* de 2015 (CREAF, 2016). Los *coeficientes de cultivo* (Kc) se obtienen de la FAO (Allen et al., 1998). Se ajustan los diferentes períodos de desarrollo de cada cultivo a lo largo del año con datos de la FAO y con los períodos de siembra de las variedades típicas en la región (Calendari de Sembrar i Plantació, 2015).

Este estudio utiliza modelos de necesidades de riego para estimar los requerimientos hídricos de zonas verdes naturales y parques urbanos, estimando la evapotranspiración de las especies dominantes que existen en cada caso con datos del *Manual dels Hàbitats de Catalunya* (Carreras et al., 2016), y el mapa de cubiertas antes mencionado. Los *coeficientes de especie* (Ke) para la vegetación se obtuvieron del *Manual de*

Riego de Jardines (Ávila, 2004). Combinando los datos climáticos y de vegetación existente, se obtiene la evapotranspiración potencial (ETP), que sería la que habría si la reserva de agua del suelo estuviese completamente llena durante todo el año.

Sin embargo, se puede ir más allá de la ETP estimando la evapotranspiración real (ETR), teniendo en cuenta la precipitación que hubo, el balance de la reserva de agua del suelo y el riego que se produzca en cultivos irrigados. También se estima el drenaje resultante que sale de la infraestructura verde hacia otros elementos del sistema metropolitano. Para ello se calcula la intercepción, que descuenta la precipitación que se retiene en las hojas y ramas y no llega a caer al suelo antes de evaporarse: de un 35% en bosques de coníferas, de un 25% en el resto de vegetación leñosa y de un 10% en cultivos herbáceos (Vicente et al., 2018).

La precipitación que sí llega al suelo la denominamos precipitación efectiva. El proceso de intercepción supone ajustar la evapotranspiración potencial, que se denominará evapotranspiración potencial corregida (ETP_c). El cálculo de la variación de la reserva de agua del suelo en cada momento del año es un proceso complicado, que depende de establecer mes a mes si existe déficit o excedente de precipitación. Para el caso de los cultivos de regadío, entra también el factor riego, en el que se asume que siempre se satisfará toda el agua que requiera el cultivo. Por último, se puede obtener la cantidad de drenaje restante, que es el sobrante de las entradas de agua (precipitación y riego) que excedan la capacidad de reserva de los suelos.

Se puede acceder en línea a una explicación detallada sobre todos los cálculos efectuados, en el informe del Laboratorio Metropolitano de Ecología y Territorio de Barcelona (<https://iermb.uab.cat/let/>), denominado *Support a l'avaluació d'escenaris del Pla Director Urbanístic. Cap a una transició socioecològica de la infraestructura verda* (IERMB, 2021).

2.3. Aproximación «top-down»: análisis multiescalar del metabolismo hídrico

Para analizar el metabolismo hídrico de un sistema es necesario conocer el contexto con el que interactúa. Ello permite entender y cuantificar los flujos de entrada y salida, así como sus afectaciones mutuas a diferentes escalas. En nuestro caso, la escala principal de análisis es la infraestructura verde, mientras que el resto del Área Metropolitana y los sistemas de suministro externos representan escalas mayores de interacción con la infraestructura verde. En esta sección mostramos cómo funcionan los flujos de agua a nivel del Área Metropolitana para así saltar de nivel en una aproximación multiescalar.

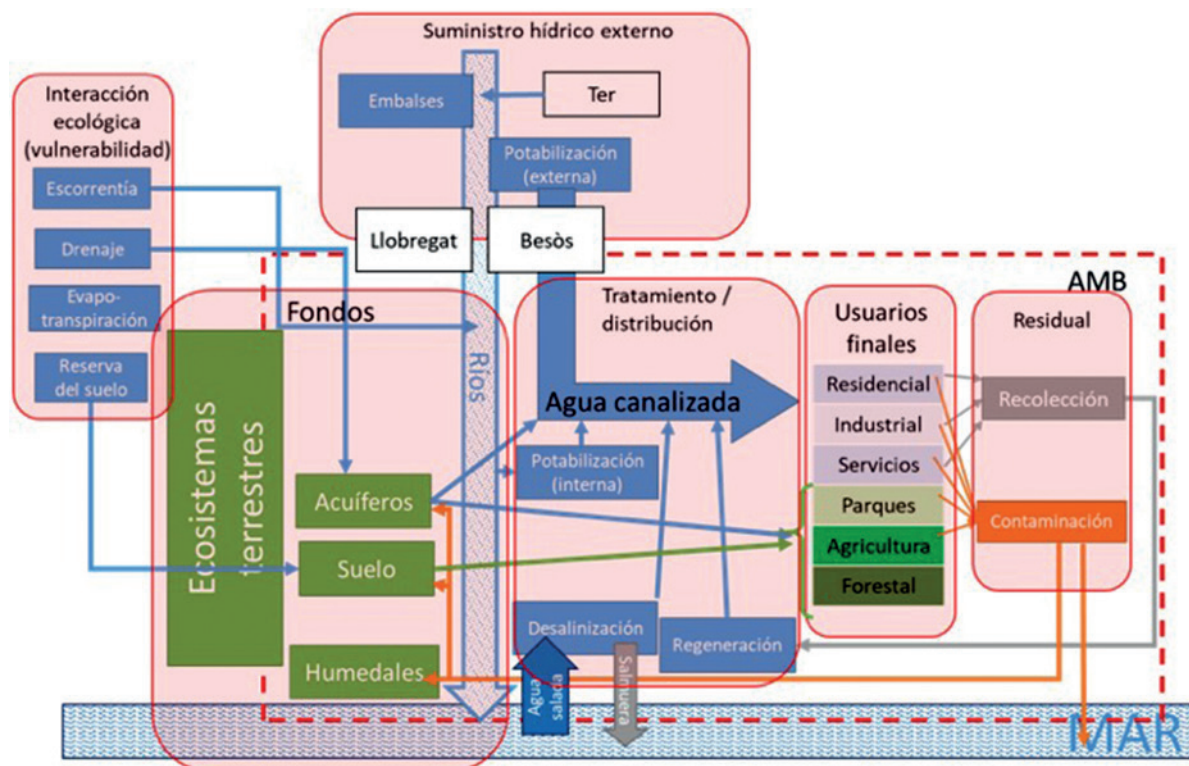
Como se mencionaba en la introducción, en este estudio empleamos el Análisis Integrado Multiescala del Metabolismo de la Sociedades y los Ecosistemas (MuSIASEM, por sus siglas en inglés) (Giampietro y Mayumi, 2000, 2001) para establecer cómo se usa el agua a través de todos los compartimentos de un sistema socioecológico. En particular, utilizamos la aplicación específica del metabolismo hídrico (Madrid et al., 2013) para estructurar los flujos de agua. A partir de diversos informes publicados recientemente (AMB, 2019; Servei de Redacció del Pla Director, 2017 y 2019) se han obtenido datos «top-down» para el flujo de agua del Área Metropolitana de Barcelona.

En el MuSIASEM, la cuantificación del agua se realiza en primer lugar clasificando en una serie de categorías semánticas los usos del agua a través del ciclo del agua, donde se identifican las etapas por las que pasan los flujos según los sectores del sistema socioecológico analizado. En este sentido, es importante distinguir entre las categorías de *agua azul* (agua apropiada por los humanos y usada directamente) y *agua verde* (el

agua en forma de humedad en el suelo que solo pueden usar las plantas y, por lo tanto, no puede ser usada directamente por los humanos). La Figura 3 muestra un diagrama de flujo que representa los elementos conceptuales relevantes en el metabolismo hídrico del Área Metropolitana de Barcelona y sus interacciones: a) Sistemas externos que suministran flujos de agua; b) Elementos fondo hídricos, los cuales habría que preservar para mantener el funcionamiento del sistema; c) Procesos ecológicos ligados a los ecosistemas que proveen agua y que representan los posibles elementos de vulnerabilidad si son afectados; d) Procesos intermedios de tratamiento y distribución de agua (que requieren de recursos para funcionar); e) Sectores socioeconómicos principales, que representan a los usuarios finales de los flujos analizados; f) Procesos que retroalimentan y cierran los ciclos en el sistema. También se clasifican todas las posibles fuentes de agua para el Área Metropolitana de Barcelona, lo que permite distinguir las importaciones externas de los recursos disponibles dentro del propio sistema.

Existen algunos procesos, como el tratamiento de agua potable, que ocurren tanto dentro como fuera del AMB, y hay procesos, como la desalinización o la depuración de aguas residuales, que ocurren solamente dentro del AMB. El Área Metropolitana de Barcelona importa una gran proporción del agua que consume desde sistemas fluviales externos, como el Llobregat o el Ter, y por tanto el consumo de este agua afecta a esos territorios externos con una enorme impronta (Tello y Ostos, 2011). En consecuencia, el agua consumida en el AMB tiene un gran nivel de dependencia del funcionamiento de estos sistemas fluviales. Sin embargo, el AMB tiene acuíferos, que junto con el suelo o ciertos hábitats naturales ejercen de fuentes internas de agua, las cuales deberían preservarse como fondos ecológicos para mantener la

Figura 3. Diagrama de flujos y fondos del agua indicando los orígenes y las relaciones entre compartimentos



capacidad de suministro. Finalmente, el agua residual puede ser reciclada o desechada después de su uso por los diferentes sectores socioeconómicos (usuarios finales). Estos flujos de agua se pueden verter sobre los ecosistemas o al mar generando potencialmente ciertos impactos ambientales (como las aguas residuales industriales), o pueden ser procesados por plantas depuradoras para su reutilización.

3. Resultados

3.1. Requerimientos hídricos de la vegetación

En la Figura 4 observamos el mapa resultante fruto de los modelos usados de agronomía e hidrología para estimar la evapotranspiración real (ETR), la cual representa una estimación del consumo de agua de la biomasa vegetal que conforma la infraestructura verde metropolitana. Esta es una estimación razonable, ya que modeliza todos los aspectos mencionados sobre clima, vegetación, precipitación efectiva, reserva del suelo, riego y drenaje para los cultivos, hábitats naturales y parques urbanos.

El mapa de la Figura 4 muestra en detalle las diferencias cuantitativas en el uso de agua de las diferentes cubiertas del suelo con vegetación, dependiendo de donde se ubican en el territorio. Podemos observar que, en general, las áreas agrícolas requieren bastante más agua por unidad de superficie que los hábitats naturales en el AMB. Esto se puede ver en las zonas de cultivos con alta demanda de agua, como en el delta del Llobregat, donde el agua superficial y la subterránea son fácilmente accesibles para la irrigación. La vegetación natural del AMB está en general bien adaptada a la escasez de agua propia del clima mediterráneo, puesto que los bosques, matorrales y pra-

dos están principalmente compuestos de especies esclerófilas o plantas estacionales oportunistas que aparecen en los períodos de más lluvia (sobre todo en otoño y primavera). En el mapa también podemos ver las diferencias en las zonas donde hay bosques de ribera o humedales, cuya vegetación utiliza mucha más agua por el acceso al nivel freático. Por otro lado, también se puede observar cómo los parques urbanos tienen en general un consumo más alto que el resto de la infraestructura verde, debido a la presencia de césped y ciertas plantas ornamentales. Justo por esta razón, la gestión de los parques de este territorio está actualmente implementando una gestión más eficiente del agua, como la promoción de especies autóctonas que requieren menos riego (AMB, 2018). Por último, en el mapa se observa cómo algunos cultivos permanentes, como los árboles frutales, tienden a utilizar más agua al cabo del año que las variedades anuales, que parte del año no requieren agua ni ocupan tierras al tratarse de cultivos estacionales. Algunos tipos de cereales, cultivos forrajeros y hortalizas tienen más de una cosecha al año y, por lo tanto, se observan copando las zonas púrpura del mapa por la mayor demanda de agua en esas parcelas.

3.2. Flujos de agua a nivel de Área Metropolitana

La Figura 5 pasa de la representación semántica de la Figura 3, mostrada en la metodología, a los resultados que ya cuantifican y muestran la distribución de los flujos de agua en el AMB. Asimismo, se categoriza el agua por su fuente de origen (sea superficial o subterránea), y se distingue entre *agua azul* (directamente apropiada para la sociedad), *agua verde* (el agua de la humedad del suelo, que solo pueden aprovechar las plantas) y *agua gris* (que corresponde a las aguas residuales).

Figura 4. Mapa del requerimiento hídrico anual de la infraestructura verde del Área Metropolitana de Barcelona (AMB), dado por la Evapotranspiración Real (ETR).

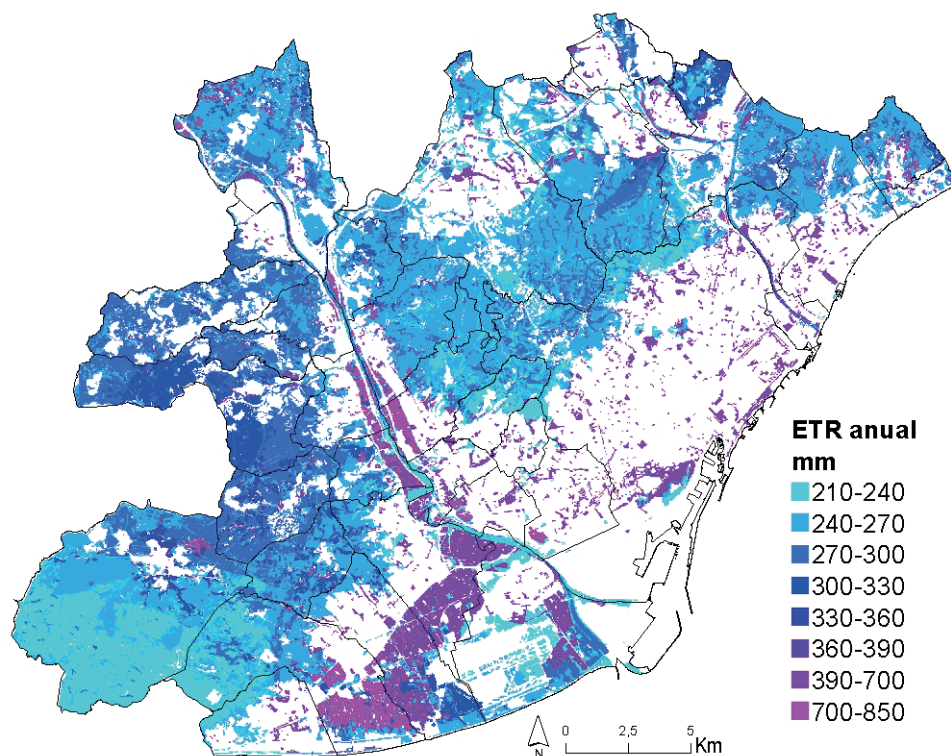
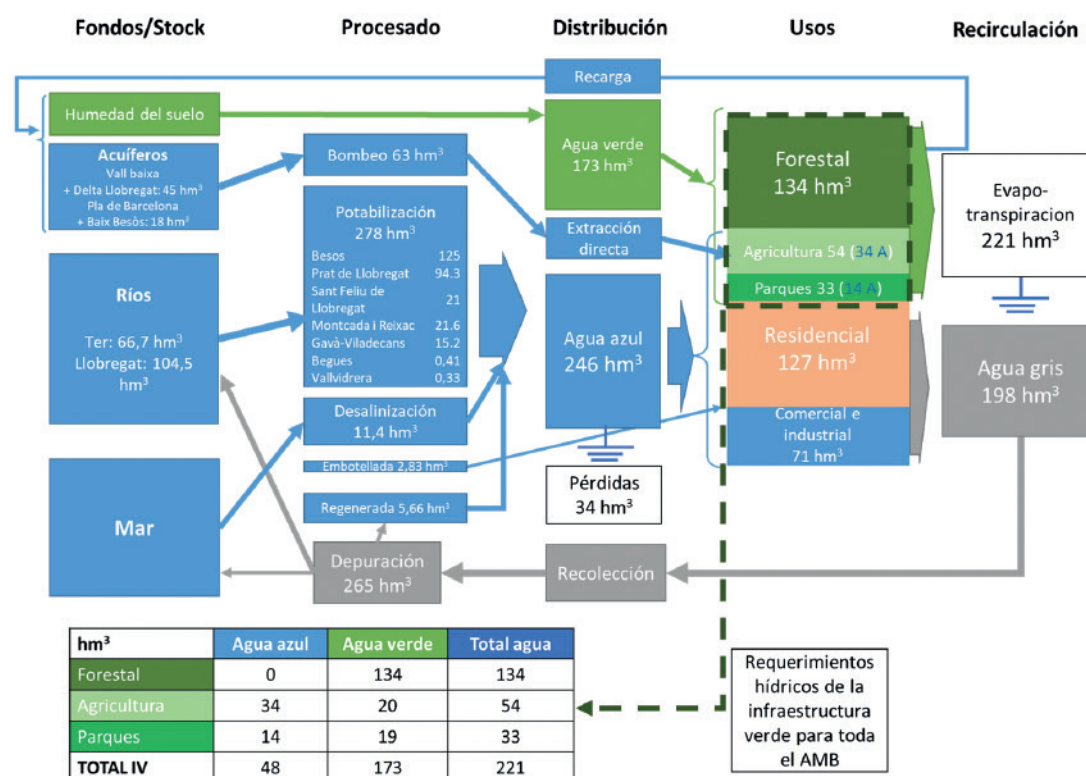


Figura 5. Flujos de agua en el Área Metropolitana de Barcelona (AMB).



Mientras que la mayoría del suministro de agua potable para el uso urbano proviene de dos sistemas externos principales (ríos Ter y Llobregat, con aproximadamente el 60% del suministro), también existen flujos importantes de agua que se obtienen desde dentro del territorio metropolitano. En concreto, se obtiene agua de los acuíferos internos, de la precipitación, del mar (a través de la desalinizadora del Llobregat), de algunos pequeños arroyos internos, e incluso de aguas regeneradas (reutilizadas). A pesar de que esta combinación de fuentes supone un gran nivel de complejidad en la gestión de los sistemas de suministro, tal diversificación tiene el potencial de generar oportunidades de usos alternativos y de incrementar la resiliencia del territorio, dada la actual gran dependencia de recursos hídricos externos y el consecuente impacto que genera en otros territorios esta alta demanda del AMB.

Respecto a la parte de agua azul, el sector residencial consume la mayor parte (52%), comparado con sectores productivos como el agrario (14%) o el comercial e industrial (29%). Esto supone un patrón diferente al observado para el resto de Cataluña, donde existe un nivel promedio de consumo residencial del 19% y el agrario aumenta hasta el 70% (ACA, 2008). Sin embargo, si también se considera el agua verde utilizada por la vegetación, lo que se considera necesario dadas las funciones y servicios que proporcionan, la imagen cambia radicalmente y resulta que la infraestructura verde se convierte en el mayor consumidor de agua en la metrópolis (41%), debido a la gran extensión de estos usos del suelo en el AMB (bosques, matorrales, prados y otros usos no agrícolas) y a sus requerimientos hídricos asociados (vistos en la sección anterior). Las explotaciones agrarias y los parques urbanos consumen tanto agua verde como agua azul al estar algu-

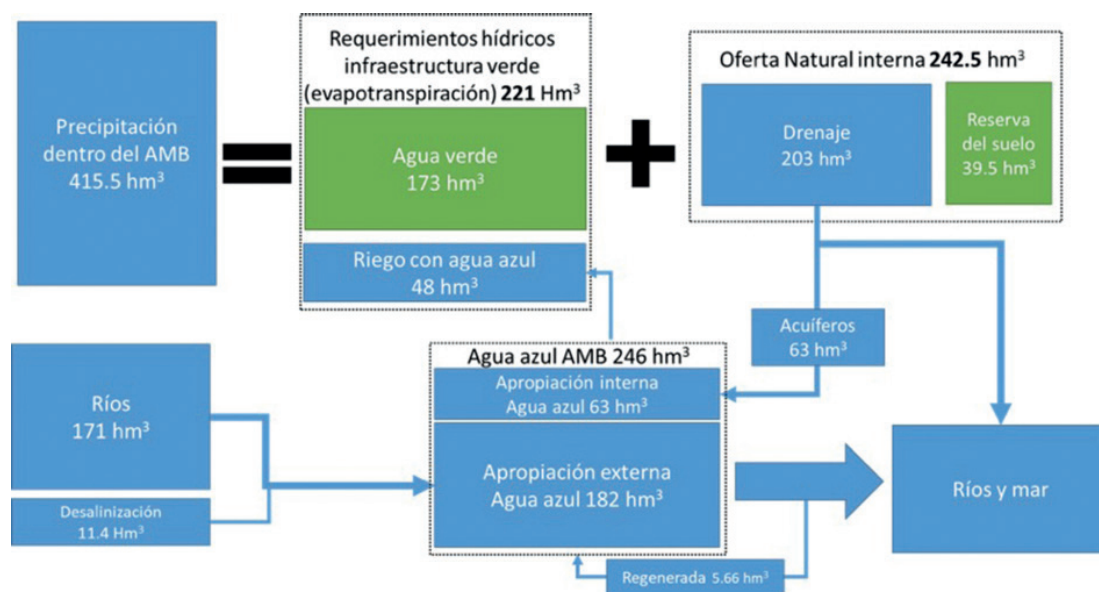
nos de ellos irrigados, pero no suponen un área tan grande como la de los hábitats naturales, por lo que en términos absolutos no representan tanto consumo de agua como los demás sectores.

Esta imagen general de los flujos y fondos del agua en el AMB supone la base para entender el metabolismo hídrico tal y como proponemos para analizar los sistemas metropolitanos. Cuando se incluyen las partes más relevantes del sistema hídrico por lo que respecta a sus usos del agua, esta representación cuantitativa permite estudiar balances en el territorio y contextualizar las políticas públicas, así como obtener y discutir un presupuesto biofísico de los recursos considerando dónde y quién utiliza el agua, para qué y en qué cantidades. De esta forma, y como desarrollamos en los siguientes apartados, se pueden evaluar y ofrecer indicadores sobre el funcionamiento del metabolismo hídrico de la infraestructura verde metropolitana desde una perspectiva sistémica y territorial.

3.3. Metabolismo hídrico de la infraestructura verde

Este nivel de análisis se centra en evaluar la distribución de los usos del agua en la infraestructura verde del sistema metropolitano. En la parte inferior de la **Figura 5** se muestra la cantidad de agua utilizada en los tres subsectores seleccionados de la infraestructura verde en el AMB: forestal (134 Hm³), agrario (54 Hm³) y parques urbanos (33 Hm³). Mientras que la agricultura y los parques utilizan irrigación en algunos casos (agua azul), el resto de la infraestructura verde no usa agua azul, lo que implica que la satisfacción de los requerimientos hídricos de estas áreas depende totalmente de la precipitación natural. Sin embargo, su gran consumo de agua verde sí tiene implicaciones importantes para el balance general del AMB, ya que

Figura 6. Oferta natural y apropiación de agua azul y verde en el Área Metropolitana de Barcelona (AMB).



afecta enormemente a la disponibilidad de agua restante.

Esto se analiza mejor en la Figura 6, la cual muestra un diagrama que representa el rol de la infraestructura verde en el suministro y apropiación de agua en la metrópolis. La oferta natural es agua que permanece en el sistema después de que ocurra el proceso de evapotranspiración de la vegetación. Este volumen sería el máximo teórico que la sociedad podría utilizar si tuviese la infraestructura necesaria, y es por lo que es clave cuantificar la evapotranspiración de la infraestructura verde en el territorio, como hemos hecho en los pasos anteriores. En el caso del AMB, la parte de la oferta natural que drena y recarga acuíferos se utiliza en gran medida para la explotación de agua subterránea para la irrigación de cultivos en el delta del Llobregat. La apropiación total de agua azul en el Área Metropolitana es una combinación de la oferta natural disponible interna (representa el 26% del total de agua azul), las importaciones de agua potable de sistemas fluviales externos (70%), y algo de desalinización que ocurre dentro del AMB (4%). Después, parte de

toda esta agua azul apropiada por la sociedad se usa para irrigar algunos cultivos y parques, por lo que la evapotranspiración total de la infraestructura verde es al final la suma de la precipitación y algo de agua azul aportada por la sociedad. Es interesante incidir en que, en el caso del AMB, se hacen esfuerzos para reciclar algo de las aguas grises provenientes de usos urbanos, depurarlas y utilizarlas para la irrigación (representando un 11,8% del total de agua azul usada para cultivos).

3.4. Territorialización del metabolismo hídrico

Gracias a los modelos empleados, basados en información cartográfica, es posible generar niveles de análisis georreferenciados a la carta. De esta forma, se abre la oportunidad de territorializar la información y no solo generar resultados globales donde no se puedan apreciar las complejas e interesantes heterogeneidades existentes dentro del territorio metropolitano. Por ejemplo, en la Figura 7 se puede ver, para cada uno de los 36 municipios del AMB, la diferente distribución de los volúmenes de requerimientos hídri-

Figura 7. Volúmenes de agua utilizada (hm³) por los sectores forestal, agrícola y parques en los 36 municipios del Área Metropolitana de Barcelona (AMB).

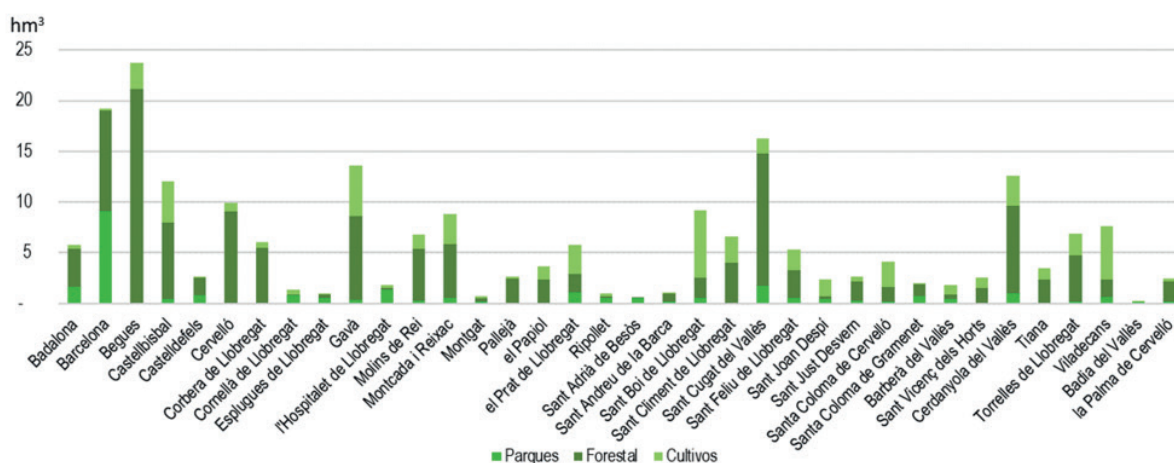
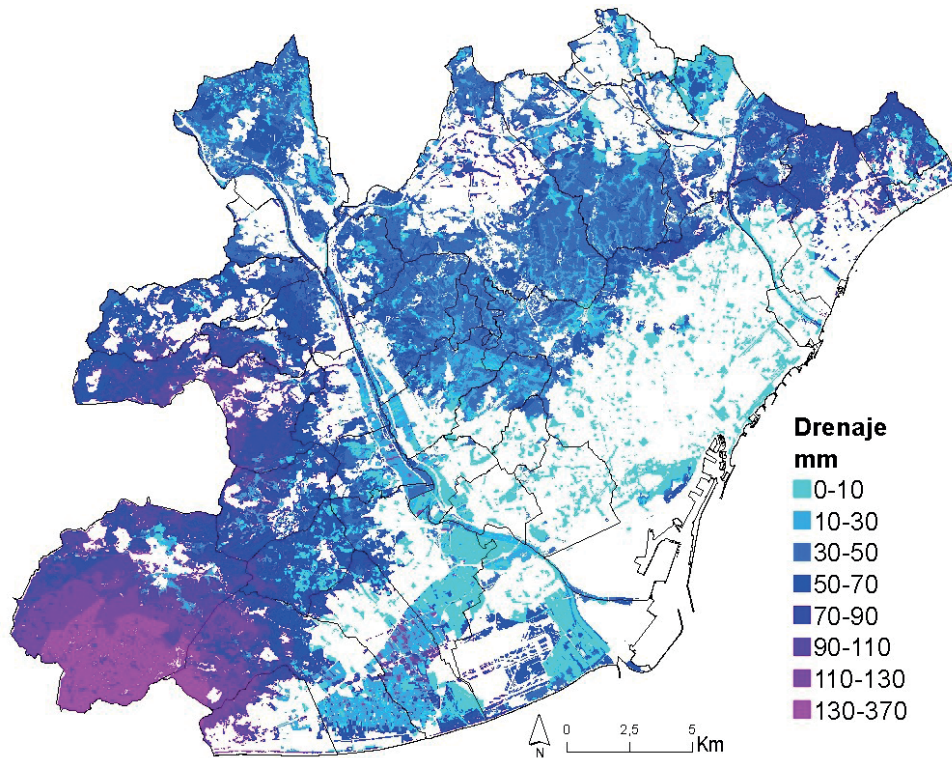


Figura 8. Drenaje resultante en la infraestructura verde del AMB.



cos de la vegetación para los 3 sectores considerados (forestal, agrícola y parques).

Otra importante aportación fruto de esta territorialización es el cálculo del drenaje. Es decir, el agua sobrante que ni el suelo ni la vegetación pueden absorber y fluye hacia los acuíferos y cuerpos de agua superficiales recargándolos. En la **Figura 8** mostramos el mapa de este drenaje, después de hacer el balance entre la precipitación efectiva y riego, la evapotranspiración real y la reserva del suelo.

Como se puede observar en la **Figura 8**, las cubiertas del suelo con vegetación de alta demanda hídrica, como los cultivos de regadío en el Prat del Llobregat, son los que suelen drenar menos agua. Por otro lado, la poco frondosa vegetación arbustiva y herbácea de la zona del Massís del Garraf (extremo suroeste del mapa), es la que evapotranspira menos agua y drena más. También se puede observar en este mapa el detalle del gradiente concéntrico del efecto de las variables climáticas del modelo.

4. Discusión

La metodología propuesta proporciona una visión holística del funcionamiento del sistema hídrico, incluyendo información georreferenciada muy detallada a nivel espacial sobre los requerimientos hídricos de la vegetación en las diferentes cubiertas. Esta cualidad permite representar y estimar de forma territorialmente muy precisa cómo los posibles cambios de usos del suelo planteados por el planeamiento territorial van a derivar en cambios en los flujos de agua en el sistema, y distinguir dónde se producen los cambios. Lo que es importante resaltar de esta aproximación es que la combinación de metodologías «bottom-up» de los cál-

culos de la evapotranspiración cuadra con las cifras obtenidas desde los datos de distribución de agua de la visión «top-down», lo cual otorga una robustez cuantitativa muy relevante a toda la aproximación, y la válida para su uso en el desarrollo de políticas públicas en el AMB.

En este sentido, la información resultante ofrece datos del metabolismo hídrico de la metrópolis a diferentes niveles de análisis que resultan clave en la toma de decisiones técnicas y políticas. En primer lugar, se cuantifican los diferentes volúmenes de agua y la distribución en los diversos componentes y sectores, lo cual permite tener una idea general de contexto que refleja el rol y la importancia de cada elemento en el sistema. En segundo lugar, se establece el nivel de apertura, dependencia externa y autosuficiencia del territorio respecto a los recursos hídricos. En tercer lugar, se evalúan las posibles pérdidas del sistema hídrico, de forma que se identifica una eficiencia en el uso y distribución del agua para cada uso final. En cuarto lugar, al estar todos los elementos relacionados cuantitativamente, se puede discernir cuáles son los posibles compromisos o sinergias entre los elementos del sistema hídrico, de forma que se pueden simular escenarios donde se observe cómo variaciones en uno de los elementos afectan al resto del sistema. Finalmente, al conectar diferentes elementos del sistema hídrico con diversas fuentes de datos, se pueden comprobar inconsistencias o corregir falta de datos entre niveles de análisis.

En general, y gracias a los resultados territorializados obtenidos para el AMB, es posible anticipar y cuantificar que, por ejemplo, el caso de un cambio de usos del suelo de áreas naturales hacia áreas agrícolas implicaría más o menos requerimientos hídricos depen-

diendo de la combinación de cultivos empleada. Los indicadores de esta aproximación permiten estimar muy en detalle las implicaciones de estos cambios sobre el consumo de agua de la infraestructura verde y la disponibilidad resultante para otros usos. Este aspecto es especialmente relevante para evaluar escenarios como, por ejemplo, los del Plan Director Urbanístico (PDU) del AMB, que han sugerido que la biodiversidad se incrementaría recuperando algunas tierras para la agricultura, mejor que extendiendo los bosques (Padró et al., 2020; Marull, 2021). Este tipo de información es muy útil para evaluar escenarios prometedores como los que incrementan el nivel de agua regenerada o el uso de prácticas agroecológicas en el territorio, que podrían potencialmente significar una mejor gestión del sector agrario en la metrópolis. Por último, el modelo permite incorporar una nueva dimensión sobre el agua en la batería de indicadores que ya ofrece el SIA (Análisis Socioecológico Integrado), que desarrolla el Laboratorio Metropolitano de Ecología y Territorio de Barcelona (LET).

5. Conclusiones

Se analiza el sistema hídrico de la infraestructura verde del Área Metropolitana de Barcelona desde la perspectiva del metabolismo social, la cual muestra la distribución de los flujos de agua en el territorio metropolitano. La combinación con métodos procedentes de la agronomía y de la ecología del paisaje ha permitido analizar en detalle y a diferentes escalas el comportamiento del sistema hídrico en el territorio. Este tipo de análisis establece los fundamentos para evaluar el metabolismo metropolitano del agua en diferentes escenarios (desarrollo urbanístico, adaptación al cambio climático, etc.) donde los elementos clave están interrelacionados, de manera que se puede estimar cómo reacciona todo el sistema cuando alteramos algún elemento del mismo. En este sentido, la información generada en este trabajo puede ser muy útil para la gestión y planificación del territorio metropolitano, ya que identifica requerimientos, posibles limitaciones, oportunidades de recursos internos e implicaciones en los escenarios futuros que se quieran plantear. Por ejemplo, las metrópolis pueden ser capaces de producir en su territorio parte de la comida o energía que consume la sociedad, pero esto a su vez tiene implicaciones en el uso del agua, y con esta metodología se pueden cuantificar esos cambios. Los resultados obtenidos también permiten extraer indicadores para identificar limitaciones ambientales, establecer objetivos y/o valorar su cumplimiento en lo que respecta a la sostenibilidad, autosuficiencia de recursos, soberanía alimentaria, equidad social, competitividad económica o bienestar de la población. Esta propiedad permite informar una gobernabilidad transversal que contemple el territorio de forma multinivel, lo que resulta de gran utilidad en sistemas socioecológicos tan complejos como son las áreas metropolitanas.

6. Referencias

ACA - AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA (2008). *L'aigua a Catalunya: Diagnosi i propostes d'actuació*. Barcelona: Departament de Medi Ambient i Habitatge.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. (1998). «Crop evapotranspiration-Guidelines for computing

crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56». *FAO*, Rome, 300(9):D05109.

AMB - ÀREA METROPOLITANA DE BARCELONA (2018). *Els parcs gestionats per l'AMB han reduït un 34% el consum d'aigua en 12 anys*. Recuperado de: <https://www.amb.cat/es/web/amb/actualitat/sala-de-premsa/notes-de-premsa/detall/-/notaprensa/els-parcs-gestionats-per-l-amb-han-reduit-un-34--el-consum-d-aigua-en-12/6703093/11696>

AMB - ÀREA METROPOLITANA DE BARCELONA (2019). *Dades ambientals 2014*. Recuperado de: <http://www.amb.cat/s/es/web/area-metropolitana/dades-estadistiques/medi-ambient/aigua.html>

ÁVILA, R. (2004). *Manual de riego de jardines*. Sevilla: Junta de Andalucía - Consejería de Agricultura y Pesca, pp. 233-246.

BOUWER, H. (2000). «Integrated water management: emerging issues and challenges». *Agricultural water management*, 45(3):217-228.

CABELLO, V.; MADRID, C. (2014). «Water use in arid rural systems and the integration of water and agricultural policies in Europe: the case of Andarax river basin». *Environment, Development and Sustainability*, 16(4):957-975.

CALENDARI DE SEMBRA I PLANTACIÓ (2015). Obtenido de: <http://hortsdeldelta.com/calendari-sembra/>

CARRERAS, J.; FERRÉ, A.; VIGO, J.; CAMBRA, J. J. (eds.) (2016). *Manual dels hàbitats de Catalunya: catàleg dels hàbitats naturals reconeguts en el territori català d'acord amb els criteris establerts pel «CORINE biotopes manual» de la Unió Europea*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

CHEN, Y.; ZHANG, D.; SUN, Y.; LIU, X.; WANG, N.; SAVENIJE, H. H. (2005). «Water demand management: A case study of the Heihe River Basin in China». *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 30(6-7):408-419.

CREAF - CENTRE DE RECERCA ECOLÒGICA I APLICACIONS FORESTALS (2016). *Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya de 2015*. <https://www.creaf.uab.es/mcsc/>

DEPIETRI, Y. (2015). *Ecosystem services in practice: well-being and vulnerability of two European urban areas* (Doctoral dissertation). Bellaterra: Universitat Autònoma de Barcelona.

DOMENE, E.; SAURÍ, D. (2006). «Urbanisation and water consumption: Influencing factors in the metropolitan region of Barcelona». *Urban Studies*, 43(9):1605-1623.

DTS - DEPARTAMENT DE TERRITORI I SOSTENIBILITAT, GENERALITAT DE CATALUNYA (2017). *Infraestructura Verda, Conceptes Clau*.

DUPRAS, J.; MARULL, J.; PARCERISAS, LL.; COLL, F.; GONZALEZ, A.; GIRARD, M.; TELLO, E. (2016). «The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region». *Environmental Science & Policy*, 58:61-73.

EUROSTAT (STATISTICAL OFFICE OF THE EUROPEAN UNION) (2013). *Economy-wide Material Flow Accounts (EW-MFA)*. Compilation Guide.

GERBER, J.F.; SCHEIDEL, A. (2018). «In search of substantive economics : comparing today's two major socio-metabolic approaches to the economy – MEFA and MuSIASEM». *Ecological Economics*, 144:186-194.

GIAMPIETRO, M.; MAYUMI, K. (2000). «Multiple-scale integrated assessment of societal metabolism: introducing the approach». *Population and Environment*, 22(2):109-153.

GIAMPIETRO, M.; MAYUMI, K.; BUKKENS, S. G. (2001). «Multiple-scale integrated assessment of societal metabolism: an analytical tool to study development and sustainability». *Environment, Development and Sustainability*, 3:275-307.

GIAMPIETRO, M.; ASPINALL, R. J.; RAMOS-MARTIN, J.; BUKKENS, S. G. (eds.). (2014). *Resource accounting for sustainability assessment: the nexus between energy, food, water and land use*. Routledge.

GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J. M. (2008). «Global change and the ecology of cities». *Science*, 319(5864):756-760.

HAGEMANN, N.; KIRSCHKE, S. (2017). «Key issues of interdisciplinary NEXUS governance analyses: Lessons learned from research on integrated water resources management». *Resources*, 6(1):9.

HANSEN, R.; PAULEIT, S. (2014). «From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for urban areas». *Ambio*, 43(4):516-529.

IERMB - Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona (2021). *Suport a l'avaluació d'escenaris del Pla Director Urbanístic. Cap a una transició socio-ecològica de la infraestructura verda*. Recuperado de: <https://iermb.uab.cat/ca/recerca/estudis/sostenibilitat/>

KENNEDY, C. A.; STEWART, I.; FACCHINI, A.; CERSOSIMO, I.; MELE, R.; CHEN, B. ...; DUBEUX, C. (2015). «Energy and material flows of megacities». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(19):5985-5990.

LOTKA, A. J. (1922). «Contribution to the energetics of evolution». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 8(6):147.

MADRID, C.; CABELLO, V.; GIAMPIETRO, M. (2013). «Water-use sustainability in socioecological systems: A multiscale integrated approach». *BioScience*, 63(1):14-24.

MARCH, H.; SAURÍ, D. (2010). «The suburbanization of water scarcity in the Barcelona metropolitan region: Sociodemographic and urban changes influencing domestic water consumption». *The Professional Geographer*, 62(1):32-45.

MARULL, J.; FONT, C.; PADRÓ, R.; TELLO, E.; PANAZZOLO, A. (2016). «Energy-Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agro-

ecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000)». *Ecological Indicators*, 66:30-46.

MARULL, J.; CUNFER, G.; SYLVESTER, K.; TELLO, E. (2018a). «A landscape ecology assessment of land-use change on the Great Plains-Denver (CO, USA) metropolitan edge». *Regional Environmental Change*, 18:1765-1782.

MARULL, J.; TELLO, E.; BAGARIA, G.; FONT, X.; CATTANEO, C.; PINO, J. (2018b). «Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate». *Science of the Total Environment*, 620:1272-1285.

MARULL, J.; PADRÓ, R.; CIRERA, J.; GIOCOLI, A.; PONS, M.; TELLO, E. (2021). «A Socioecological Integrated Analysis of the Barcelona Metropolitan Agricultural Landscapes». *Ecosystem Services*, 51:101350.

NINYEROLA, M.; PONS, X.; ROURE, J. M. (2000). «A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques». *International Journal of Climatology*, 20:1823-1841.

NAFF, T. (ed.) (1999). *Data sharing for international water resource management: eastern Europe, Russia and the CIS* (Vol. 61). Springer Science & Business Media.

PAHL-WOSTL, C.; KABAT, P.; MÖLTGEN, J. (2008). «Adaptive and integrated water management». *Coping with Complexity and Uncertainty*. Berlín / Heidelberg.

PADRÓ, R.; LA ROTA-AGUILERA, M. J.; GIOCOLI, A.; CIRERA, J.; COLL, F.; PONS, M.; ... MARULL, J. (2020). «Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the socioecological integrated analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona». *Landscape and urban planning*, 203:103905.

RICKWOOD, P.; GLAZEBROOK, G.; SEARLE, G. (2008). «Urban structure and energy — a review». *Urban policy and research*, 26(1):57-81.

SALMORAL, G.; KHATUN, K.; LLIVE, F.; LOPEZ, C. M. (2018). «Agricultural development in Ecuador: A compromise between water and food security?». *Journal of Cleaner Production*, 202:779-791.

SERRANO-TOVAR, T.; CADILLO-BENALCAZAR, Z.; DIAZ-MAURIN, F.; KOVACIK, Z.; MADRID-LÓPEZ, C.; GIAMPIETRO, M.; ASPINALL, R. J.; RAMOS-MARTIN, J.; BUKKENS, S. G. F. (2014). «The republic of Mauritius», en: GIAMPIETRO, M.; ASPINALL, R. J.; RAMOS-MARTIN, J.; AND SANDRA G.F. BUKKENS, S. G. F. (eds.). *Resource Accounting for Sustainability: The Nexus Between Energy, Food, Water and Land Use*, 163-180. Routledge Explorations in Sustainability and Governance.

SERVEI DE REDACCIÓ DEL PLA DIRECTOR (2017). *Metabolisme urbà i Serveis. Document de base per la Taula Temàtica en el marc del PDU*. Àrea Metropolitana de Barcelona.

SERVEI DE REDACCIÓ DEL PLA DIRECTOR (2019). *Quaderns PDU metropolitana. Directrius urbanístiques. Metabolisme Urbà*. Àrea Metropolitana de Barcelona.

SHARMA, S. K.; VAIRAVAMOORTHY, K. (2009). «Urban water demand management: prospects and challenges for the developing countries». *Water and Environment Journal*, 23(3):210-218.

SICILIANO, G. (2012). «Urbanization strategies, rural development and land use changes in China: A multiple-level integrated assessment». *Land Use Policy*, 29(1):165-178.

SORMAN, A.; GIAMPIETRO, M.; LOBO ALEU, A.; SERRANO-TOVAR, T. (2009). *Applications of the MuSIASEM approach to study changes in the metabolic pattern of Catalonia*. Working document. <http://www.recercat.net/handle/2072/40522>

TELLO, E.; OSTOS, J. R. (2011). «Water consumption in Barcelona and its regional environmental imprint: a long-term history (1717-2008)». *Regional Environmental Change*, 12(2):347-361.

TICCC (2016). *Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. ISBN 9788499653174 (IEC).

VAN DEN BRANDELER, F.; GUPTA, J.; HORDIJK, M. (2019). «Megacities and rivers: Scalar mismatches between urban water management and river basin management». *Journal of Hydrology*, 573:1067-1074.

VICENTE, E.; VILAGROSA, A.; RUIZ-YANETTI, S.; MANRIQUE-ALBA, À.; GONZÁLEZ-SANCHÍS, M.; MOUTAHIR, H.; CHIRINO, E.; DEL CAMPO, A.; BELLOT, J. (2018). «Water balance of Mediterranean *Quercus ilex* L. and *Pinus halepensis* mill. forests in semiarid climates: A review in a climate change context». *Forests*, 9:1-16.

WEITZ, N.; NILSSON, M.; DAVIS, M. (2014). «A nexus approach to the post-2015 agenda: Formulating integrated water, energy, and food SDGs». *SAIS Review of International Affairs*, 34(2):37-50.

1. Introducció

2. Metodologia

2.1. Casos d'estudi

2.2. Anàlisi socioecològica integrada dels parcs
metropolitans

2.3. Monitoratge multinivell

3. Resultats i discussió

3.1. Indicadors (Nivell III)

3.2. Dimensions (Nivell II)

3.3. Valors agregats (Nivell I)

3.4. Quadre de monitoratge multinivel

4. Conclusions

5. Referències

RAÚL VELASCO-FERNÁNDEZ¹,
TARIK SERRANO-TOVAR¹, PAU GUZMÁN²,
JOAN PINO², ISABEL MARTÍN³, JORDI BORDANOVE³,
MARCOS GONZALEZ¹, JOAN MARULL¹

¹ Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona

² CREAM, Universitat Autònoma de Barcelona

³ Àrea Metropolitana de Barcelona

ANÀLISI SOCIOECOLÒGICA INTEGRADA DE LA XARXA METROPOLITANA DE PARCS

1. Introducció

L'interès creixent per la sostenibilitat ha fet que les solucions basades en la natura hagin passat al centre de les polítiques metropolitanes a nivell global (McGranahan et al., 2010) i s'estiguin impulsant polítiques de planejament territorial que incorporen els espais verds com un aspecte clau de la qualitat de vida (Bassou et al., 2020). Els parcs urbans aporten beneficis en la salut i el benestar de la població mitjançant un contacte amb la natura que es va anar perdent amb el desenvolupament industrial i urbà (Chiesura, 2004; Konijnendijk et al., 2013).

La infraestructura verda metropolitana, i en particular la xarxa de parcs urbans, proveeixen de nombrosos serveis ecosistèmics les àrees urbanes que, a més de millorar el benestar de la població, redueixen l'impacte de la societat sobre la natura (Speak et al., 2015). Aquests serveis són especialment rellevants en les metròpolis contemporànies (Costanza et al., 2017). Per això, l'ONU va proposar una classificació dels serveis ecosistèmics en quatre categories principals: provisió, suport, regulació i culturals (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Els parcs urbans, en general, no ofereixen serveis de provisió (com pot ser la producció d'aliments), però poden tenir un paper molt important en els serveis de suport (p.e., manteniment dels cicles naturals), de regulació (p.e., qualitat ambiental de l'entorn urbà) i culturals (p.e., benestar de la població i ús lúdic dels parcs) (Zwierzchowska et al., 2018).

Cada cop hi ha més evidència sobre la contribució de la infraestructura verda en la salut i el benestar de la població (Hartig et al., 2014; James et al., 2015), fet que s'ha fet palès durant la covid-19. A més, els parcs urbans contribueixen a mitigar l'efecte d'illa de calor, així com a adaptar-se a temperatures extremes actuant com a refugis climàtics (Chang et al., 2007; Feyisa et al., 2014), aspecte essencial en l'actual context d'emergència climàtica. No obstant això, els parcs requereixen recursos per al seu bon funcionament i presenten característiques que poden ser sinèrgiques (més arbres, més segrest de carboni i més ombra) o de compromís (més prats regats, una major mitigació de l'efecte d'illa de calor, però un major consum d'aigua) i que cal avaluar correctament.

A partir d'aquests preceptes, l'article que teniu a les mans presenta una anàlisi socioecològica integrada (Padró et al., 2020; Marull et al., 2021) amb l'objectiu

de caracteritzar els parcs metropolitans en base a les funcions i serveis que proveeixen a la societat, tenint en compte els costos associats al manteniment de les seves àrees verdes. Es discuteixen els fonaments de cada indicador socioecològic proposat, i les seves interrelacions, de manera que serveixin per orientar en la gestió i planificació dels parcs, així com per facilitar informació a la ciutadania per tal de posar-los en valor i donar a conèixer les peculiaritats de cada parc.

Disposar de nombrosos indicadors que avaluin els parcs metropolitans, per si mateix no es tradueix necessàriament en la identificació de problemes rellevants i la proposta de millores concretes, ja que cal estructurar la informació d'una manera sistemàtica. El present article pretén complementar estudis previs (Montlleó, 2014), organitzant els indicadors segons la seva contribució socioecològica de forma integrada. El marc analític proposat identifica els possibles reptes i oportunitats de cada parc per tal d'adreçar millores i actuacions específiques respecte de cinc dimensions clau (ús de recursos, serveis de suport, serveis de regulació, salut i benestar, canvi climàtic), en línia amb el Pla de Sostenibilitat de l'AMB (Àrea Metropolitana de Barcelona, 2014). L'objectiu d'aquest article és efectuar una anàlisi socioecològica integrada de sis parcs de l'AMB i oferir una eina multicriteri de monitoratge de la xarxa metropolitana de parcs que en faciliti la gestió tot identificant-hi mancances i potencials de millora.

2. Metodologia

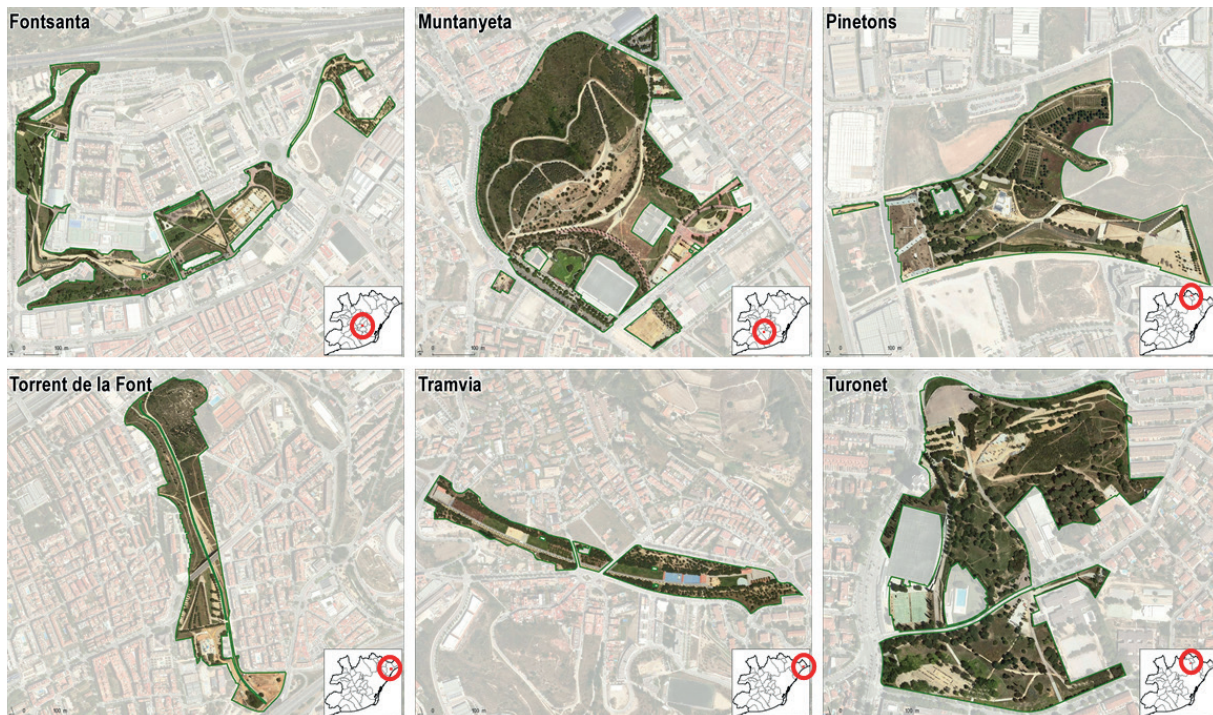
2.1. Casos d'estudi

S'han seleccionat 6 dels 51 parcs que conformen la xarxa de parcs de l'AMB (Figura 1) amb l'objectiu de realitzar una prova pilot. Aquests sis parcs formen part de les dues primeres fases de l'Observatori Metropolità de Papallones (mBMS) (Laboratori Metropolità d'Ecologia i Territori de Barcelona, 2019) i han estat seleccionats per les seves diferents característiques socioecològiques i distribució territorial. A continuació es mostren els sis parcs metropolitans amb el plànol de la seva vista zenital i la seva localització dins l'AMB.

2.2. Anàlisi socioecològica integrada dels parcs metropolitans

L'estudi es fonamenta en una Anàlisi Socioecològica Integrada (SIA), model que analitza la contribució de la infraestructura verda al sistema metropolità consi-

Figura 1. Parcs urbans analitzats i la seva localització a l'Àrea Metropolitana de Barcelona.



derant diverses dimensions interrelacionades: el metabolisme, la biodiversitat, el paisatge, el canvi climàtic, els serveis ecosistèmics i la cohesió social (Marull et al., 2019). Aquesta metodologia i els seus indicadors han estat desenvolupats en col·laboració amb el Pla Director Urbanístic de l'AMB (Padró et al., 2020). L'objectiu de la SIA és disposar d'una eina que permeti el tractament del territori com a sistema i doni suport a les polítiques de planejament territorial, considerant les múltiples dimensions de la infraestructura verda metropolitana de manera simultània, tot analitzant les interaccions entre els diversos indicadors socioecològics.

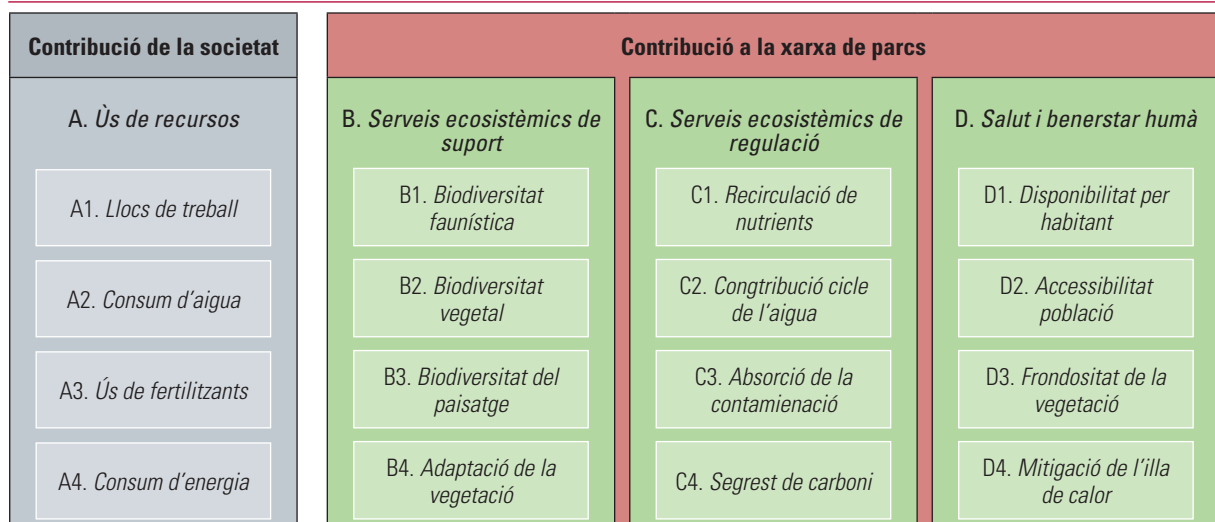
Per aplicar la SIA a l'estudi dels parcs metropolitans s'ha desenvolupat una bateria de 16 indicadors estructurats en cinc dimensions en què cada dimensió es caracteritza per quatre indicadors socioecològics comple-

mentaris (Figura 2). Les dades provenen principalment d'empreses de manteniment dels parcs i de l'aixecament de dades cartogràfiques recopilades per l'AMB.

A continuació es descriuen les diverses dimensions i indicadors que configuren el model.

A. Ús de recursos: El manteniment dels parcs metropolitans requereix recursos humans (treball) i metabòlics (aigua, materials, energia). Per tal de caracteritzar-los des del punt de vista del metabolisme social (Giampietro, 2011), s'han seleccionat quatre indicadors (Taula 1). Seguint el 'model flux-fons' proposat per Georgescu-Roegen (1971), podem classificar la força de treball i l'ús del sòl com a variables 'fons' (es conserven) i l'aigua, els fertilitzants i l'energia com a variables 'flux' (es consumeixen o es produeixen). Caracteritzant les relacions fons-flux i fons-fons podrem

Figura 2. Esquema de l'anàlisi socioecològica integrada de la xarxa metropolitana de parcs.



Font: E Mitigació i adaptació al canvi climàtic.

Taula 1. Descripció dels indicadors que conformen la dimensió A. *Ús de recursos*

Indicador	Què mesura?	Comentari
<i>Llocs de treball</i>	Recursos humans per al manteniment de la superfície verda dels parcs. Es mesura en hores de treball per hectàrea de superfície verda.	En queda exclòs el treball per al manteniment d'equipaments dels parcs que no ofereixen serveis ecosistèmics.
<i>Consum d'aigua</i>	Quantifica els recursos d'aigua blava per hectàrea de parc. L'aigua blava fa referència a l'aigua subministrada per la societat, en aquest cas l'aigua de reg i de boca. L'indicador no comptabilitza el consum d'aigua verda de les plantes, és a dir, l'aigua que prové de la pluja o del subsol de forma natural	El consum de recursos hídrics pot representar un important cost ambiental per al manteniment dels parcs, fet pel qual la seva anàlisi s'ha complementat amb altres indicadors que tenen relació amb l'ús que es fa de l'aigua.
<i>Ús de fertilitzants</i>	Quantifica els recursos agroquímics que s'apliquen als parcs. Aquesta dada no tan sols és rellevant per mesurar el cost del manteniment dels parcs, sinó també pel possible efecte dels fertilitzants en la circulació de nutrients i el manteniment de la qualitat del sòl. S'expressa en quilograms de fertilitzants per hectàrea.	L'ús fertilitzants provoca la dependència d' <i>inputs</i> externs, i té el potencial d'alterar els cicles biogeoquímics naturals del sòl, provocant desequilibris de nutrients i contaminació en el sòl i l'aigua.
<i>Consum d'energia</i>	Mesura el consum d'energia total del parc en megajoules per hectàrea. Inclou tant el consum d'electricitat de la xarxa com el consum de combustibles de la maquinària per fer les tasques de manteniment de la vegetació. Per tal de poder sumar les magnituds de dos vectors energètics amb diferents qualitats, com l'electricitat i el combustible, els valors s'han passat a equivalents tèrmics d'energia primària utilitzant el mètode de substitució parcial (Giampietro i Sorman, 2012), assumint un factor de conversió tèrmic del 38,6% per a l'electricitat i del 100% per als combustibles.	A causa de la manca de dades de consum d'electricitat als parcs de la Font Santa i del Torrent de la Font i Turó de l'Enric, aquest consum s'ha estimat amb la mitjana per hectàrea dels altres parcs.

obtenir el rendiments biofísics dels parcs, des de la perspectiva de l'economia circular.

B. Serveis ecosistèmics de suport: Els serveis ecosistèmics de suport identifiquen aspectes clau de la qualitat ecològica dels espais verds metropolitans pel que fa a l'hàbitat per les espècies i el manteniment de la seva biodiversitat (Baró et al., 2016). Els quatre indicadors seleccionats (Taula 2) són la base per a una bona provisió d'altres serveis ecosistèmics i determina la resiliència ecològica de la infraestructura verda envers estressos i perturbacions diverses (Benedict i MacMahon, 2002).

C. Serveis ecosistèmics de regulació: Els serveis de regulació caracteritzen la contribució ecosistèmica que fan els espais verds en conservar la qualitat de l'aire i el sòl, proveint control sobre inundacions i malalties, així com facilitant la pol·linització o temperant el clima, posem per cas, de manera que els quatre indicadors seleccionats (Taula 3) són essencials per al manteniment d'infraestructures verdes multifuncionals (Baró et al., 2016; Padró et al., 2020).

D. Salut i benestar humà: En els darrers anys ha anat creixent l'evidència científica que demostra els efectes positius dels parcs urbans sobre la salut i el ben-

Taula 2. Descripció dels indicadors que conformen la dimensió B. *Serveis ecosistèmics de suport.*

Indicador	Què mesura?	Comentari
<i>Biodiversitat faunística</i>	Avalua la diversitat de papallones i d'arbres dels parcs, respectivament, utilitzant l'índex de Shannon i Weaver (1949). Aquest índex mesura la diversitat considerant l'abundància de cada espècie, i té un rang teòric de 0 a 5. Valors inferiors a 2 es consideren baixos, i valors superiors a 3, alts en diversitat d'espècies.	Es calcula amb les dades d'arbres disponibles a la cartografia dels parcs metropolitans de l'AMB.
<i>Biodiversitat vegetal</i>		Caracteritza el nombre d'espècies i l'abundància de papallones de cada parc reportat per l'Observatori Metropolità de Papallones (mBMS).
<i>Funcionament del paisatge</i>	El valor mitjà de l'Índex de Connectivitat Ecològica dins de cada parc (Marull & Mallarach, 2005). La connectivitat ecològica quantifica la capacitat del territori per connectar processos ecològics i poblacions de diverses espècies, i té un rang de 0 a 10.	Serveix per entendre si l'estructura del parc i del seu entorn afavoreix les connexions de poblacions de diverses espècies o les bloqueja, un factor clau per al manteniment de la biodiversitat en la infraestructura verda metropolitana.
<i>Adaptació de la vegetació</i>	Grau de xeroficitat pels parcs. Aquest indicador quantifica quina és la proporció d'espècies vegetals de cada parc adaptada al clima, amb la tendència a l'estress hidric que caracteritza el context mediterrani on es troba l'AMB. Per calcular la xeroficitat es va utilitzar el coeficient d'evapotranspiració de cada espècie existent als parcs (Ke).	Per sota de 0,4 del valor de Ke es considera una espècie com a xeròfila, i es quantifica l'abundància d'individus d'espècies xeròfiles del total de vegetació al parc. Els coeficients d'espècie provenen de Martín et al. (2003), i les dades dels individus de cada espècie estan disponibles a la cartografia dels parcs de l'AMB.

Taula 3. Descripció dels indicadors que conformen la dimensió C. *Serveis ecosistèmics de regulació.*

Indicador	Què mesura?	Comentari
<i>Reciclatge de nutrients</i>	Relació entre els nutrients que circulen internament al parc per processos ecològics enfront de la introducció de nutrients de fonts externes mitjançant fertilitzants o adobs. Es mesura quantes vegades la vegetació del parc recircula nitrogen al sòl a través dels processos de producció vegetal i enterrament de biomassa en descomposició, comparat amb el que s'aporta de la fertilització externa.	Les dades de les característiques de la vegetació i producció provenen de la cartografia dels parcs de l'AMB, i les dades per al càlcul dels nutrients dels fertilitzants externs provenen de les empreses de manteniment dels parcs i de la composició química dels adobs.
<i>Contribució al cycle de l'aigua</i>	Caracteritza l'aportació dels parcs al cycle hidrològic del territori on es troben. Els entorns urbans presenten un problema ambiental en cobrir el sòl amb grans superfícies pràcticament impermeables que obstreixen el cycle natural de l'aigua a en impedir la infiltració al sòl.	La infiltració d'aigua és bàsica per a la recàrrega dels aquífers i el manteniment de la humitat del terra que requereixen les plantes per viure. Les dades de superfícies permeables/impermeables provenen de la cartografia de l'AMB.
<i>Absorció de la contaminació</i>	Es mesura la contribució de cada parc a la qualitat de l'aire. Es calcula l'absorció per la vegetació de partícules en suspensió (PM10) i diòxid de nitrogen (NO2). Ambdós contaminants tenen greus impactes en la salut humana i han estat associats amb malalties respiratòries, risc d'asma o mortalitat infantil (Khreis et al., 2019; WHO, 2013).	S'ha calculat el nombre d'arbres per espècie de cada parc, a partir de la cartografia dels parcs metropolitans de l'AMB, i els coeficients d'absorció de les diferents espècies d'arbres de Barcelona (Baró et al., 2014).
<i>Segrest de carboni</i>	El CO2 fixat per l'arbrat dels parcs, fet que contribueix a mitigar un dels principals gasos que provoquen el canvi climàtic. Per a aquest càlcul s'ha utilitzat la capacitat de segrest de carboni de cada espècie d'arbre aplicant-hi els coeficients de Chaparro i Terradas (2009).	El nombre d'arbres per espècie de cada parc s'ha obtingut de la cartografia de l'AMB.

estar de la població (James et al., 2015). Els quatre indicadors seleccionats (Taula 4) recullen aquesta important contribució dels parcs segons les característiques de la vegetació i de la població que els utilitza.

E. *Mitigació i adaptació al canvi climàtic:* Aquesta dimensió s'ha construït de manera transversal, a partir

d'un indicador seleccionat de cadascuna de les dimensions ja presentades. Els parcs metropolitans poden contribuir a la mitigació del canvi climàtic reduint el *Consum d'energia* (A4) i augmentant el *Segrest de carboni* (C4). Finalment, els parcs metropolitans també poden jugar un paper important en l'adaptació al canvi climàtic, mitjançant l'*Adaptació de la vegetació* (B4) i la *Mitigació de l'illa de calor* (C4).

Taula 4. Descripció dels indicadors que conformen la dimensió D. *Salut i benestar humà.*

Indicador	Què mesura?	Comentari
<i>Disponibilitat per habitant</i>	Els indicadors comuns europeus suggereixen establir un buffer de 300 metres des del límit de cada parc, que equivaldria a un accés al parc de 5 minuts a peu. Es mesura comptabilitzant la població que queda en aquesta àrea d'influència.	Per a aquest càlcul s'ha utilitzat la cartografia dels parcs metropolitans de l'AMB, creuant dades demogràfiques per seccions censals de l'IDESCAT (idescat.cat) i del cadastre (sedecatastro.gob.es).
<i>Accessibilitat de la població</i>	Nombre de persones socioeconòmicament vulnerables en l'àrea d'influència de cada parc (a 300 metres). Es mesura a partir d'una estimació de la població amb rendes baixes per secció censal (Antón-Alonso et al., 2017), definida com la població amb rendes inferiors al 50% de la mediana metropolitana.	Està relacionat amb la gentrificació verda (Anguelovski et al., 2018; Rigolon i Németh, 2020), que pot reduir els efectes positius dels parcs sobre la salut de les persones més vulnerables.
<i>Frondositat de la vegetació</i>	Es mesura amb una mitjana anual de l'Índex de Vegetació de Diferència Normalitzada (NDVI). Per al seu càlcul s'han utilitzat imatges del satèl·lit Sentinel 2 disponibles a l'Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC).	Influeix en la contribució dels espais verds a la salut i el benestar de la ciutadania.
<i>Mitigació de l'illa de calor</i>	S'utilitza un índex que considera les característiques dels parcs urbans que contribueixen a mitigar l'efecte d'illa de calor (Serrano-Tovar et al., 2021), com ara la superfície del parc, la frondositat de la vegetació i la del seu entorn, la proporció d'àrea verda, blava, regada i d'ombra de cada parc i la seva àrea d'influència tèrmica. L'efecte d'illa de calor causat per la major absorció de temperatura pels espais urbanitzats intensifica els problemes de salut d'aquestes onades.	Les temperatures extremes contribueixen a les defuncions per malalties respiratòries i cardiovasculars (Robine et al., 2008). Les previsions del canvi climàtic indiquen que les onades de calor seran cada cop més freqüents i intenses. Els parcs tenen la capacitat de mitigar aquest efecte i refredar no tan sols la seva superfície sinó també la de la seva àrea d'influència.

2.3. Monitoratge multinivell

Plantejar els problemes de sostenibilitat des d'una visió sistèmica implica gestionar diversos indicadors (16 en el nostre cas). Per tal de facilitar-ne la interpretació s'acostumen a generar índexs compostos que agreguen la informació dels indicadors i permeten elaborar rànquings de fàcil lectura. Aquestes solucions han estat criticades pel fet de dificultar una comprensió més precisa i holística dels problemes en agrupar la informació (Munda, 2005), així com la identificació de sinèrgies i compromisos que exigeixen els complexos problemes relacionats a la sostenibilitat de les àrees metropolitanes (Padró et al., 2020). Per tal de donar resposta a aquest repte, presentem els resultats per mitjà d'un monitoratge multinivell.

El nivell III s'adreça a usuaris amb coneixement expert. La informació de cadascun dels 16 indicadors es mostra de forma precisa i detallada per orientar decisions de planejament i gestió, així com per a l'anàlisi científica. En aquest sentit, els resultats els expressem en les unitats precises de cada indicador i amb una escala cromàtica de colors que permet identificar ràpidament les diferències entre parcs. A més, la taula s'acompanya amb un gràfic radar en què els resultats s'han normalitzat sobre la mitjana de cada indicador per tal de poder estudiar els patrons.

El nivell II s'adreça a usuaris que volen saber de forma general en quines de les cinc dimensions analitzades destaca cada parc. Els resultats de cada indicador s'agreguen per a cada dimensió a partir de la normalització realitzada pels gràfics radars de 0 a 4. Aquest tipus d'informació serveix per orientar usuaris i gestors sobre les característiques generals dels parcs metropolitanos. Per interpretar aquests resultats cal tenir en compte que els valors són relatius, és a dir, que les qualitats dels parcs són avaluades enfront dels altres parcs i no sobre valors de referència mínims o màxims, que permetrien identificar mancances o bondats generalitzades.

Per últim, el nivell I s'adreça al gran públic i consisteix en un rànquing que compara de forma generalista les qualitats socioecològiques dels parcs metropolitanos estudiats. Mitjançant l'agregació dels valors de les cinc dimensions del nivell II i invertint el valor dels pesos de la dimensió A *Ús de recursos*, en ser un cost que cal reduir, obtenim un únic valor per a cada parc que permet ordenar-los segons la seva contribució relativa. El valor d'aquest índex socioecològic va de 0 a 20, on 20 indica que el parc analitzat presenta els millors valors en comparació amb els altres parcs.

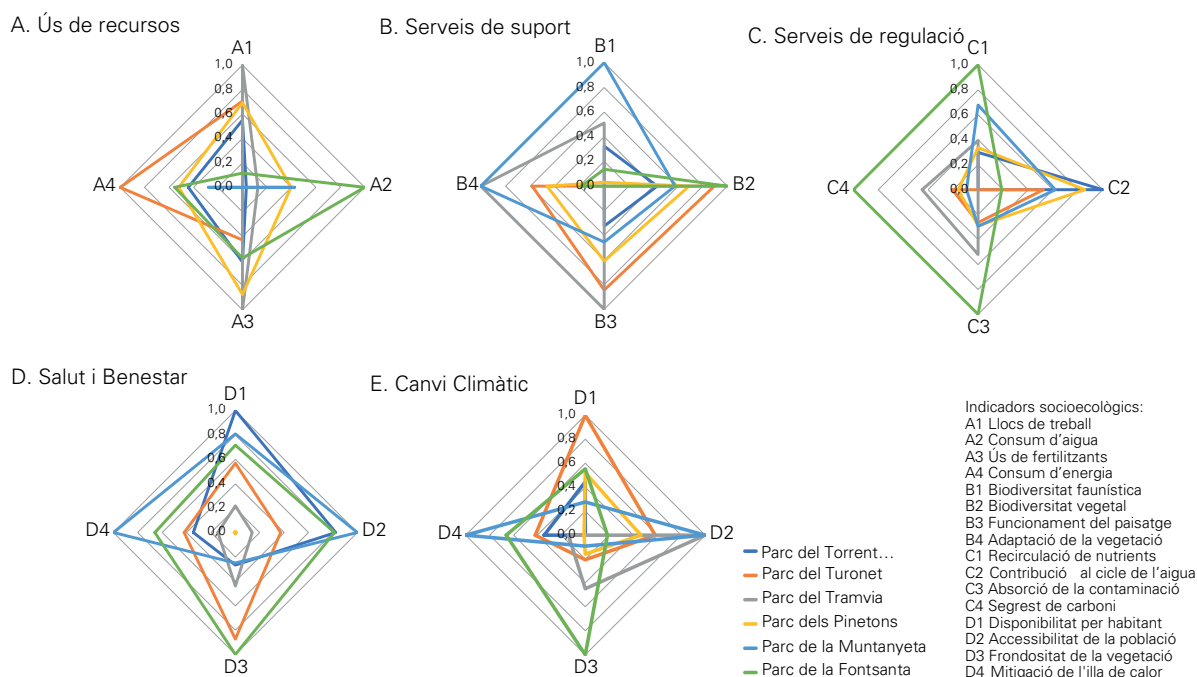
3. Resultats i discussió

3.1. Indicadors (Nivell III)

En les següents taules comparatives fem una representació multicriteri en què cada indicador socioecològic s'expressa en les unitats de mesura corresponents, mantenint la informació original de les dimensions de cada aspecte estudiat. Per facilitar-ne la interpretació, els valors de les Taules 5 a 9 es visualitzen amb colors que varien d'intensitat depenent de si són majors o menors que la mitjana dels sis parcs estudiats. Les taules es complementen amb un gràfic radar (Figura 3).

A. *Ús de recursos*: A la Taula 5 podem veure que el parc del Tramvia mostra el requeriment més alt d'hores de treball per hectàrea i d'ús de fertilitzants. Per contra, presenta el menor consum d'energia i un consum relativament baix d'aigua. El parc de la Font Santa presenta el major consum d'aigua per hectàrea i un requeriment moderat dels altres recursos. Pel que fa al consum d'energia, el parc del Turonet presenta el major valor amb diferència, tot i que els consums dels parcs de la Font Santa i del Torrent de la Font i Torrent de l'Enric han estat estimats (per manca de dades). Pel que fa al parc de la Muntanyeta, presenta el menor requeriment de treball i ús de fertilitzants. Per últim, el parc dels Pinetons presenta un ús mitjà-alt de tots els recursos.

Figura 3. Indicadors socioecològics per a cadascuna de les dimensions dels parcs metropolitanos.



Taula 5. Valors dels indicadors de la dimensió A. *Ús de recursos per a cada parc.*

A. Ús de recursos	Parc de la Font Santa	Parc de la Muntanyeta	Parc dels Pinetons	Parc del Torrent...	Parc del Tramvia	Parc del Turonet
A1 Llocs de treball (hores/ha)	79	28	330	268	464	335
A2 Consum d'aigua (m ³ /ha)	2.830	1.500	1.432	580	803	508
A3 Ús de fertilitzants (kg/ha)	6,7	3,7	8,3	6,9	8,9	6,0
A4 Consum d'energia (MJ/ha)	70.769	54.688	68.923	64.358	38.516	96.886

Taula 6. Valors dels indicadors de la dimensió B. *Serveis ecosistèmics de suport per a cada parc.*

B. Serveis de suport	Parc de la Font Santa	Parc de la Muntanyeta	Parc dels Pinetons	Parc del Torrent...	Parc del Tramvia	Parc del Turonet
B1. Biodiversitat faunística (Índex de Shannon)	3,0	3,8	2,9	3,2	3,4	2,9
B2. Biodiversitat vegetal (Índex de Shannon)	4,6	3,1	3,5	2,6	1,1	4,2
B3. Funcionament del paisatge (Índex de connectivitat ecològica)	4,0	5,2	5,6	4,9	6,7	6,3
B4. Adaptació de la vegetació (% de xeroficitat)	56%	81%	65%	51%	81%	68%

B. *Serveis ecosistèmics de suport*: A la Taula 6 podem veure com el parc de la Muntanyeta presenta els millors serveis de suport, amb els valors més alts de biodiversitat faunística i d'adaptació de la vegetació. Per contra, el parc dels Pinetons se situa a la part baixa, però destacant per un bon nivell d'adaptació climàtica de la vegetació. Les diferències entre biodiversitat faunística i vegetal (mesurada amb papallones i arbres, respectivament) ens indiquen que són indicadors complementaris de biodiversitat, ja que la proliferació de papallones es relaciona més amb la vegetació dels prats florits i menys amb la vegetació arbòria. Respecte de l'índex de connectivitat ecològica, s'observa que

els parcs que estan més endinsats en la trama urbana (com el Parc de la Font Santa o el del Torrent de la Font i Turó de l'Enric) presenten valors més baixos, en no estar tan connectats amb espais naturals com els boscos de l'AMB. Finalment, podem observar que els parcs de la Muntanyeta i el Tramvia presenten alts valors d'adaptació de la vegetació pel fet de tenir grans zones cobertes de pins pinyoners (*Pinus pinea*) i pins blancs (*Pinus halepensis*), espècies ben adaptades al clima i resistentes a l'escassetat d'aigua.

C. *Serveis ecosistèmics de regulació*: A la Taula 7 podem observar que el parc de la Font Santa té els millors

Taula 7. Valors dels indicadors de la dimensió C. *Serveis ecosistèmics de regulació per a cada parc.*

C. Serveis de regulació	Parc de la Font Santa	Parc de la Muntanyeta	Parc dels Pinetons	Parc del Torrent...	Parc del Tramvia	Parc del Turonet
C1. Recirculació de nutrients (N recirculat/aportat)	226	190	152	148	158	114
C2. Contribució cicle de l'aigua (% superfície permeable)	77%	86%	91%	94%	73%	84%
C3. Absorció contaminació (Kg PM10 + NO ₂)	2.588	1.086	1.075	460	1.569	1.022
C4. Segrest de carboni (Tones de CO ₂)	5,77	1,37	1,69	0,92	3,09	1,92

Taula 8. Valors dels indicadors de la dimensió D. *Salut i benestar humà* per a cada parc.

D. <i>Salut i benestar humà</i>	Parc de la Font Santa	Parc de la Muntanyeta	Parc dels Pinetons	Parc del Torrent...	Parc del Tramvia	Parc del Turonet
D1. <i>Població d'influència</i> (Població a 300 m)	14.578	16.158	2.326	19.403	6.085	114
D2. <i>Població vulnerable</i> (Pob. <50% renda mediana)	2.052	2.485	157	2.075	480	84%
D3. <i>Frondositat</i> (NDVI)	0,42	0,37	0,35	0,37	0,38	1.022
D4. <i>Mitigació illa de calor</i> (índex)	5,0	6,6	3,6	3,8	4,0	1,92

serveis de regulació respecte de la recirculació de nutrients, l'absorció de contaminants i el segrest de carboni, tot i que presenta una de les superfícies menys permeables, cosa que fa que no contribueixi tant al cicle de l'aigua. Per contra, la pràctica totalitat de la superfície del parc del Torrent de la Font i Turó de l'Enric és permeable (94%), motiu pel qual, juntament amb el parc dels Pinetons (91%), se situen com els que més contribueixen al cicle de l'aigua. El parc del Torrent de la Font i Turó de l'Enric també destaca per una baixa absorció de contaminants i segrest de carboni. D'altra banda, el parc de la Muntanyeta ofereix uns bons resultats generals excepte per les xifres de segrest de carboni, a causa del tipus d'arbres que abunden al parc.

D. *Salut i benestar humà*: A la Taula 8 podem observar que el parc del Torrent de la Font i Turó de l'Enric és el parc amb major disponibilitat per habitant, en tenir en un radi de 300 metres més de 19.000 habitants. Però és el parc de la Muntanyeta el que presenta un major nombre de població vulnerable, que gairebé arriba a les 2.500 persones. De prop el segueix el parc de la Font Santa, amb una gran quantitat de població d'influència i el major valor de frondositat de la vegetació juntament amb el parc del Turonet (0,42). Pel que fa al potencial per mitigar l'efecte d'illa de calor, la Muntanyeta torna a presentar-se en primer lloc, seguit de prop pel parc de la Font Santa. Per contra, el parc dels Pinetons presenta els pitjors resultats pel que fa a la seva contribució a la salut i el benestar: baixa població d'influència total i vulnerable, així com la pitjor frondositat de la vegetació i mitigació de l'efecte d'illa de calor.

E. *Mitigació i adaptació al canvi climàtic*: A la Taula 9 podem observar que el parc de la Muntanyeta torna a despuntar en aquesta dimensió en mostrar un alt percentatge d'adaptació de la vegetació, el millor índex de mitigació d'efecte illa de calor i un moderat consum d'energia. El parc del Tramvia el segueix de prop compartint el primer lloc en l'índex d'adaptació, superant-lo en el segrest de carboni i sent el parc que presenta un menor consum d'energia, tot i que el seu índex de mitigació de l'efecte d'illa de calor es queda a la part mitjana-inferior. Per la seva banda, el parc de la Font Santa presenta el millor valor de segrest de CO₂, amb 5,8 tones anuals, prop del doble que el parc del Tramvia, que és el segon, amb 3,1 tones de CO₂ segrestades.

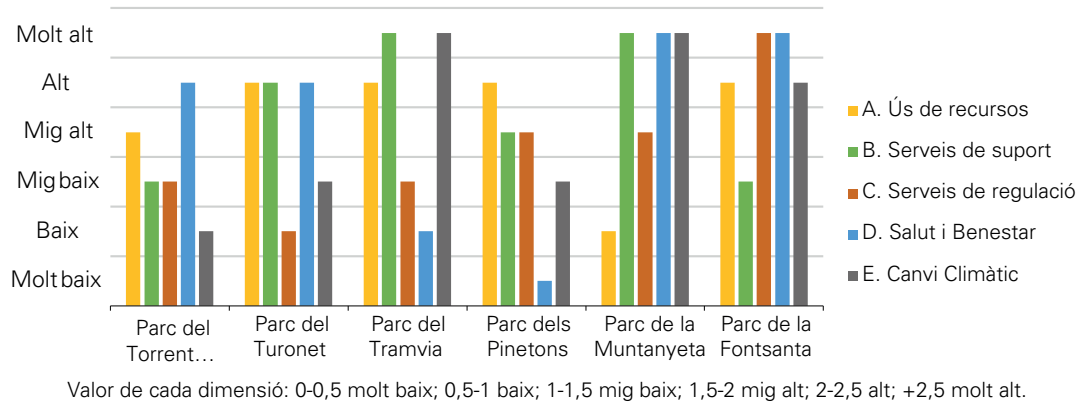
3.2. Dimensions (Nivell II)

Per tal de construir el nivell II d'agregació dels resultats, hem normalitzat i agregat els indicadors per a cadascuna de les dimensions, obtenint cinc índexs compostos que van de 0 a 4 depenent de les característiques relatives de cada parc. Amb aquests valors hem generat una escala qualitativa per valorar la contribució socioecològica de cada parc i el seu ús de recursos amb les categories següents: de 0 a 0,5 molt baixa, de 0,5 a 1 baixa, d'1 a 1,5 mitjana-baixa, d'1,5 a 2 mitjana-alta, de 2 a 2,5 alta i de 2,5 a 4 molt alta. D'aquesta manera, obtenim la Figura 4, on es pot apreciar el valor relatiu de les diverses dimensions avaluades i fer una lectura senzilla i eloqüent de la contribució de cada parc.

Taula 9. Valors dels indicadors de la dimensió E. *Mitigació i adaptació al canvi climàtic* per a cada parc.

E. <i>Mitigació i adaptació al canvi climàtic</i>	Parc de la Font Santa	Parc de la Muntanyeta	Parc dels Pinetons	Parc del Torrent...	Parc del Tramvia	Parc del Turonet
A4. <i>Consum d'energia</i> (MJ/ha)	70.769	54.688	68.923	64.358	38.516	96.886
B4. <i>Adaptació de la vegetació</i> (% de xeroficitat)	56%	81%	65%	51%	81%	68%
C4. <i>Segrest de carboni</i> (Tones de CO ₂)	5,77	1,37	1,69	0,92	3,09	1,92
D4. <i>Mitigació illa de calor</i> (índex)	5,0	6,6	3,6	3,8	4,0	4,5

Figura 4. Comparació qualitativa dels parcs metropolitans per a cada dimensió.

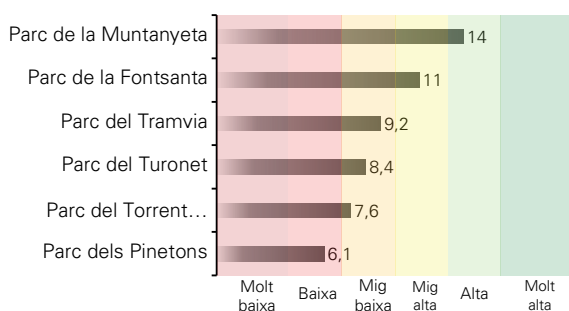


El parc de la Muntanyeta destaca per consumir menys recursos que els altres parcs i tenir uns bons serveis ecosistèmics de suport, de salut i benestar, i de mitigació/adaptació al canvi climàtic. El parc de la Font Santa el segueix de prop, amb uns millors valors de serveis ecosistèmics de regulació, tot i que fa un ús més intensiu de recursos i els seus serveis ecosistèmics de suport són força pitjors. A la part més baixa hi trobem el parc dels Pinetons, que és el parc que més recursos consumeix, el que menys serveis a la salut i el benestar proveeix i amb uns valors mitjans pel que fa als serveis de suport, regulació i canvi climàtic. Per últim, el parc del Torrent de la Font i Turó de l'Enric i el parc del Turonet se situen a la part mitjana en totes les dimensions, destacant el primer per una baixa contribució a la mitigació i adaptació al canvi climàtic i alta en la salut i benestar, mentre que el segon destaca mostrant la dada més baixa pel que fa als serveis de regulació.

3.3. Valors agregats (Nivell I)

Per últim, agregant totes les dimensions en un únic valor obtenim el rànquing socioecològic general de parcs (Figura 5). Conservant la normalització prèvia, aquest índex relatiu va de 0, quan té una contribució molt baixa de serveis ecosistèmics i un ús molt alt de recursos, a 20, quan té una contribució molt alta de serveis ecosistèmics i un ús molt baix de recursos. Tot i perdre detall d'anàlisi, aquest nivell permet tenir una apreciació ràpida de la qualitat socioecològica general de cada parc. Com es pot apreciar, aquesta corrobora les tendències observades prèviament.

Figura 5. Rànquing de la qualitat socioecològica general de parcs metropolitans avaluats.



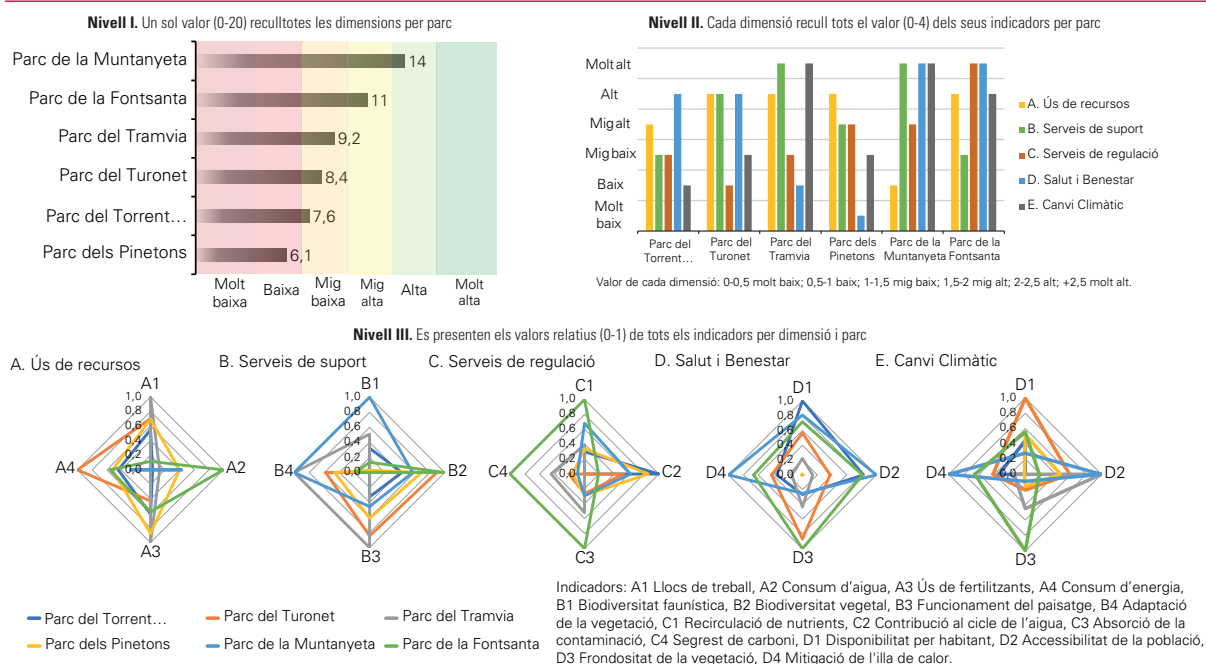
3.4. Quadre de monitoratge multinivell

Si be fraccionar els resultats per nivells permet adequar el nivell d'informació a l'interès i expertesa de les persones receptores de l'anàlisi, el quadre de monitoratge multinivell (Figura 6) permet atreure els usuaris cap a aquells detalls que caracteritzen cada parc i tenir una visió contextualitzada. A més de guanyar transparència sobre els resultats agregats (Nivell I), el fet de presentar la informació agregada juntament amb la detallada permet a les persones receptores de l'anàlisi comparar els parcs en relació amb el que més els interessa. Aquest quadre està pensat per oferir-lo a la ciutadania i a les persones gestores dels parcs en una pàgina web, o programari informàtic, amb un doble objectiu: orientar l'ús i la gestió dels parcs. En aquest sentit, l'eina es podria millorar afegint-hi filtres per criteris concrets que interessin l'usuari, o bé introduint-hi un Sistema de Suport a la Planificació que faciliti la gestió i comunicació de la xarxa metropolitana de parcs.

A tall d'exemple, una persona preocupada per la salut potser no troba interessant el rànquing general, però sí la comparativa per dimensions, on pot comparar els parcs pel que ofereixen en relació amb la salut i el benestar. De fet, el quadre de monitoratge multinivell convidaria a revisar els indicadors de salut i benestar del nivell III, generant oportunitats d'aprenentatge i una valoració més precisa de les múltiples funcions i serveis que ofereix cada parc metropolità.

D'altra banda, el rànquing general pot atreure l'atenció de polítics i societat interessada sobre les qualitats dels parcs urbans que tenen més a prop i proposar-ne millores. Un polític assabentat de la baixa puntuació d'un parc del qual és responsable en el rànquing general podria demanar als tècnics responsables que revisessin com millorar la puntuació. En aquest cas, els tècnics poden anar al detall (nivell III) i observar les característiques específiques que provoquen aquesta baixa puntuació en el rànquing general. Un cop identificat quin indicador interessa millorar, podria buscar el parc que millors resultats presenta en aquest indicador concret per comprendre què els diferencia, fomentant així la difusió de bones pràctiques en la planificació i gestió dels parcs metropolitans.

Figura 6. Quadre de monitoratge multinivell de la qualitat socioecològica dels parcs metropolitans.



4. Conclusions

Els parcs metropolitans són ecosistemes profundament modificats per la societat que requereixen una intervenció activa dels seus gestors. L'anàlisi socioecològica integrada de la xarxa metropolitana de parcs presenta un sistema d'indicadors multicriteri, escalables i modulars, que facilita el monitoratge tècnic i la comunicació a la ciutadania de manera precisa i ajustada a l'usuari. Aquesta anàlisi s'ha aplicat com a prova pilot a 6 dels 51 parcs metropolitans de l'AMB.

L'anàlisi socioecològica integrada ofereix 16 indicadors organitzats en cinc dimensions complementàries que cobreixen l'ús de recursos, els serveis ecosistèmics de suport i de regulació, la contribució a la salut i el benestar de la ciutadania, i la mitigació/adaptació al canvi climàtic. Aquesta aproximació sistèmica ha permès establir quines són les fortaleses i debilitats de cada parc i orientar les persones usuàries i les gestores segons els seus interessos específics.

Dels resultats obtinguts, destaca el parc de la Muntanyeta pel seu baix ús de recursos, com ara fertilitzants, i la bona prestació de serveis ecosistèmics, aportant biodiversitat faunística i adaptació de la vegetació, i contribució a la salut i el benestar de la ciutadania, a més de donar servei a població vulnerable, i una considerable mitigació de l'efecte d'illa de calor. El segueix el parc de la Font Santa, que tot i fer un ús més intensiu de recursos també presenta uns bons serveis ecosistèmics, en què destaquen els de regulació, com l'absorció de contaminants, el segrest de carboni o la recirculació de nutrients. A la part baixa destaquen el parc dels Pinetons i el parc del Torrent de la Font i Turó de l'Enric. El primer per fer un major ús de recursos tot i no proveir dels millors serveis ecosistèmics, presentant els valors més baixos en els indicadors de salut i benestar. A la part mitjana se situen el parc del Tramvia i el parc del Turonet. Mentre que el primer destaca en mitigació i adaptació al canvi climàtic, so-

bretot pel que fa a l'adaptació de la vegetació i el segrest de carboni, contribuint relativament poc a la salut i el benestar, el segon presenta valors mitjans en totes les dimensions i cal baixar al nivell d'indicadors per veure que té un alt consum d'energia i una baixa recirculació de nutrients i biodiversitat faunística, si bé presenta bona frondositat de la vegetació, biodiversitat vegetal i connectivitat ecològica.

L'anàlisi multinivell permet complementar una avaluació dels parcs metropolitans a partir d'un rànquing general (Nivell I), amb un nivell desagregat d'anàlisi per dimensions (Nivell II) i una anàlisi específica per indicadors (Nivell III) que informa dels aspectes socioecològics concrets en què destaca cada parc. Aquesta proposta presenta un gran potencial tant pel que fa a l'explotació dels resultats envers les persones usuàries com per als tècnics responsables d'aquests equipaments. Pel que fa als usuaris, es podria implementar en una aplicació web on donar a conèixer els aspectes més rellevants de cada parc de manera personalitzada. Per als tècnics, el monitoratge multinivell es podria integrar en un sistema de suport a la planificació que permetés optimitzar el tractament dels parcs en funció de les prioritats socials i contextuais, així com fomentar la col·laboració entre els tècnics dels parcs, tot identificant bones pràctiques en aspectes específics.

5. Referències

- ANGUELOVSKI, I.; CONNOLLY, J. T.; MASIP, L.; PEARSALL, H. (2018). «Assessing Green Gentrification in Historically Disenfranchised Neighborhoods: A Longitudinal and Spatial Analysis of Barcelona». *Urban Geography* 39(3):458-491. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02723638.2017.1349987>.
- ANTÓN-ALONSO, F. et al. (2017). *Innovació i Metròpoli. Innovació Social i Política, Densitat Institucional i Vulnerabilitat Urbana a la Barcelona Metropolitana*.

- ÀREA METROPOLITANA DE BARCELONA; BARCELONA REGIONAL (2014). «Pla de Sostenibilitat Ambiental de l'Àrea Metropolitana de Barcelona 2014-2020», pàg. 392. <http://www.amb.cat/ca/web/medi-ambient/actualitat/publicacions/detall/-/publicacio/memoria-del-psamb/1138518/11818>.
- BARÓ, F. et al. (2014). «Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain». *Ambio*, 43(4):466-479.
- BARÓ, F.; PALOMO, I.; ZULIAN, G. et al. (2016). «Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region». *Land Use Policy*, 57:405-417.
- BASNOU, C. et al. (2020). «Advancing the Green Infrastructure Approach in the Province of Barcelona: Integrating Biodiversity, Ecosystem Functions and Services into Landscape Planning». *Urban Forestry and Urban Greening*, 55:126797.
- BENEDICT, M. A., McMAHON, E. T. (2002). «Green infrastructure: smart conservation for the 21st century». *Renewable Resource Journal*, 12-17.
- CHANG, C. R. et al. (2007). «A Preliminary Study on the Local Cool-Island Intensity of Taipei City Parks». *Landscape and Urban Planning*, 80(4):386-395. doi: 10.1016/j.landurbplan.2006.09.005.
- CHAPARRO, L.; TERRADAS, J. (2009). «Ecological Services of Urban Forest in Barcelona». *Shengtai Xuebao / Acta Ecologica Sinica* 29(August):103. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-77952193077&partnerID=40&md5=795f891ba28b314189151dd48da019d3>.
- CHIESURA, A. (2004). «The Role of Urban Parks for the Sustainable City». *Landscape and Urban Planning*. 68(1):129-138. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204603001865>.
- COSTANZA, R. et al. (2017). «Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go?». *Ecosyst. Serv.*, 28:1-16.
- FEYISA, G. L. et al. (2014). «Efficiency of Parks in Mitigating Urban Heat Island Effect: An Example from Addis Ababa». *Landscape and Urban Planning*, 123:87-95.
- GEORGESCU-ROEGER, N.; GREEN, M. J. (1973). 83 The Economic Journal *The Entropy Law and the Economic Process*. <https://academic.oup.com/ej/article/83/330/551-553/5233124>.
- GIAMPIETRO, M. (2011). *The Metabolic Pattern of Societies*. Routledge. <https://www.taylorfrancis.com/books/9780203635926>.
- GIAMPIETRO, M.; SORMAN, A. H. (2012). «Are Energy Statistics Useful for Making Energy Scenarios?». *Energy* 37(1):5-17. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544211005780>.
- HARTIG, T.; MITCHELL, R.; DE VRIES, S.; FRUMKIN, H. (2014). «Nature and Health». *Annual Review of Public Health*, 35:207-228.
- JAMES, P.; BANAY, R. F.; HART, J. E.; LADEN, F. (2015). «A Review of the Health Benefits of Greenness». *Current Epidemiology Reports*, 2(2):131-142.
- KHREIS, H. et al. (2019). «Outdoor Air Pollution and the Burden of Childhood Asthma across Europe». *European Respiratory Journal*, 54(4):1802194. <http://erj.ersjournals.com/lookup/doi/10.1183/13993003.02194-2018>.
- KONIJNENDIJK, C. C.; ANNERSTEDT, M.; NIELSEN, A. B.; MARUTHAVEERAN, S. (2013). «Benefits of Urban Parks - A Systematic Review». *International Federation of Parks and Recreation Administration*, (January):1-68.
- LABORATORI METROPOLITÀ; BARCELONA PROJECTE CP. (2019). *Anàlisi de la gestió sostenible dels prats florits amb l'objecte d'incrementar la biodiversitat en la xarxa de parcs i platges de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. El cas de les papallones diürnes*.
- MCGRANAHAN, G. et al. (2010). *The Citizens at Risk: From Urban Sanitation to Sustainable Cities*. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=0lusBwAAQB-AJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=sanitary+cities+sustainable+cities&ots=4ZCgyDitSC&sig=eVnq1YBOM4Xauxldk0B-mGi80GM> (March 26, 2021).
- MARTÍN, A. et al. (2003). *Manual de Riego de Jardines*, pàg. 264.
- MARULL, J.; MALLARACH, J. M. (2005). «A GIS Methodology for Assessing Ecological Connectivity: Application to the Barcelona Metropolitan Area». *Landscape and Urban Planning*, 71(2-4):243-262. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204604000799>.
- MARULL, J. et al. (2019). «Cap a una Anàlisi Socioecològica Integrada de la Infraestructura Verda Metropolitana». *Anuari Metropolità de Barcelona 2018 (Del barri a la metròpoli)*.
- MARULL, J. et al. (2021). «A socioecological integrated analysis of the Barcelona metropolitan agricultural landscapes». *Ecosystem Services*, 51:101350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101350>
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Washington DC: Island Press.
- MONTLLIÓ, M. (2014). *Sistema d'indicadors ambientals dels parcs metropolitans*. [http://www3.amb.cat/repositori/PSAMB/Estudi indicadors parcs.pdf](http://www3.amb.cat/repositori/PSAMB/Estudi%20indicadors%20parcs.pdf).
- MUNDA, G. (2005). «'Measuring Sustainability': A Multi-Criterion Framework». *Environment, Development and Sustainability*, 7(1):117-134. <http://link.springer.com/10.1007/s10668-003-4713-0>.
- PADRÓ, R.; LA ROTA-AGUILERA, M. J.; GIOCOLI, A. et al. (2020). «Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Socioecological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona». *Landscape and Urban Planning*, 203, 103905.

RIGOLON, A.; NÉMETH, J. (2020). «Green Gentrification or 'Just Green Enough': Do Park Location, Size and Function Affect Whether a Place Gentrifies or Not?». *Urban Studies*, 57(2):402-420. <http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0042098019849380>.

ROBINE, J. M. et al. (2008). «Death Toll Exceeded 70,000 in Europe during the Summer of 2003». *Comptes Rendus - Biologies*, 331(2):171-178.

SERRANO-TOVAR, T.; VELASCO-FERNÁNDEZ, R.; MARULL, J.; GONZÁLEZ-CARRASCO, M. (2020). «Contribució dels parcs metropolitans a la salut i el benestar de la ciutadania». *Anuari Metropolità de Barcelona*.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Illinois: University of Illinois Press.

SPEAK, A. F.; MIZGAJSKI, A.; J. BORYSIK, J. (2015). «Allotment Gardens and Parks: Provision of Ecosystem Services with an Emphasis on Biodiversity». *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4):772-781. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1618866715001004>.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION); HENSCHEL, S.; CHAN, G. (2013). «Health Risks of Air Pollution in Europe – HRAPIE Project New Emerging Risks to Health from Air Pollution – Results from the Survey of Experts». *World Health Organization (WHO)*, pàg. 65. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/234026/e96933.pdf?ua=1.

ZWIERZCHOWSKA, I. et al. (2018). «Multi-Scale Assessment of Cultural Ecosystem Services of Parks in Central European Cities». *Urban Forestry & Urban Greening*, 30:84-97. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1618866717304442>.

**OPPORTUNITIES FOR GREEN
INFRASTRUCTURE TO OPTIMIZE THE
URBAN METABOLISM OF RESOURCES**

SUMARI

Introduction

Which nutrient recovery techniques are most environmentally friendly in urban systems?

Can wastewater feed cities?

Conclusions

References

OPPORTUNITIES FOR GREEN INFRASTRUCTURE TO OPTIMIZE THE URBAN METABOLISM OF RESOURCES

Introduction

Green infrastructures (GI) have a great potential for improving the lives of city dwellers by improving air quality, reducing the effects of heatwaves, providing natural spaces for recreation and promoting food production, and embrace projects as diverse as urban and peri-urban agriculture, vertical farming, urban forests, green rooftops, parks and gardens, and green corridors. Although these various forms of GI help to make cities more resilient and self-sufficient, we still need to ensure that their implementation is not counter-productive due to a rise in unsustainable uses of energy and water. Fortunately, there are many ways in which GIs can promote a more circular use of resources, especially in urban and peri-urban agriculture (hereafter referred to jointly as UA). In the field of Industrial Ecology, how a city receives, uses and disposes of its resources is known as Urban Metabolism (UM) and is defined as the

sum of all the technical and socio-economic processes associated with the production and consumption of key resources (e.g. water, food and energy) that sustain the growth and maintenance of cities (Kennedy, et al 2007). The calculation of UM is a useful way of understanding how a city consumes resources and is both scientifically sound (i.e. it is based on the law of energy and mass conservation) and relevant to urban planners and dwellers alike, and as such it is a precise accounting tool for understanding efficiency, waste and dissipative uses.

The metabolism of a city can become more efficient and require fewer external resources by adopting recycling and recovery methods in what has recently become known as the “circular economy” approach. In terms of UA (see Fig. 1), the adopting of a more cyclical use of resources within cities translates into the recovery of nutrients for fertilizing crops and wastewater and rain water for irrigation. Figure 1

Figure 1. Conventional agriculture is characterized by a linear system whereby resources are extracted and eventually disposed of in the environment, thereby causing eutrophication and resource depletion. A more circular urban agricultural system minimizes external resource use through the recovery and management of valuable resources such as waste and wastewater from other urban systems.

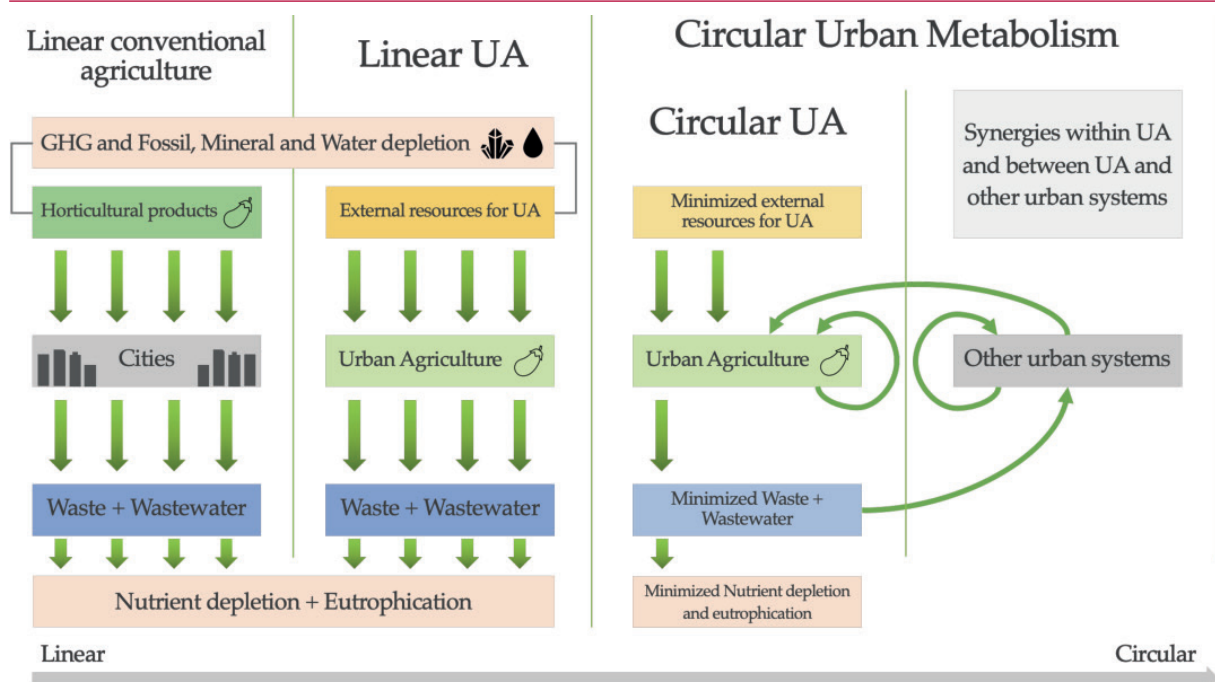
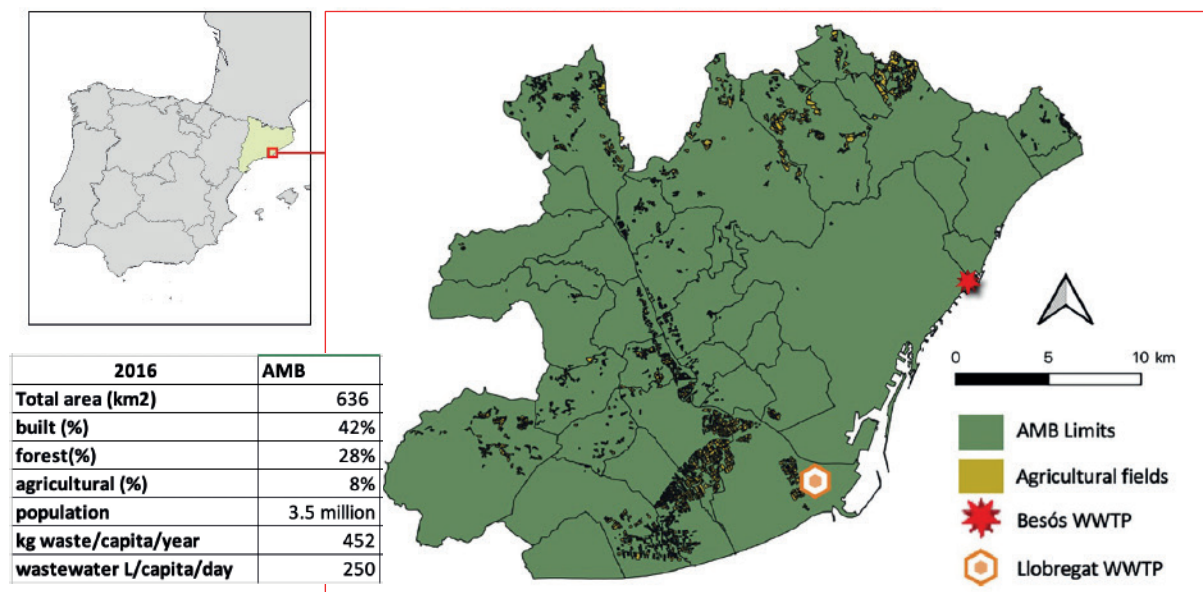


Figure 2. The Barcelona Metropolitan Area covers 636 km² and is located in the Catalan Autonomous Community (Spain). The figure also shows the location of the region’s main wastewater treatment plants (WWTP) and agricultural areas.



shows how a reduction in the use of virgin resources as a result of recovery loops in urban areas lessens the environmental impact of resource extraction and waste disposal. Urban wastewater and solid waste are huge sources of phosphates and nitrogen that are readily available for plant uptake. In many cities, rain-water harvesting, which does not require energy-intensive treatment, can act as a substitute for a significant amount of irrigation water.

The following sections explore how various UA strategies can improve urban metabolism using the Barcelona Metropolitan Area (AMB) as a case study (Fig. 2). Figure 2 also includes a table summarizing the most important land uses and urban metabolism indicators in the AMB.

Which nutrient recovery techniques are most environmentally friendly in urban systems?

Hydroponics is an attractive alternative to conventional soil-based agriculture in urban systems because urban soil often contains heavy metals and other contaminants. These soil-less systems also allow for more precise water and nutrient management because their porosity and humidity, amongst other factors, are stable and known. Nutrient management is especially important because enhancing nutrient recovery in urban agriculture helps close material cycles and reduce eutrophication and resource depletion (Boneta et al., 2019; Sanjuan-Delmás et al., 2018). Since 2014, the European Union recognizes P as a critical resource (European Commission, 2014), and encourages P recovery from local sources by enforcing a shift towards a more circular use of nutrients.

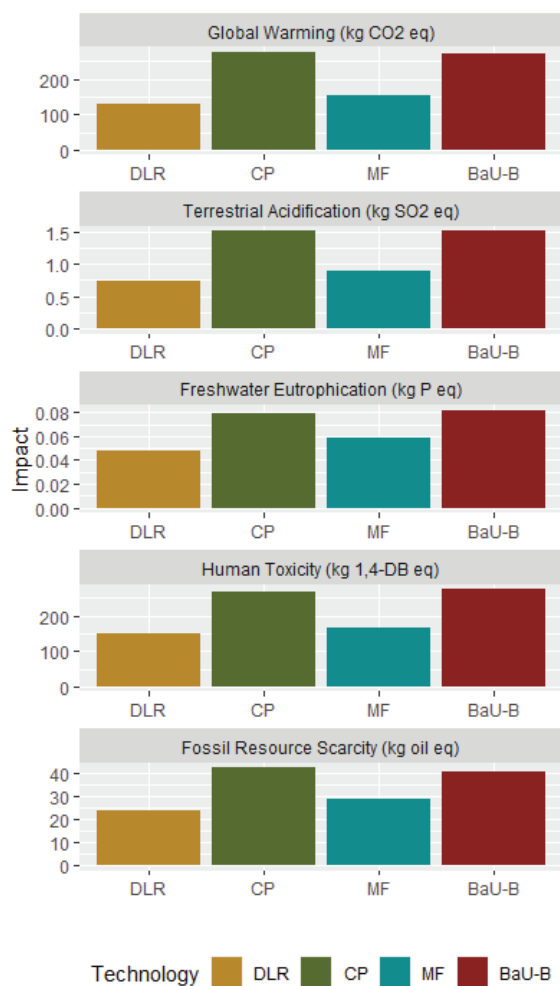
To explore various nutrient recovery options, we study here how three recovery processes – namely, direct leachate recirculation (DLR), chemical precipitation (CP) and membrane filtration (MF) – can be used to recover phosphorus, magnesium, potassium and cal-

cium from the leachates of hydroponic tomato production for re-use in the same hydroponic urban agricultural system. Tomatoes (type *Lycopersicon esculentum*) were grown from 12 January to 18 July 2017 (a total of 187 days). Harvesting began in the second week of April in the 125-m² integrated rooftop greenhouse (i-RTG) of the ICTA building on the campus of the Autonomous University of Barcelona.

As its name implies, DLR is simply a partially closed water and nutrient system in which leachates are re-introduced into the irrigation system, thereby reducing the amount of fresh water and chemical fertilizer needed. Although several different CP technologies exist, we chose the Crystalactor® technology from DHV (Royal Haskoning DHV, 2019) because it is applicable to a wide range of water systems, including those that are suitable for small production systems in urban hydroponics. The reaction involves the precipitation of struvite (also known as MAP or magnesium-ammonium-phosphate) by reacting calcium, magnesium or potassium salts in the wastewater containing soluble ammonium and phosphate compounds (Piekema and Giesen, 2001). The MB technology selected was the microfiltration of wastewater followed by reverse osmosis to concentrate recovered nutrients (MRWA, 2009; Stoughton et al., 2013). The Life Cycle Assessment (LCA), explained in more detail in Rufi-Salís et al. (2020a), describes all the infrastructure, electricity, chemicals and transport required by each technology for recovering the 450 g of P that were leached during the experiment, which ended up producing approximately one tonne of tomatoes.

We applied Life Cycle Analysis (LCA) methodology to evaluate the environmental impact of meeting the nutrient demands of the tomato crop cycle of (i) each of the three nutrient recovery technologies and (ii) the business-as-usual (BAU) scenario of no recovery, which involves discharging leachates into the environment after wastewater treatment (as occurs cur-

Figure 3. Absolute life cycle environmental impacts of four different techniques: direct leachate recirculation (DLR), chemical precipitation (CP), membrane filtration (MF) and business-as-usual (BAU). The impacts are calculated for the functional unit equivalent to satisfying the nutrient demands of the tomato crop cycle under study.



rently in the AMB). BAU consists of the production of mineral fertilizer with the same content of P as that recovered by the three technologies, and includes the impacts associated with discharging the same amount of fertilizer into the environment. The results of the LCA (summarized in Figure 2) show that the three technologies perform better than the BAU scenario, in particular in terms of their eutrophication potential.

Direct leachate recirculation (DLR) technology has the least impact of all the categories, which is mostly due to the small amount of electricity required for the pump and ultraviolet lamp. Furthermore, and just as importantly, DLR is less resource-intensive – because it does not require any chemicals to be used – and the recovery of nutrients reduces the potential for eutrophication. The need for energy-intensive chemicals in the CP technology, which gives similar results to the BAU, counteracts the benefits of reducing the extraction of mineral fertilizers. To conclude, direct leachate recirculation results in the best environmental performance and its use could potentially reduce by half the impact of fertilizing urban agriculture.

Can wastewater feed cities?

The recovery of phosphates (P) from wastewater in the form of struvite is an attractive solution for urban areas given the growing popularity of local crop production and the treatment of large volumes of wastewater in centralized treatment plants (WWTPs). To explore this possibility, we analyzed the potential P recovery and the life cycle environmental impact of integrating three recovery technologies, namely, REM-NUT[®], Ostara[®] and AirPrex[®], into the two main wastewater treatment plants in the AMB as a means of satisfying the annual P demand (36.5 tonnes) of urban and peri-urban agriculture in the region. All three technologies recover P in the form of struvite through chemical precipitation (see above), with varying degrees of efficiency and chemical and energy requirements. The LCA methodology is applied here and compared to the business-as-usual scenario of no nutrient recovery.

The system analyzed is depicted in Figure 4. The overall impact of all the AMB’s urban sewer system and its crop production and subsequent consumption go beyond the scope of our study. Otherwise, all life cycle stages were contemplated, including the extraction, production and transport of all resources, the WWTPs (both infrastructure and operation) including the struvite recovery processes, the production of mineral fertilizer, and the transport of nutrients to agricultural areas. The data sources are given in Rufi-Salís, et al. (2020b).

Our results show that all technologies are able to recover between 5 and 30 times the amount of phosphates required to fertilize the whole AMB agricultural area annually, even if only one WWTP is operative. This is a truly positive finding as it makes it feasible to expand UA production, thereby ensuring that the AMB can become more independent in terms of food production. Moreover, because the requirements are met by each individual WWTP, it would be feasible to just modify one of them to avoid the environmental impact derived from the upgrade of the WWTP configuration. The Llobregat WWTP would be the most appropriate for nutrient recovery for UA since it possesses EBPR nitrification/denitrification modules and so would cause the least impact in terms of new infrastructure.

In terms of the LCA results, the Besòs always exerts a greater impact than the Llobregat (Fig. 5), mainly due to the fact that the Besòs annually treats more wastewater (125 million m³) than the Llobregat (94 million m³). However, the Besòs would require the building of new infrastructures – which the Llobregat facility already has in place – to facilitate the struvite recovery processes. On the other hand, freshwater and marine eutrophication savings in the Besòs are significant improvements due to the ammonium extraction by struvite in the crystallization process and the installation of a nitrification-denitrification process. We believe thus that both Ostara[®] and AirPrex[®] are feasible technologies under scenarios of global warming, ecotoxicity and cumulative energy demand, whereas the REM-NUT[®] alternative is the most suitable for reducing eutrophication.

Figure 4. LCA System definition aiming to determine the environmental impact of nutrient recovery for mineral fertilizer substitution in the AMB.

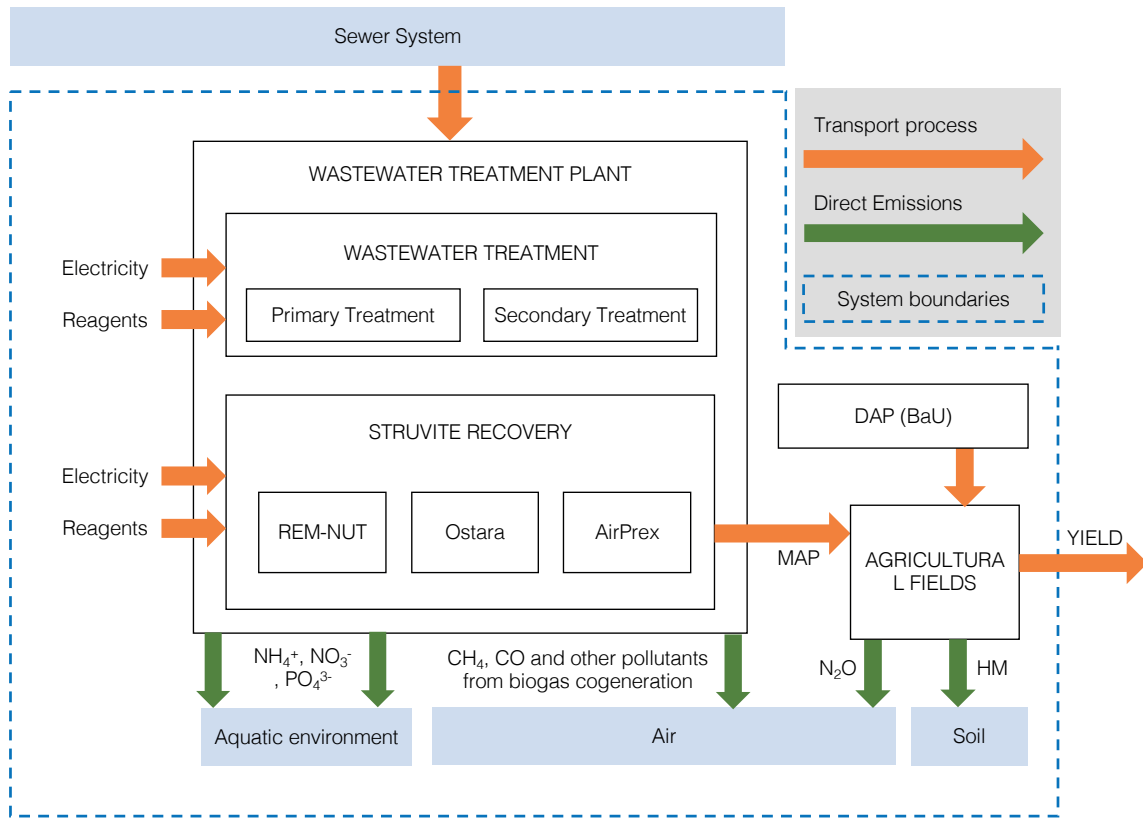
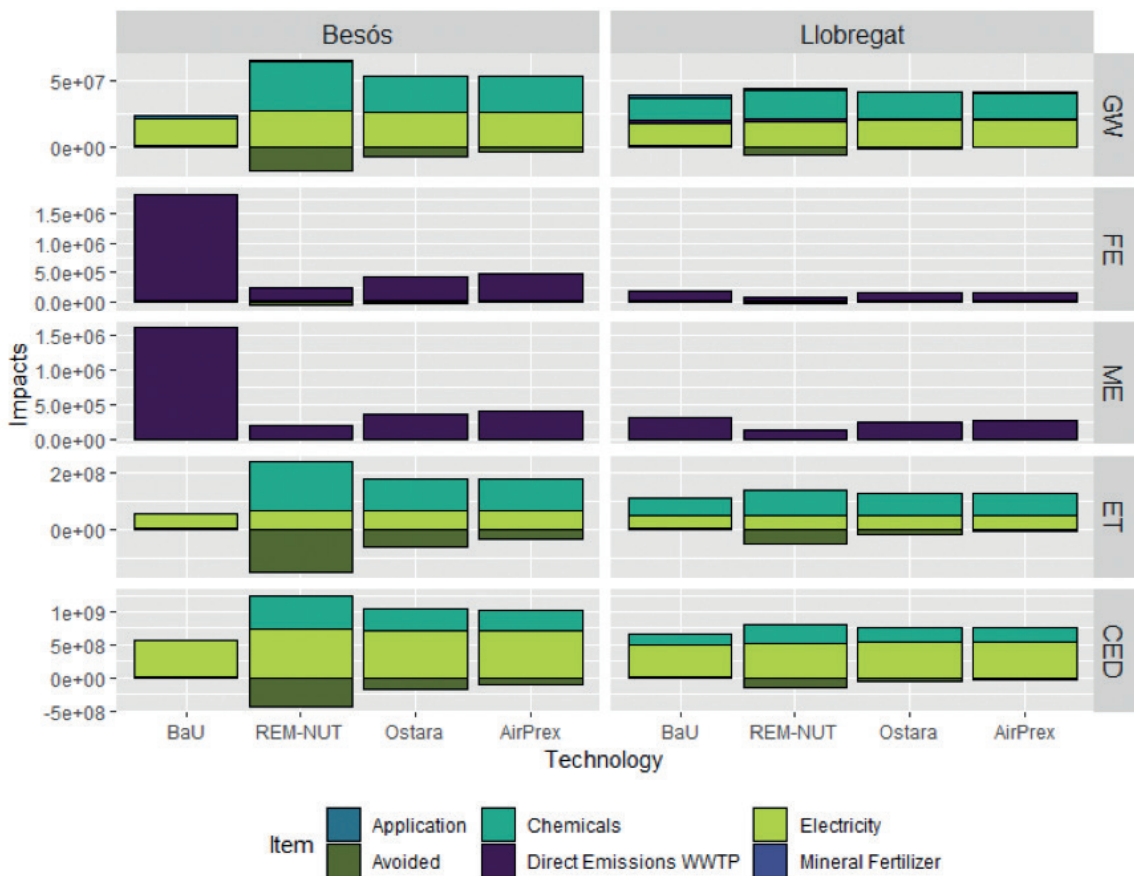


Figure 5. Absolute life cycle environmental impacts of satisfying the phosphate demand of urban and peri-urban agriculture in the AMB under the business-as-usual (BAU) scenario and using three nutrient recovery technologies based on struvite precipitation: REMNUT, Ostara and AirPex.



Conclusions

We explored nutrient recovery at two levels as a means of promoting circular resource use in urban areas: 1) the recovery of nutrients from leachates in an urban agriculture system to improve the efficiency of food production, and 2) the recovery of nutrients from the wastewater of an entire metropolitan area to quantify the potential for avoiding using mineral fertilizers for local food production. For (1), we found that the direct leachate recirculation technology reduces global warming potential, eutrophication and fossil resource use by more than half compared to the business-as-usual linear fertilization methods. Study (2) estimates that the nutrient recovery from the wastewater treatment plants is up to ten times greater than the fertilizer demand from urban and peri-urban agriculture and thus provides ample opportunities for its expansion in terms of resources. Both strategies cut fossil fuel use by reducing transportation and mineral fertilizer production. These are just two examples of the large range of possibilities for creating synergies between UA and other urban systems that in the future can help make cities more resilient and self-sufficient in terms of food production.

References

- Kennedy C; Cuddihy J; Engel-Yan J (2007). The changing metabolism of cities. *Journal of Industrial Ecology* 11(2):43–59.
- Boneta, A., Rufi-Salís, M., Ercilla-Montserrat, M., Gabarrell, X., Rieradevall, J., 2019. Agronomic and environmental assessment of a polyculture rooftop soilless urban home garden in a Mediterranean City. *Front. Plant Sci.* 10, 341. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00341>. Sanjuan-Delmás et al., 2018).
- European Commission, 2014. Critical Raw Materials | Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs. [WWW Document]. URL. http://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical_en (accessed 6.25.19).
- RoyalHaskoningDHV, 2019. RoyalHaskoningDHV, 2019. Crystalactor Water Technology [WWW Document]. (accessed 3.5.19). <https://www.royalhaskoningdhv.com/crystalactor>.
- Piekema, P., Giesen, A., 2001. Phosphate recovery by the crystallisation process: experience and developments. *Environ. Technol.* 21.
- MRWA, 2009. Chapter 19: Membrane Filtration. Minnesota.
- Stoughton, K.M., Duan, X., Wendi, E., 2013. Reverse osmosis optimization. *U.S. Dep. Energy* 9–17. <https://doi.org/10.1002/9780470882634>.
- Rufi -Salís 2020a. Rufi-Salís, M; Petit-Boix, A; Villalba, G; Gabarrell, X & Leipold S (2020). Exploring nutrient recovery from hydroponics in urban agriculture: An environmental assessment. *Resources, Conservation & Recycling*, doi: 10.1016/j.resconrec.2020.104683
- Rufi-Salís 2020b. 5 Rufi-Salís M; Brunnhofer, N; Petit-Boix, A; Gabarrell, X; Guisasola, A & Villalba, G (2020). Can wastewater feed cities? Determining the feasibility and environmental burdens of struvite recovery and reuse for urban regions. *Science of the Total Environment*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139783
- Sanjuan-Delmás, D., Llorach-Massana, P., Nadal, A., Ercilla-Montserrat, M., Muñoz, P., Montero, J.I., Josa, A., Gabarrell, X., Rieradevall, J., 2018. Environmental assessment of an integrated rooftop greenhouse for food production in cities. *J. Clean. Prod.* 177,326–337. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.147>.

UNDERSTANDING THE RELATIONAL
VALUES BETWEEN PEOPLE AND NATURE
THROUGH THE OBSERVATION OF VIRTUAL
COMMUNITIES

SUMARI

1. Introduction

1.1. Relational CES values for sustainability

1.2. Crowdsourced data for assessing relational CES values

1.3. Mapping relational CES values for just and sustainable landscape planning and management

2. Case studies

2.1. Catalonia

2.2. Barcelona Province

2.3. Barcelona City

3. Data & methods

3.1. Catalonia

3.2. Barcelona Province

3.3. Barcelona City

4. Results

4.1. Catalonia

4.2. Province of Barcelona

4.3. Barcelona City

5. Discussion

5.1. Potential for the integration of relational CES values assessed through SM data in landscape planning and management

5.2. Opportunities and limitations of the methods

5.3. Opportunities for further research

6. Conclusion

Acknowledgements

Bibliography

UNDERSTANDING THE RELATIONAL VALUES BETWEEN PEOPLE AND NATURE THROUGH THE OBSERVATION OF VIRTUAL COMMUNITIES

1. Introduction

In light of the ever-increasing need for nature conservation to take into account the multiple linkages that characterize human-nature interactions, the Ecosystem Services (ES) framework has attracted growing interest in recent decades. This concept has been embraced by international studies, working groups and regulations such as the Economics of Ecosystem Services and Biodiversity (TEEB, 2010), the Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES), the Ecosystem Services Partnership (ESP) and, more recently, the European Biodiversity Strategy (2020). As defined by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), ES are the benefits people obtain from ecosystems, be they material or non-material. Material benefits include the so-called 'provisioning' services such as food, water and energy supplies, 'regulating' services including climate regulation, runoff mitigation and carbon sequestration, and 'supporting' services such as soil formation, nutrient cycling and primary production. Non-material benefits, on the other hand, are provided by cultural ES (CES) that include aesthetics, recreation, spiritual values, cultural identity and environmental learning among others. The inherent intangibility, subjectivity and incommensurability of CES make their contribution to human wellbeing difficult to quantify and so are problematical to implement in landscape and urban planning (Langemeyer et al., 2018). In 2005, approximately 70% of the CES worldwide were found to be declining in quality (MEA, 2005) and the regional assessments performed by the IPBES showed similar figures in 2018 (IPBES, 2018). In addition, current trends in global population growth and urbanization (Dickinson & Hobbs, 2017) are placing increasing pressure on natural ecosystems and, due to the ever-decreasing opportunities for interacting with nature (Dickinson & Hobbs, 2017; Gaston & Soga, 2020; Miller, 2005), human societies are now thought to rely more and more on CES for their wellbeing (Guo et al., 2010). Finally, certain social-ecological interactions can lead to a loss of environmental CES values and stewardship, which will eventually affect ES co-production.

1.1. Relational CES values for sustainability

Compared to other Ecosystem Services, CES are assumed to be more cognitively accessible (Andersson

et al., 2015), less substitutable by technical or other means, and ever more essential within a context of great economic growth (Guo et al., 2010) combined with rising urbanization rates (Dickinson & Hobbs, 2017). Moreover, CES have proven to be generally resistant to commodification practices and generate intrinsic motivations for conservation (Arias-Arévalo et al., 2018). These qualities arise because CES are place-specific and linked to subjective human values and identities (Chan et al., 2016).

Recent studies have linked CES to the concept of relational values (Chan et al., 2016). The relational dimension of environmental values improves the predominant binary understanding that links nature conservation to either intrinsic or instrumental motivations. Relational values highlight the significance of social components such as justice, reciprocity and collective flourishing in guiding people's behaviour towards nature, and are assumed to contribute to living a profitable community life in accordance with moral principles – cf. fundamental and eudaimonic values (Arias-Arévalo et al., 2018; Chan et al., 2016). Within this framework, nature is understood as an integral part of social-ecological systems resulting from the actions and interactions between a wide variety of species, including humans (Dickinson & Hobbs, 2017). Therefore, relational CES values have the potential to be key drivers of local green stewardship and pro-environmental behaviour and activities (Andersson et al., 2015; Martinez-Harms et al., 2018), as well as a gateway to sustainable and just social-ecological transitions (see Chan et al., 2016). Nevertheless, recent studies have also highlighted the need to assess the distribution of relational CES values in different social groups, as well as at different spatial and temporal scales (Calcagni et al., 2019).

1.2. Crowdsourced data for assessing relational CES values

The assessment of CES values using social media (SM) data analysis is gaining momentum as a new field in research (Calcagni et al., 2019; Ghermandi and Sinclair, 2019). SM data reflecting societal values and individual relationships with and within nature and expressed via non-deliberative and collective processes on digital platforms (see Guerrero et al., 2016) are presumed to reveal the relational dimension of values (Calcagni et al., 2019). In addition, and in accordance

with feminist geography scholarship, local values cannot be separated from the situated embodied positionality of the individual who holds them (Leszczynski & Elwood, 2015). Likewise, in the digital environment subjectivities are negotiated and forms of power reproduced, while everyday life and perceptions of space are mediated and interlaced with relational socio-spatial processes of gender, race, class and age (Elwood & Leszczynski, 2018). SM data, which contain metadata including geotags, time stamps and user demographics such as name and hometown, prove valuable in analysing the distribution of relational CES values over space, time and social groups (Ilieva & McPhearson, 2018; Martinez-Harms et al., 2018).

Therefore, SM offers promising opportunities for internalizing epistemological plurality and opening pathways for better inclusiveness in the assessment of relational CES values (Calcagni et al., 2019; Leszczynski & Elwood, 2015). Consequently, the analysis of crowdsourced data can facilitate a more comprehensive assessment of ecosystem services in general, thereby providing a critical foundation for inclusive planning processes in a context of diverging nature values.

1.3. Mapping relational CES values for just and sustainable landscape planning and management

The mapping and assessing of ES are rapidly becoming vital tasks in the biodiversity conservation and environmental protection proposed by protocols such as the European Biodiversity Strategy 2030 (European Commission, 2020). Their aim is to improve knowledge of the links between biodiversity, climate change and environmental degradation while taking into account the natural and cultural heritage embodied in landscapes that forms an essential part of individual and collective human well-being. Mapping ES enables this knowledge to be transferred to spatial planning endeavours. Although some ES – especially supporting and regulating ES – operate on a global scale (e.g. carbon sequestration affects climate regulation for everyone), most services operate at smaller scales and require spatially explicit assessment (Geneletti, 2016).

Given that the ultimate goal is to inform and improve land-use policy, the process of ES delivery to people distinguishes between ‘potential’ and ‘flow’. ES potential is the hypothetical maximum yield of selected ES and is determined by the biophysical landscape and its features. ES flow, on the other hand, is defined as the actual amount of benefits accrued through social-ecological interactions (Baró et al., 2016). While land-use policies are classically based on assessments of ES potential, recently ES flow and potential vs. flow comparison analyses have provided useful insights in land-use policy and planning (Baró et al., 2016; Langemeyer et al., 2018).

Building on recent studies relying on crowdsourced data for assessing the flow of relational CES values (Langemeyer et al., 2018; Oteros-Rozas et al., 2017), in this article we aim to explore the potential of this novel methodology and data source to provide policy recommendations at different scales in the fields of both ecological and social planning (Geneletti, 2016).

To highlight the potential of SM analysis in the assessment of relational CES in a spatially explicit manner, we use a case study of three nested geographical scales: (a) Catalonia, (b) Barcelona Province and (c) the city of Barcelona.

2. Case studies

2.1. Catalonia

The region of Catalonia is located on the north-east Mediterranean coast of Spain and has a surface area of 32,049 km². Its population is very unevenly distributed since 70% of people live in the metropolitan area of Barcelona (less than 10% of the whole territory), thereby reflecting the urban nature of contemporary Catalan society (Nogué & Vicente, 2004). Catalonia possesses one of the most diverse and richest landscapes in the whole of Europe (Nogué et al., 2016) as a result of its climate, ecosystems, historical legacy and cultural identity. Such richness is reflected in the *Landscape Catalogues*, a work developed by the *Observatori del Paisatge*, which differentiates 135 landscapes within the region. A spatially explicit assessment of relational CES at this scale is urgently needed since the Natural Heritage and Biodiversity Strategy adopted by the Catalan Government's Acord GOV/54/2018 establishes the goal of developing full ES cartography for the region to help identify the landscape's multifunctionality and, in turn, guide landscape planning and management.

2.2. Barcelona Province

Barcelona Province in Catalonia has a surface area of 7726.4 km² and, with a total current population of 5.5 million people mainly concentrated within and around the city of Barcelona, is one of the most densely populated urban regions in Europe (717 inhab./km²). Drastic changes in land cover and land use have had a direct impact on the provision of ecosystem services in the province (MAES, 2016). Therefore, in recent years the Barcelona Provincial Council (*Diputació de Barcelona*) has fomented land-use policies aimed at developing a capillary and multifunctional green infrastructure network for maintaining ecosystem services. It has thus promoted the development of a territorial information system and ES mapping (Project SITxell¹, acronym in Catalan of Territorial Information System for the Network of Open Areas in Barcelona province) to support regional and local policymaking (MAES, 2016). However, to date, this mapping only covers food and forest biomass provision, global climate regulation, erosion control, habitat for species and recreational facilities; this thus confirms the abovementioned lack of consideration of the full scope of CES in policy-making and underscores the need for developing innovative methods for mapping relational CES values, as developed by Langemeyer et al. (2018).

2.3. Barcelona City

Barcelona is the capital of Catalonia. Administratively divided into ten districts, the city is home to 1.62 million people within its 102 km², making it one of the densest and most compact cities in Europe. The city

¹ <http://www.sitxell.eu/en/mapes.asp>

of Barcelona is characterized by a lack of green space availability per capita (on average 7 m²/inhabit.), which is relatively low in comparison to the European average. Here we focus particularly on 18 urban parks using the findings of Amorim Maia et al. (2020) to highlight the potential of analysing SM data at a micro scale. We aim to gain a differentiated understanding of relational CES values and provide critical insights for urban planning in the city as a whole, in particular in light of the gentrification processes being triggered by urban greening.

In addition, we look at the 8,300-ha peri-urban park of Collserola on the outskirts of city, declared a Natural Park in 2010. The Special Plan for the Protection of the Natural Environment and Landscape of Collserola Natural Park (PEPNat), although still pending its final approval, aims to ensure the conservation of its biodiversity, habitats and ecological processes while favouring the social use of this protected area (e.g. running, cycling, etc.), (Comissió institucional del Pla Especial de Collserola, 2019). If Collserola is included among the green spaces that are accessible to the citizens of Barcelona, the availability of green spaces rises to 17.62 m²/inhabit., which highlights the relevance of Collserola to this study. However, questions regarding the trade-offs between its accessibility and the attractiveness of its diverse benefits for different social groups must also be tackled (Depietri et al., 2016; Turkelboom et al., 2018).

3. Data & methods

In order to assess the relational CES flow at the different spatial scales analysed in this study, we retrieved publicly available data from the photosharing social media platform Flickr² (via its Application Programming Interface). For the regional-scale analysis, data was automatically downloaded by the open-source software InVEST³. Finally, for the provincial- and city-scale analyses, the script for executing the download was written in ECMAScript 6 on Github⁴. In compliance with the General Data Protection Regulation (*General Data Protection Regulation*, 2016), to guarantee the anonymity of Flickr users we applied special security precautions on the only computer containing all the data, individual data and spatial data were stored separately. Personal data such as a user's hometown, when retrieved, were removed once the assessment had finished.

3.1. Catalonia

For Catalonia, we assessed both the flow and the potential of the relational CES *outdoor recreation* by retrieving data from 2005–2017 using the InVEST recreation model⁵. The purpose of this model is to predict the impact of recreation- and tourism-based person-days on locations including natural habitats and built features, and accessibility, that factor into people's decisions about where to recreate.

The model calculates the correlation coefficients between Flickr data and a number of landscape components chosen as predictor variables. It displays the rate of visitation in landscapes (grid cells) and computes a regression to estimate the relative contribution of each landscape component using the following formula:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_p x_{ip} \quad \text{for } i = 1 \dots n \quad (\text{eq. 1})$$

where y_i is the visitation rate and x_{ip} is the coverage of each landscape component in each cell or polygon (hereafter called 'cell') i within an Area of Interest (AOI) containing n cells, and β_p estimates are the regression coefficients for each landscape component chosen as predictor variable, p . We defined the administrative boundaries of Catalonia as the Area of Interest. This input is a single polygon shapefile of Catalonia projected onto linear units in ETRS_1989_UTM_Zone_31N coordinate systems.

As a first output of the regression model, the *outdoor recreation flow* (ORF) was calculated as the average number of Flickr photo-user-days (PUD) geotagged in 2005–2017 in Catalonia. The calculation resulted in a grid shapefile with a 500x500 m resolution and $n = 270,364$ cells. One photo-user-day at a location (see Wood et al. 2013) corresponds to a single photographer who took at least one photo on a particular day. This variable aims to compensate for the users that upload many pictures taken in the same place on the same day in order to avoid overestimating the visitation rate.

In order to calculate the *outdoor recreation potential* (ORP), we chose the following landscape components as predictor variables for running the regression model:

- a. Land cover
- b. Nature Protection Areas
- c. Geomorphological features
- d. Tourism sport settings
- e. Tourism facilities
- f. Accessibility
- g. Urban predictors

We deliberately excluded contingent events (festivals, fairs, concerts, events, etc.) and took into account only the recreational value of the landscape's natural and anthropogenic components. Although we used natural components, tourist facilities and accessibility predictors for calculating the ORP as in previous studies (see Baró et al. 2016), we also included urban components in the regression analysis to account for their relative impact on the actual visitation rate. By excluding contingent events from ORP calculations, we corrected the imbalance of photo density in urban areas and highlighted the effects of natural, tourist-related features and their accessibility on visitation rates, thereby visualizing their potential throughout the whole area of the case study.

² <https://www.flickr.com/>

³ <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/>

⁴ available at this link: <https://github.com/JALB91/queries/blob/9985026257b7f8c8bf86c5d866889b9686bfec61/flickr/index.js>

⁵ Available at this link: <http://releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/recreation.html>

Once the x_{ip} values have been calculated, the regression is computed and results take the form of a table reporting the β_p estimates per each predictor variable and the corresponding standard errors (SE), as well as the variance and the significance levels based on whether or not one of the extremes of the variance interval or the full interval change sign. The variance, showing where 95% of the β_p estimates are likely to fall, is calculated with the following equation (see eq. 2):

$$z = \beta_p \pm 1.96 SE \quad (\text{eq. 2})$$

The β_p estimates indicate the relationship between each predictor variable and the visitation rate y_i , after accounting for all other predictor variables included in the regression. Therefore, they represent the respective explanatory values of the predictor variable for the presence or absence of photographs taken in the surrounding area.

In order to map this value in each cell i ($e_{i,p}$), we divided the Area of Interest into a raster with the same resolution and number of cells as the ORF and applied the following equation (eq. 3) using the tool *Map Algebra*:

$$e_{i,p} = \beta_p \cdot x_{i,p} \quad \text{for } i = 1 \dots n \quad (\text{eq. 3})$$

where $e_{i,p}$ is the explanatory value of each predictor variable p to the ORF in each cell i within the Area of Interest that has n cells, β_p are the regression estimates for each predictor variable p , and $x_{i,p}$ is the spatial distribution of each predictor variable p in each cell i . When $e_{i,p} < 0$ we took the absolute number.

Finally, for the calculation of the aggregated ORP, we applied the following equation (eq. 4) using the tool *Map Algebra*:

$$orp_i = \sum_{p=1}^{25} \beta_p \cdot x_{i,p} \quad \text{for } i = 1 \dots n \quad (\text{eq. 4})$$

The number of predictor variables to be included in this calculation (25) was calculated by subtracting from the total number of predictor variables each of the following concepts: the urban predictors returning a non-significant β_p estimate (i.e. *slope, rocks, crops, picnic areas, shelters, ski stations and interest areas*) and those resulting in an inverse distribution of ORP, that is, those increasing with the distance from the predictor variable (i.e. *forests, protected watersheds, PEIN areas and beach*).

3.2. Barcelona Province

We determined both the *landscape aesthetics* (LA) flow and potential for Barcelona province. To assess the LA flow, we retrieved 131,507 pictures uploaded in 2015 by 4,356 different users. A sub-sample of 13,460 photographs randomly chosen from the entire study area was manually coded by progressive visual-content screening following a protocol based on previous studies (Oteros-Rozas et al., 2017; Tenerelli et al., 2016) and modified during this assessment. Photos that did not depict landscapes as the main subject, those of poor quality or with mistaken locations, and duplicates were discarded. The final study sample included 1,262 relevant photographs, corresponding to about 1% of the entire sample, which matches the descriptive studies of dichoto-

mous variables for a confidence level of 99% with a marginal error of 2.06% (cf. Hulley et al., 2007). For geographical interpretations, all coded photos were mapped onto a 2.5x2.5-km-resolution grid using ArcGIS 10.4 software.

The LA-potential assessment was conducted using a spatial multicriteria approach, in which landscape features were used as the evaluation criteria. The assessment was performed by an advisory panel (including four policy-makers from Barcelona Provincial Council and two regional experts from the Catalonia Landscape Observatory) in four main steps: (i) selection of the landscape features to be used as separate evaluation criteria for seven landscape types (LT, aggregation of landscape units, LU, established planning areas used by the Barcelona Provincial Council that share similar geographical characteristics); (ii) expert weighting of the evaluation criteria via an online survey (available at <http://goo.gl/forms/z7sFH6hIQOjyNQeY2>); (iii) scoring of the evaluation criteria (based on a spatial viewshed analysis performed with ArcGIS 10.4); and (iv) aggregation of criteria scorings through weighted summation (see Eq. 5):

$$P_{i,tot} = \sum_n^N (v_{n,i} \times w_{n,it}) \quad (\text{Eq. 5})$$

where $v_{n,i}$ is the visibility of the landscape feature n in grid cell i , N is the total number of landscape features present in a grid cell, and $w_{n,it}$ is the weighting factor through a unity-based approach (in a range 0–1) assigned to landscape feature n depending on the landscape type it in which the cell i is located.

Eq. (2), thus, expresses an aggregate value for the LA potential for each (observation point) grid cell i .

Finally, in order to guide policy-making in the study area, we performed a comparison between LA flow and potential, both calculated at landscape unit (LU) level, using Eq. 6 and 7 respectively:

$$F_{lu} = \frac{\text{mean}(\sum_{lu} P_{i,lu})}{A_{lu}} \quad (\text{Eq. 6})$$

$$P_{lu} = \frac{\text{mean}(\sum_n^N (v_{n,i} \times w_{n,it}))_{lu}}{A_{lu}} \quad (\text{Eq. 7})$$

3.3. Barcelona City

At city scale we explored the potential of SM data for revealing the multiple relational values people ascribe to CES and how they relate to social-ecological processes such as green gentrification or eco-tourism. For both urban and peri-urban parks, data was retrieved in 2004–2017. The data georeferenced in this case study area amounted to 4,320 images from the 18 urban parks and 5,170 from Collserola, the latter group including both pictures and text records. We removed 3,617 photos from the urban park sample by filtering out data with mistaken locations, duplicates and non-relevant content (e.g. selfies, indoors, etc.). For Collserola, we also limited the number of similar units of data to five per owner per location (following Oteros-Rozas et al., 2017) to preclude biases towards ‘heavy users’ and also to avoid losing a large amount of data as can occur with the ‘photo-user-days’ approach (cf. Wood et al., 2013). Finally, 1,699 units of

data published by 472 single users from Collserola were considered relevant for the analysis.

We adopted a bottom-up, inductive, data-driven approach to customize the CES categories of the analysis to the specific case study. We used the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) version 5.1 (Haines-Young & Potschin, 2018) as a reference. Using only visual content analysis, for the urban park data we classified pictures into three CICES categories: *landscape aesthetics*, *recreation* and *cultural identity*, and added a fourth, *social relations*, which had previously been indicated as missing from the work by Haines-Young & Potschin (2018). In order to represent the broadest possible range of relational CES values, for Collserola both visual and textual content (e.g. tags, texts and descriptions) of the data were manually coded. The coding process included seven CICES categories: *physical recreation*, *experiential recreation*, *existence value*, *cognitive value*, *natural cultural heritage*, *landscape aesthetics* and *spiritual value*, and three additional ones, *social relations*, *built cultural heritage* and *disservices*.

Finally, we attempted to show how relational CES values distributed across space could be linked to social-ecological processes. For urban parks, we used data on green gentrification taken from Anguelovski et al. (2018) and performed a chi-square independence test using IBM SPSS Statistics 24 to verify how this relates to relational CES values portrayed on social media. In Collserola we looked at who is causing gentrification and where. Thus, assuming tourists to be among the primary users responsible for gentrification processes, we manually retrieved information on the hometown of Flickr users and coded the registers as either corresponding to 'locals' (i.e. people living in one of the nine municipalities in the park: Sant Cugat del Vallès, Molins de Rei, El Papiol, Barcelona, Cerdanyola del Vallès, Sant Feliu de Llobregat, Sant Just Desvern, Montcada i Reixac, Esplugues de Llobregat) or 'non-locals' (i.e. people living elsewhere).

Next, we used ArcMap 10.8 to run the Optimized Hot Spot Analysis (Aggregation Method: count incident within fishnet polygons; Bounding Polygon: Collserola; Cell Size: 1000 m) to spatially identify statistically significant clusters of pictures taken by locals and non-locals, and analyse the differences in relational CES values that appeared. Finally, we performed a Chi-square independence test to verify the relationship between CES and users' provenances.

4. Results

4.1. Catalonia

Outdoor recreation flow

The average photo-user-days (PUD) per year, as expected, shows a concentration of pictures in urban areas (see Fig. 1). The number of pictures per pixel ranges from 0 to over 4,000 in Barcelona.

Outdoor recreation potential

The ORP map has the highest values in mountainous and coastal areas and the lowest in urban centres.

Figure 1. Outdoor recreation flow in Catalonia. Based on the average photo-user-days (PUD) per year in 2005–2017 (Camprubí et al., 2019).

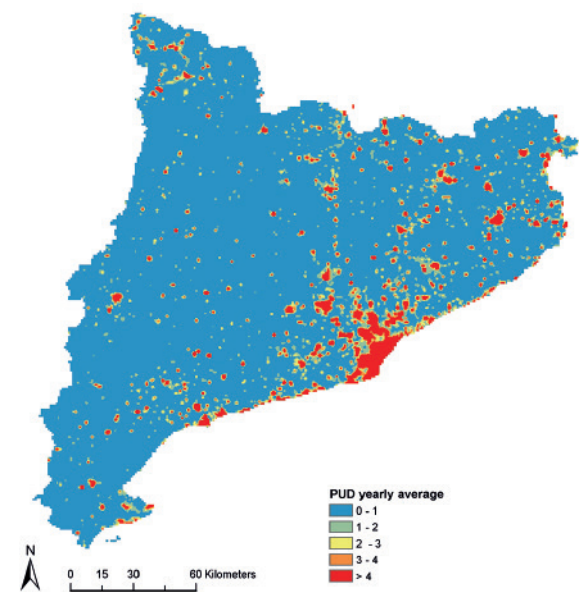
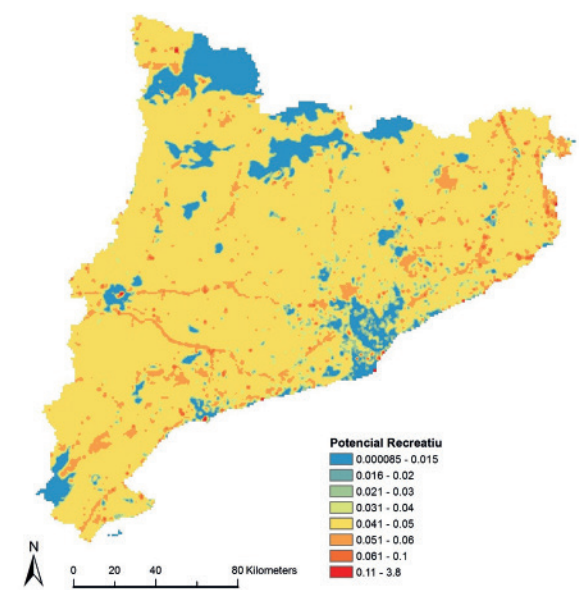


Figure 2. Outdoor recreation potential in Catalonia calculated through a regression analysis between data from social media and predictor variables selected by experts (Camprubí et al., 2019).



4.2. Province of Barcelona

Landscape aesthetics flow

The LA-flow assessment shows a strong bias towards urban settlements in the study area (see Fig. 3), with built infrastructures being the most commonly depicted features in the landscape (present in 41.4% of the coded photographs).

Landscape aesthetics potential

Based on the above-described method, the LA potential was found to be widely distributed throughout

Figure 3. Landscape aesthetic flow, Barcelona Province. Sum of photographs at pixel level (2.5×2.5 km) (Langemeyer et al., 2018).

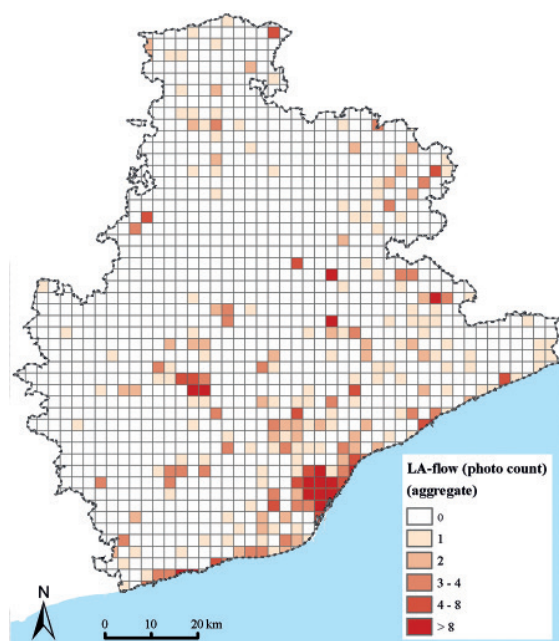


Figure 4. Aggregated landscape aesthetics potential in Barcelona Province. Viewshed analysis and expert weighting computed on a 2.5×2.5 km pixel grid (Langemeyer et al., 2018).

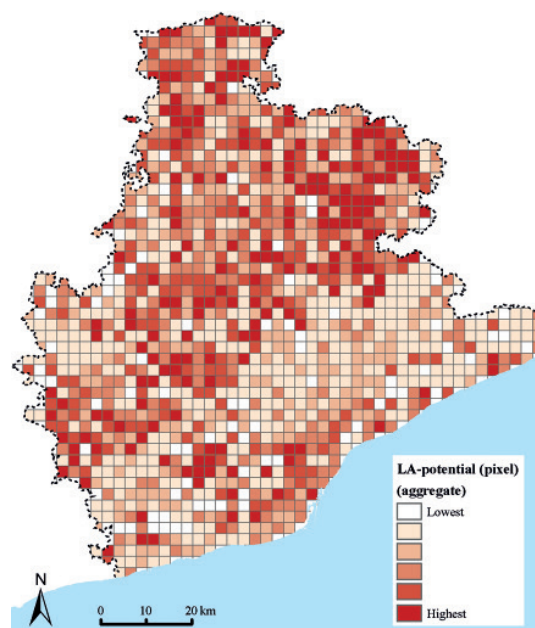
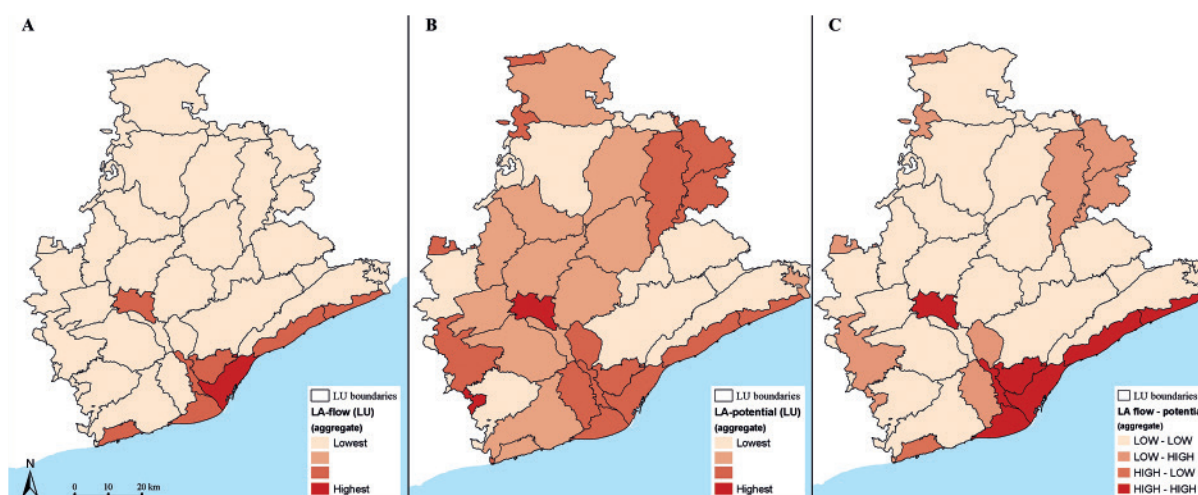


Figure 5. Comparison between LA potential and LA flow at Landscape Unit level. Based on natural breaks (Langemeyer et al., 2018).



the study area. Built infrastructures also have a strong impact on LA potential, although mainly in urban landscapes, while for other landscape types such as littoral-mountainous or coastal landscapes natural features are shown to affect the LA potential the most.

Comparison between LA flow and LA potential

This comparison was performed at Landscape Unit (LU) level. The results show a high LA-potential-flow in urban landscapes in and around the city of Barcelona, in urban-forestry landscapes such as Collserola, and in coastal-mountainous, coastal, and mountainous landscapes. By contrast, most inland upland agroforestry landscapes and agrarian-plain landscapes, as well as urban landscapes (apart from Barcelona), were found to have rather low LA potentials and flows. Of great interest to policy-making is the detection of sev-

eral landscapes with high but unused LA potential, such as the western mountainous area and the landscapes of the western and central agrarian plain, as well as some of the urbanized-forestry landscapes. LA flow was especially low in the upland agroforestry landscapes in the northern inland areas in Barcelona province.

4.3. Barcelona City

Among the 703 photographs that were found to be significant for this analysis, 85% (594) were taken in parks that were experiencing green gentrification and the remaining 15% (109) in parks that did not (see pie charts in Figure 6). Moreover, parks that experience green gentrification have a clearly higher and statistically significant proportion of photographs that reflect *landscape aesthetics* (88%, p-value = 0.04) or *recreation* (17%, p-value = 0.06) compared to non-gentrified

Figure 6. Distribution of Cultural Ecosystem Services (CES) in relation to green gentrification trends in 18 parks in the city of Barcelona. The size of each pie chart is relative to the total amount of pictures taken in the respective park.

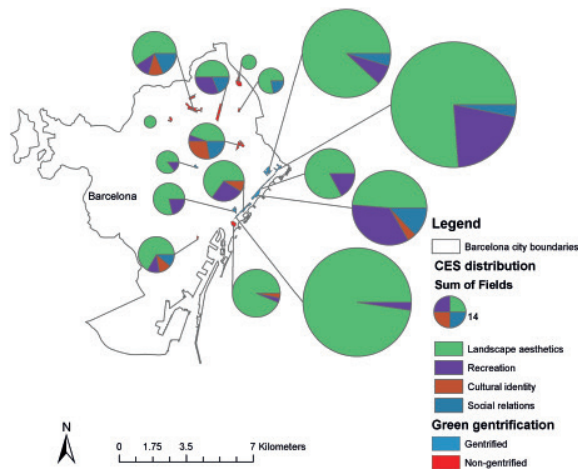
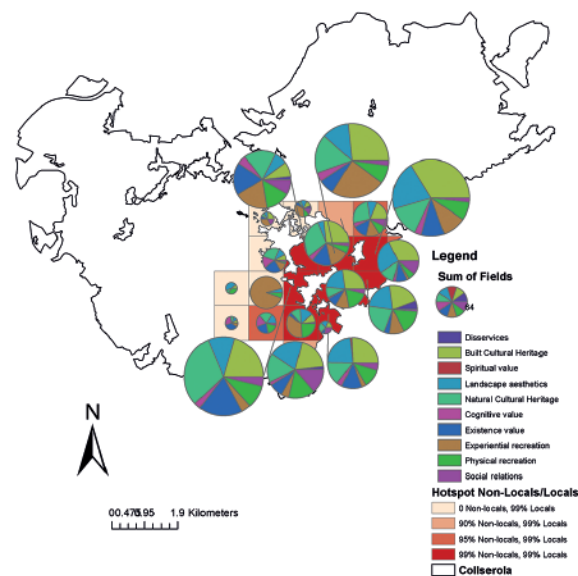


Figure 7. Distribution of Cultural Ecosystem Services (CES) in relation to the clusters of photographs taken by non-locals and locals per grid cell in the peri-urban park of Collserola, Barcelona. The size of each pie chart is relative to the total amount of pictures taken in the respective cell.



parcs (79% and 11%, respectively). In turn, there are more photographs of non-gentrified parks showing *cultural identity* (10%, p -value = 0.00) or *social relations* (15%, p -value = 0.00) compared to gentrified parks (1% and 4%, respectively) (see Figure 6). As shown by previous studies (Calcagni et al., 2019; Ghermandi & Sinclair, 2019), *landscape aesthetics* were the most commonly expressed CES, regardless of whether or not a park was associated with green gentrification. Interestingly, elements (i.e. buildings, landscape) located outside the perimeter of the parks were depicted in 7% of the photos taken in gentrified parks and 21% in non-gentrified parks. Both groups of parks presented similar proportions of green (around 20%) and non-green (around 80%) subjects in photographs, confirming previous findings (Langemeyer et al., 2018) on the mainly non-green focus of photos taken within parks.

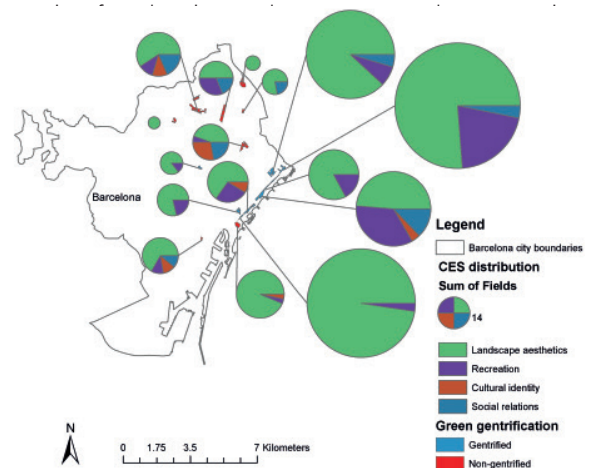
The pictures taken in Collserola cluster around the south-central sector of the park near Tibidabo mountain, a natural landmark in the area and home to a monumental church often visited by tourists.

The Chi-square test confirmed the statistical relevance of the differences between the distribution of the relational CES values shown in Figure 7. In the areas mostly frequented by local people (first three shades of red in Figure 7), there are more pictures categorized as *existence value* (p -value = 0.001365), *cognitive value* (p -value = 0.002005) and *disservices* (p -value = 0.003009). On the other hand, non-locals primarily appreciate *landscape aesthetics* (p -value = $2.20e-16$), *built cultural heritage* (p -value = $4.631e-08$) and *social relations* (p -value = $1.332e-08$). In addition, the findings show that non-locals seem to be less keen to go far from the focal point of Tibidabo.

5. Discussion

5.1. Potential for the integration of relational CES values assessed through SM data in landscape planning and management

The methodologies employed show that SM data are suitable for calculating both relational CES-value flow and potential in a spatially explicit manner. In particular, the aggregated map of *outdoor recreation potential* in Catalonia (Fig. 2) provides useful fine-scale infor-



...highlights the importance of including SM data in relational CES-value assessments. The different treatment given to built infrastructures, which had high levels of LA flow in the visual content analysis of the photographs, is thought to be not only related to a potential expert bias towards 'natural' landscapes but also closely tied to aspects regarding accessibility. The LA flow is mainly distributed in coastal, urban and hilly-agroforestry landscape types where most people live. Therefore, policies intended to sustain or enhance LA flow will benefit a larger share of society if they focus on urban green and blue infrastructure. At city scale, the similar portion of pictures depicting built features and parks that experiencing green gentrification and those that do not suggests that there are other underlying aspects to green gentrification that go beyond greenness and the level and/or type of nature present in the space, and are interwoven with structural and social elements both inside and outside the parks. As the Collserola case study confirms, there is a socially mediated pattern of appreciation of relational CES values and access to their respective benefits.

This information is particularly relevant for inclusive and equitable planning and management decisions.

5.2. Opportunities and limitations of the methods

Social media data analysis has proven to be a valuable and novel data source that can be used to assess and quantify relational values ascribed to social-ecological interactions in landscape planning. Given the close and unique perspective it provides on subjective perceptions and non-material values, SM data can enrich our understanding of CES by complementing expert-based assessment with local, wide-ranging and non-authoritative knowledge. SM platforms are the repository of billions of pieces of content shared worldwide, especially in the USA and Europe (Wood et al., 2013). Increasingly available at an unprecedented rate and scale (Ilieva & McPhearson, 2018), SM data permits (near) real-time, high resolution, spatially explicit and, sometimes, global analyses to be undertaken (Tieskens et al., 2018; van Zanten et al., 2016)

While theoretically and methodologically novel, our study does have some methodological caveats. First, the representativeness of social media data depends on the rate of use of the internet, mobile phones and, for the specific cases presented here, Flickr itself. However, the current trend for technologies and social media to spread worldwide across different social groups heralds a promising future for integrating this type of data into research (Guerrero et al., 2016). Yet, SM data may overrepresent types of behaviour and the perceptions of certain profiles and social groups, and to an extent depend on age, gender, social power relations, income levels, education and the ability or motivation to use social networking services (Oteros-Rozas et al., 2017; Tenerelli et al., 2016; Wood et al., 2013). That said, more conventional methods of data collection such as surveys or interviews are likewise not exempt from similar shortcomings (Dunkel, 2015; Tenerelli et al., 2016). To explore which social groups are represented in SM data, we further tested at city scale the analytical potential of this data source by extracting users' demographic information including their hometowns (as in Wood et al., 2013). However, the retrieval and use of SM data imposes important ethical considerations (Boyd & Crawford, 2012; Ghermandi & Sinclair, 2019), especially with reference to personal data (*General Data Protection Regulation*, 2016). Concerns on whether data should be considered public or private is at the heart of an ongoing ethical debate that, to date, restricts data access to SM researchers and makes Flickr the most suited for assessing CES due to its API openness and accessibility for analysis (cf. Tenerelli et al., 2016).

In the study in Collserola, by combining textual and visual content analysis, as recommended by other scholars (Ilieva & McPhearson, 2018; Oteros-Rozas et al., 2017), we significantly expanded the spectrum of relational CES values retrievable from SM data compared to other analyses (Calcagni et al., 2019; Ghermandi & Sinclair, 2019). Yet, interpretation biases may affect the assessment of what a photograph depicts or what a tag signifies. This spotlights the inherent lack of homogeneity and structure that is the product of the diverse and subjective modes of exper-

riencing and expressing relational CES values, which are still challenging the consistency and time-consumption of SM data analysis. To date, most SM data assessments in environmental sciences are still done manually (Calcagni et al., 2019) and are, in some cases, positively validated using traditional data such as that derived from surveys, PPGIS or official statistics (Upton et al., 2015). Nevertheless, this is changing given the availability of machine learning and related approaches (Ghermandi & Sinclair, 2019) that attain relatively high levels of accuracy compared to manual assessments.

Even so, the production of this type of data cannot be detached from users' specific socio-economic circumstances, which triggers considerations regarding the need to problematize algorithmic epistemology (Boyd & Crawford, 2012; Leszczynski & Elwood, 2015). Thus, scholars argue that automatic digital data processing may in fact merely serve to replicate structural oppressions based on gender, race, class, age, etc., and overexpose already marginalized categories to data discrimination and state surveillance and violence (Elwood & Leszczynski, 2018; Ghermandi & Sinclair, 2019).

5.3. Opportunities for further research

The results of the methodology presented here could be further improved by increasing the quality and variety of the input data. To better assess the recreational use of landscapes, for instance, it might be useful to explore other SM platforms such as those specifically related to recreation (e.g. Wikilocs, Strava, etc.). Assessing the influence of the geographical location, shape and accessibility of green spaces in SM data distribution might become pivotal in revealing infrastructural drivers of social-environmental injustices, as discussed by Ngom, Gosselin, & Blais (2016).

In addition, given that few users share personal information, mainly due to reasons of privacy, future research could benefit from ways of improving our understanding of the social and demographic characteristics of social media users – if the relevant regulations are complied with (van Zanten et al., 2016). Relational CES assessments should be complemented with other methods that enable social actors such as the elderly, poor and other digitally marginalized communities that are underrepresented by social media platforms to be more present in the data. Complementing SM data assessments with more conventional approaches including participant observations, surveys, interviews and participatory mapping (cf. Thiagarajah et al., 2015; Upton et al., 2015) is a promising approach to the need to correct the potential methodological shortcomings of this study.

6. Conclusion

The efforts made in environmental conservation and protection are related to the assessment and mapping of relational CES values that can provide valuable knowledge for sustainable and just landscape planning and management. This work uses novel methods to infer subjective and situated values ascribed to social-ecological interactions in Catalonia, based on the

potential of social media data analysis at different spatial scales (i.e. regional, provincial and urban) and planning dimensions (i.e. ecological and social). The proposed methods are valid ways of informing decision-making and landscape planning, and use crowdsourced knowledge to complement expert-based assessments that, for example, can identify the built environment as a potential enabler for beneficial social-ecological interactions. Moreover, the examples presented here act as possible cartographic representations of these interactions, including the multiple values ascribed to them and the planning-relevant information on the people benefitting from them. However, this final frontier of social media data assessments raises concerns over questions of privacy and data protection. As such, in the absence of any clear common ethical framework and given the relevant information that it facilitates, the debate about the scientific use of SM data must continue.

Acknowledgements

We are grateful to Damiano Calcagni for his help with the data collection and James J.T. Connolly for proof-reading this chapter. FC would like to thank the AGAUR Catalan governmental agency (Grant number 2018FI_B00635) for the funding received for this study. JL acknowledges funding from the European Research Council (ERC Consolidator Grant: 818002-URBAG). This chapter is part of the María de Maeztu Programme for Units of Excellence of the Spanish Ministry of Science and Innovation (CEX2019-000940-M).

Bibliography

Amorim Maia, A. T., Calcagni, F., John, J., Connolly, T., Anguelovski, I., & Langemeyer, J. (2020). Hidden drivers of social injustice : uncovering unequal cultural ecosystem services behind green gentrification. *Environmental Science and Policy*, 112(May), 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.05.021>

Andersson, E., Tengö, M., McPhearson, T., & Kremer, P. (2015). Cultural ecosystem services as a gateway for improving urban sustainability. *Ecosystem Services*, 12, 165–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.002>

Anguelovski, I., Connolly, J. J. T., Masip, L., & Pearsall, H. (2018). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods: a longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geography*, 39(3), 458–491. <https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1349987>

Arias-Arévalo, P., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., & Pérez-Rincón, M. (2018). Widening the evaluative space for ecosystem services: A taxonomy of plural values and valuation methods. *Environmental Values*, 27(1), 29–53. <https://doi.org/10.3197/096327118X15144698637513>

Baró, F., Palomo, I., Zúñiga, G., Vizcaino, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405–417. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.006>

Boyd, D., & Crawford, K. (2012). Critical questions for big data: Provocations for a cultural, technological, and scholarly phenomenon. *Information Communication and Society*, 15(5), 662–679. <https://doi.org/10.1080/1369118X.2012.678878>

Calcagni, F., Amorim Maia, A. T., Connolly, J. J. T., & Langemeyer, J. (2019). Digital co-construction of relational values: understanding the role of social media for sustainability. *Sustainability Science*, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00672-1>

Camprubí, L., Basnou, C., Baró, F., Calcagni, F., Germain, J., Langemeyer, J., & Pino, J. (2019). *Guidelines for the application of ecosystem services maps in strategic environmental assessment [only in Catalan]. Final report for Generalitat de Catalunya (Catalan Government). Available upon request.*

Chan, K. M. A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G. W., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., & Turner, N. (2016). Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>

Comissió institucional del Pla especial de Collserola. (2019). *PLA ESPECIAL DE PROTECCIÓ DEL MEDI NATURAL I DEL PAISATGE DEL PARC NATURAL DE LA SERRA DE COLLSEOLA.*

Depietri, Y., Kallis, G., Baró, F., & Cattaneo, C. (2016). The urban political ecology of ecosystem services: The case of Barcelona. *Ecological Economics*, 125, 83–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.003>

Dickinson, D. C., & Hobbs, R. J. (2017). Cultural ecosystem services: Characteristics, challenges and lessons for urban green space research. *Ecosystem Services*, 25, 179–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.014>

Dunkel, A. (2015). Visualizing the perceived environment using crowdsourced photo geodata. *Landscape and Urban Planning*, 142, 173–186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.022>

Elwood, S., & Leszczynski, A. (2018). Feminist digital geographies. *Gender, Place and Culture*, 25(5), 629–644. <https://doi.org/10.1080/0966369X.2018.1465396>

European Commission. (2020). *EU Biodiversity Strategy for 2030 - Bringing nature back into our lives.*

General Data Protection Regulation, (2016) (testimony of European Parliament).

Gaston, K. J., & Soga, M. (2020). Extinction of experience: The need to be more specific. *People and Nature*, 2(3), 575–581. <https://doi.org/10.1002/pan3.10118>

Geneletti, D. (2016). Handbook on Biodiversity and Ecosystem Services in Impact Assessment. In *Edward Elgar*.

- Ghermandi, A., & Sinclair, M. (2019). Passive crowd-sourcing of social media in environmental research: A systematic map. *Global Environmental Change*, 55, 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.02.003>
- Guerrero, P., Møller, M. S., Olafsson, A. S., & Snizek, B. (2016). Revealing Cultural Ecosystem Services through Instagram Images: The Potential of Social Media Volunteered Geographic Information for Urban Green Infrastructure Planning and Governance. *Urban Planning*, 1(2), 1. <https://doi.org/10.17645/up.v1i2.609>
- Guo, Z., Zhang, L., & Li, Y. (2010). Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. *PLoS ONE*, 5(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013113>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure*. www.cices.eu
- Hulley, S. B., Cummings, S. R., Browner, W. S., Grady, D. G., & Newman, T. B. (2007). Designing Clinical Research. In *Optometry Vision Science* (Vol. 78). <https://doi.org/10.1097/00006982-199010000-00024>
- Ilieva, R. T., & McPhearson, T. (2018). Social-media data for urban sustainability. *Nature Sustainability*, 1(10), 553–565. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0153-6>
- IPBES. (2018). *Summary for Policymakers of the Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Europe and Central Asia* (Issue July). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32932.58248>
- Langemeyer, J., Calcagni, F., & Baró, F. (2018). Mapping the intangible: Using geolocated social media data to examine landscape aesthetics. *Land Use Policy*, 77(May), 542–552. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.049>
- Leszczynski, A., & Elwood, S. (2015). Feminist geographies of new spatial media. *Canadian Geographer*, 59(1), 12–28. <https://doi.org/10.1111/cag.12093>
- MAES. (2016). *Urban Ecosystem Pilot Workshop - Case study: Barcelona Metropolitan Region* (Issue February).
- Martinez-Harms, M. J., Bryan, B. A., Wood, S. A., Fisher, D. M., Law, E., Rhodes, J. R., Dobbs, C., Biggs, D., & Wilson, K. A. (2018). Inequality in access to cultural ecosystem services from protected areas in the Chilean biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, 636, 1128–1138. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.353>
- MEA. (2005). Ecosystems And Human Well-Being - Synthesis. In *The Millennium Ecosystem Assessment series* (Vol. 1). <https://doi.org/10.1007/BF02987493>
- Ngom, R., Gosselin, P., & Blais, C. (2016). Reduction of disparities in access to green spaces: Their geographic insertion and recreational functions matter. *Applied Geography*, 66, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.11.008>
- Nogué, J., Sala, P., & Grau, J. (2016). Methodology. In *The Landscape Catalogues of Catalonia*.
- Nogué, J., & Vicente, J. (2004). Landscape and national identity in Catalonia. *Political Geography*, 23(2), 113–132. <https://doi.org/10.1016/j.polgeo.2003.09.005>
- Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., Fagerholm, N., Bieling, C., & Plieninger, T. (2017). Using social media photos to explore the relation between cultural ecosystem services and landscape features across five European sites. *Ecological Indicators*, 94(2), 74–86. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.009>
- Tenerelli, P., Demšar, U., & Luque, S. (2016). Crowd-sourcing indicators for cultural ecosystem services: A geographically weighted approach for mountain landscapes. *Ecological Indicators*, 64, 237–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.042>
- Thiagarajah, J., Wong, S. K. M., Richards, D. R., & Friess, D. A. (2015). Historical and contemporary cultural ecosystem service values in the rapidly urbanizing city state of Singapore. *Ambio*, 44(7), 666–677. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0647-7>
- Tieskens, K. F., Van Zanten, B. T., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2018). Aesthetic appreciation of the cultural landscape through social media: An analysis of revealed preference in the Dutch river landscape. *Landscape and Urban Planning*, 177(May), 128–137. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.05.002>
- Turkelboom, F., Leone, M., Jacobs, S., Kelemen, E., García-Llorente, M., Baró, F., Termansen, M., Barton, D. N., Berry, P., Stange, E., Thoonen, M., Kalóczkai, Á., Vadineanu, A., Castro, A. J., Czúcz, B., Röckmann, C., Wurbs, D., Odee, D., Preda, E., ... Rusch, V. (2018). When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosystem Services*, 29(November 2017), 566–578. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.011>
- Upton, V., Ryan, M., O'Donoghue, C., & Dhubhain, A. N. (2015). Combining conventional and volunteered geographic information to identify and model forest recreational resources. *Applied Geography*, 60, 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.03.007>
- van Zanten, B. T., Van Berkel, D. B., Meentemeyer, R. K., Smith, J. W., Tieskens, K. F., & Verburg, P. H. (2016). Continental-scale quantification of landscape values using social media data. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(46), 12974–12979. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614158113>
- Wood, S. A., Guerry, A. D., Silver, J. M., & Lacayo, M. (2013). Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific Reports*, 3. <https://doi.org/10.1038/srep02976>

THE CASE OF GREEN INFRASTRUCTURE
IN NEW YORK CITY (USA):
ECOLOGICAL SPONTANEITY AND
INFRASTRUCTURALIZATION IN THE
CONTEXT OF SETTLER COLONIALISM,
CAPITALISM, AND WHITE SUPREMACY

SUMARI

Introduction

Methods

Results and Discussion

1. Environmental and Ecological Agency in NYC

2. Social-ecological relationships

3. The infrastructuralization of ecosystems

Conclusion: the Future is Green in NYC?

Acknowledgements

References

ZBIGNIEW JAKUB GRABOWSKI^{1,2},
TIMON MCPHEARSON^{1,2,3},
KATINKA WIJSMAN², LUIS ORTIZ²,
PABLO HERREROS-CANTIS²

¹ Cary Institute of Ecosystem Studies

² Urban Systems Lab, The New School

³ Stockholm Resilience Center, Stockholm University

THE CASE OF GREEN INFRASTRUCTURE IN NEW YORK CITY (USA): ECOLOGICAL SPONTANEITY AND INFRASTRUCTURALIZATION IN THE CONTEXT OF SETTLER COLONIALISM, CAPITALISM, AND WHITE SUPREMACY

Introduction

Green Infrastructure (GI) remains variably defined in different national, municipal, and disciplinary contexts. Here we draw upon a recent synthesized definition, to define GI as "... a system of interconnected ecosystems, hybrid elements, and environmentally conscious technologies providing contextual social, environmental, and technological functions. As a planning concept, GI brings attention to the ways these subsystems function in relation to one another to deliver benefits to human society, ecosystems, and built infrastructures," to examine the ways in which complex ecological networks are planned for and managed in relation to built infrastructure systems (Grabowski et al. *now in press*). Such a definition retains the important elements of ecological and landscape planning utilized in a diverse array of cultural and institutional settings (Eisenman 2013), as well as the dominant framing of GI in the United States that adds 'green elements' to existing built environment systems such as buildings, transportation networks, and storm and sanitary sewer systems (Grabowski et al. *now in press*). We do so by examining GI in NYC through a social-ecological-technological systems (SETS) lens (Grabowski et al. 2017). A SETS approach allows for in depth exploration of how GI as a novel planning concept intersects with the historical and contemporary co-production of urban ecosystems by social, ecological, technological, and physical forces.

Examining GI through SETS highlights 1) the self organizing aspects of ecosystems in the past and present, including how they are connected and fragmented, 2) the role of human agency and social structures in creating social-ecological dynamics, including formal and informal management, ownership, and jurisdiction, and, 3) the restructuring of urban ecosystems and landforms in relation to built infrastructures. From this point of view, SETS provides a heuristic for understanding an otherwise irreducibly complex system, wherein each dimension is interdependent with the

others. From this point of view, the relationships between each dimension provide desired ecological goods and services (Keeler et al. 2019).

The ecological agency of local, regional, and intercontinental ecological actors shapes the ecosystems enclosed by the socially constructed boundaries of NYC (Figure 1). Emphasizing agency avoids 'mechanizing' complex species behaviors, instead focusing on the ways in which diverse species interact with and make up the environment and each other (Andersson and McPhearson 2019), such as salt-marsh grasses trapping coastal sediments and building extensive habitat for other species. Outside of ecological science, the frameworks of new materialism call for an embrace of ecological subjectivity, relationality, and meaning outside of human frames of reference (Alaimo 2016). From this perspective, humans serve as one of many ecological engineers and agents, who may exert an outsize influence on some ecological and environmental processes while being potentially overwhelmed by others (e.g. viruses, hurricanes), a constant tension present in 'managing' the environment.¹ Such a framing creates a conceptual foundation for the second dimension of GI, namely how social and ecological relationships affect fundamental characteristics of the urban ecosystem. Through this lens, we can see that human capacity to understand and transform ecological and environmental processes often relies on intergenerational observations on the effects of particular interventions, and not solely abstracted or theoretical knowledge. This type of knowledge is carried by specific individuals, which may or may not be reflected in institutions, necessitating an understanding of both formal and informal systems of managing and relating to the environment. These systems of knowledge are

¹ The term 'management' stems from the French *managere*, which literally means to 'put under the hand' and originally referred to the breaking of a horse. Management thus refers to the 'putting nature under the hand' in order to achieve some desired schema or purpose, and even if extended through technologies, still critically depends upon the skill, knowledge, and capacities of the manager.

thus fundamentally shaped by systems of power, which has been partially addressed by social-ecological systems (SES) approaches (Folke et al. 2007). However, urban GI cannot be solely understood as a social-ecological system (SES). SES approaches fall short because of the extensive relationships of ecosystems and built-infrastructure, and the ways in which the SETS, not the SES, performs specific infrastructural roles. These include the regulation of stormwater and preventing overflows from the city's combined storm and sanitary sewer system through a system of rain gardens, bioswales, permeable pavers, green roofs, and streetside stormwater planters often containing trees (NYC 2010, McPhearson et al. 2013b). Here we focus on these within city efforts, although the larger SETS certainly encompasses the city's extensive source water protection programs connecting reservoirs, aqueducts, and water treatment facilities with land acquisition, management, and diffuse forms of environmental regulation across the Hudson and Delaware basins (NYC 2013; NYC 2018), building off of a legacy of regional planning stemming from the 1930s. These hybrid programs illuminate the transformation of ecosystems into infrastructures, attendant with evolving but de forms of expertise and social organization that regulate *social* relationships with the *environment* through and for *technical* systems. Below, we elaborate on each of these key dimensions of GI in NYC.

Methods

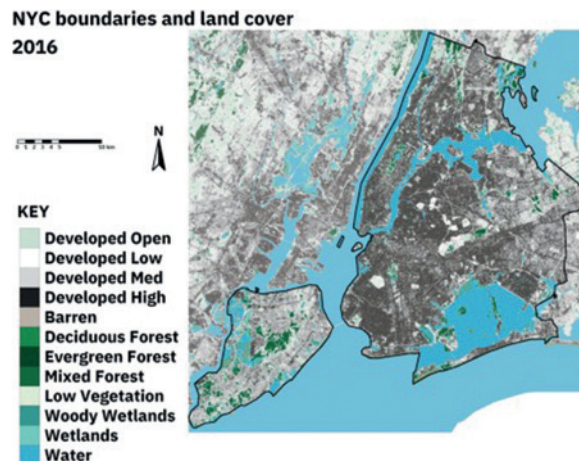
We review previously disparate literature on the environmental history, ecology, and environmental management of NYC, reinterpreting the evolution of GI within the city as a function of complex interactions within the social-ecological-technological system of NYC. We combine this review with qualitative analysis of formal plans and policies in NYC pertaining to GI specifically, as well as the broader challenges facing the social-ecological-technological system of NYC. Plans included in this analysis were obtained from iterative documents searches detailed in Grabowski et al. (*accepted in revision*).

Results and Discussion

1. Environmental and Ecological Agency in NYC

NYC occupies the ecologically rich estuary of the Hudson river which drains most of upstate NY, along with parts of Vermont, Massachusetts, and Connecticut. The city's climate is temperate, although contains diverse ecosystem types dominated by temperate mixed and broadleaf forests, and has been found to be a regional biodiversity hotspot (McPhearson and Wijsman 2017). The city itself sits on a post glacial granitic and metamorphic geology, with extensive soft shoreline deposits of glacial till and deposited sediments, and occupies a mixing zone influenced by the circumpolar jet stream and warm Atlantic-Gulf Stream. These opposing environmental forces expose the city to climatic extremes of both tropical and winter storms. Notably, hurricanes such as Sandy (2012), will likely increase in frequency and severity under future climates (Lin et al. 2016), as will heat waves (Ortiz et al. 2019). The city has also experienced major blizzards, most notably in 1888, although more recent

Figure 1. Map of New York City and coarse forms of Green Infrastructure. GI in the city is formally managed through site scale facilities such as bioswales, street trees, and green roofs, but is fundamentally situated within broader patterns of managed and self-organized ecological patches which can be sensed remotely and classified as land covers of different broad ecological types and development intensities. This image of reclassified National Land Cover Data (NLCD) highlights how remnant patches, large managed green areas such as parks, and coastal systems are distributed in relation to different intensities of built development.



storms have deposited ~ 1 m of snow in a single event. Additionally, ice storms, which can have severe impacts on the electrical distribution system and topple trees, are likely becoming more frequent in future winters (Klima and Morgan 2018). All of these extreme weather phenomena are shaped by both multi-decadal climatic variations, such as the North Atlantic Oscillation, as well as meso-scale processes such as sea breezes. While much of NYC is built on bedrock, its underlying geology and landforms have been increasingly submerged by sea level rise since the last glacial maximum circa ~18,000 YBP. NYC also sits within a regional zone of isostatic glacial rebound which causes a relative sinking of the underlying continental geology, which combined with increases in the mass and temperature of the world's oceans and regional patterns of ocean circulation, is causing rapid regional sea level rise, conservatively projected to increase 0.5 m by 2100 (Sallenger et al. 2012).

This dynamic coastal environment is a home for a diverse permanent and seasonal flora and fauna, with numerous migratory animals including intercontinentally travelling birds, sharks, and fishes using the estuary during part of their life cycles. The coastal mixing zone historically supported massive shellfish reefs that were gradually extirpated by over-exploitation, habitat destruction, and water pollution, although are now the focus of major restoration efforts (Wakefield 2019; NYC 2018; 2013). While urbanization destroyed pre-colonial mast forests, more recent efforts like the million trees NYC initiative) have expanded city wide tree canopy in addition to 4000 ha of spontaneously assembling natural areas (Pregitzer et al. 2018). This complex mosaic of self-assembling habitats also includes poorly studied ruderal plant communities unevenly distributed throughout the city (McPhearson

and Wijsman 2017), and extensive coastal marsh habitats of both freshwater and saltwater types whose hydrologies have been extensively modified by human activities in the coastal environment and throughout the estuaries watersheds (Montalto and Steenhuis 2004).

Vertebrates also form an important part of the overall ecological community. White tailed deer in particular have been extensively studied for their roles in shaping vegetative structure and composition (McPhearson and Wijsman 2017). Urban coyotes, racoons, and opossums, along with extensive bird populations, all participate in shaping the urban ecosystem in ways that remain poorly understood. Although most species are hypothesized to decline with increasing degrees of urbanization, the persistence of acculturated species that dwell within humans as well as their built environment, and numerous species introductions have created a rich ecological mosaic which includes numerous rare and threatened species (McPhearson and Wijsman, 2017). Invertebrates likewise play important, if often hidden roles, in structuring fundamental physical and chemical properties of urban soils, as in the case of invasive earthworms. Additionally, invertebrates play important roles as vectors of infectious diseases, and have functional relationships with both vegetative and mammalian ecologies, an important disservice of urban ecosystems that is actively studied and managed (Van Acker et al. 2019).

While we cannot do justice to the voluminous literature detailing ecological intricacies of the city, we draw upon the above literature to illustrate the point that despite being the most densely populated city by humans in North America, New York City remains a vibrant, novel, and diverse ecological system created by dynamic forces not under human control. Additionally, our examples above illustrate the partial nature of urban ecological knowledge, in that most ecological knowledge of the city is partial and rapidly evolving, and is derivative, not constitutive of the ongoing complex relationships between non-human organisms, a dynamic environment, and the human activities shaping them.

2. Social-ecological relationships

The area currently known as New York City occupies the unceded lands of the Lenape people. These lands and ecosystems were co-constituted through complex forms of land use and management since time immemorial. These diverse cultural practices have been well documented in oral traditions, and include coppicing, transplanting, selective harvests, targeted dispersal, and periodic burning (Deloria 1997). Oral traditions across the continent detail many stories of cultural submergence and resurgence following major periods of glaciation (Deloria 1997), which disrupted the archaeological record, which keeps pushing back its estimates of human habitation.

Despite overwhelming evidence (e.g. Gilio-Whitaker 2019; Cronon, 2011), ongoing debates in conservation consistently seek to minimize the role of Native knowledge and land use in shaping precolonial ecosystems. This refusal to admit Indigenous forms of

knowledge that contradict and destabilize settler-colonial and archaeological imaginaries, reinforces the explicit racism and cultural discrimination of treating partial archaeological records as 'hard evidence' (Deloria 1997). These larger dynamics are mirrored by the coloniality of much of the current urban planning discourse and development practices (Miller 2020), replete with narratives stemming from the concepts of *terra nullis* and the doctrine of discovery (Barry and Agyeman 2020).

We hope to make clear that it is impossible to understand the current ecological conditions of New York City without understanding the role of indigenous knowledge and land management in shaping ecological communities, as well as shaping the settler imaginary and urban identity. For example, the world famous 'Wall Street' was named after the wall built to fortify the Dutch settlement as part of their military occupation of the island of Manhattan, and Shell Point is named after a site of shell middens that marked numerous fishing and year round habitation sites throughout the area (Connolly 2018; Zarrelli 2016). We must also consider ongoing efforts of cultural resurgence of Lenape peoples as part of a deeper and broader process of honoring treaty and Native rights and relations to land, of which no small part requires addressing how ecological genocide shaped ecosystems across North America.

Many accounts of the history of New York City mention in passing the role of the Lenape in shaping the regional ecosystem, but often move on from mythology of rightful (if misunderstood) purchase of lands which are nevertheless fraudulent and genocidal, often centering colonial actors in an epic struggle against taming the wilderness (Gilio-Whitaker 2019). Colonial accounts of pre-European habitation strive to both romanticize native peoples and their relation of land, and historicize narratives of settlement within a larger, and often racist, narrative of migration and cultural exchange, claiming Native history as a component of their own place based cultural lineage (Deloria 1997). Many agreements allowing settler occupation of lands were agreements for joint use and occupation, and not exclusive ownership (Gilio-Whitaker 2019). Early on New Amsterdam under the Dutch was a cosmopolitan trading post that welcomed many refugees from Spanish and English warfare throughout the Caribbean, and served as the chief importation center for the Trans-Atlantic Slave trade of Africans (Horne 2018). For nearly one hundred years prior to the Colonial Revolt of 1776, a these should be a continuous sentence and paragraph.

indentured laborers and militants, and made possible by the labor of stolen Africans. Settler colonialism transformed regional ecosystems from large old growth mast forests of widely spaced mature trees often approaching 100m in height, and managed for nuts, oils, diverse fruits, and game, into agricultural systems prioritizing pasture and row crop agriculture (Cronon 2011). While many accounts privilege a settler centered narrative of history, more recent historical work highlights the ambivalent nature of the early settler colonial project, in that a variety of relations were possible at multiple overlapping frontiers, which nevertheless developed into a hegemonic project of

ethnic and ecological cleansing to make way for colonial settlement (Gilio-Whitaker 2019).

Accounts of the settling of New York City are no different, and often obscure the violent regional conflicts between colonial powers that led to the ousting of the Dutch (Horne 2018), and subsequent anglicization of the region's settlers. Both of these processes marked by fractious warfare between colonizing powers who required the support of indigenous nations in their internecine struggles. While examining the history of colonization in depth is also outside of the scope of this paper, we wish to make it clear that the violent process of colonization lasted longer than the 'settled' history of New York City, given that relations with Natives, which culminated in their systematic extermination and removal, did not become 'settled' until the late 19th century (Gilio-Whitaker 2019). While some tribes saw the ousting of the English colonial government as potentially politically advantageous, the new United States of America instead systematically limited their economic and political development and ultimately pursued their total eradication and removal (Gilio-Whitaker 2019), in spite of which they have persisted within the city limits (Connolly 2018) and beyond.

From early on, colonization and the intensification of settler agriculture quickly led to ecological issues, including poor sanitation and the spread of transmissible diseases (McNeur 2014). Early signs of ecological changes in the surrounding ecosystem were regulated by colonial and American governments alike, to little avail, as water quality deteriorated, regional economies shifted to further prioritize trade and the import of food stuffs previously obtained through local aquaculture, agriculture, hunting, fishing, and gathering from indigenous agroecosystems (Cronon 2011). Large migratory fisheries, notably salmon, shad, sturgeon, and alewives were progressively stressed by land and wetland conversion, overfishing, and regionally extirpated by coffin nail of numerous small and large dams. All of these processes accelerated the collapse of aquatic ecosystems accompanying the international commodification of beavers, their subsequent extirpation, and the large scale loss of aquatic habitat (Cronon 2011).

Colonization entails a shift away from the relations between humans and other beings that result in complex ecological mosaics, towards a formal system of rationalized resource extraction supported by the standardization and regulation of land ownership with notions of common good also serving a larger arc of expropriation (Gilio-Whitaker 2019). The resultant logic of control and capitalization continues to reshape regional ecosystems at the expense of ecological systems co-produced through traditional and relational land management practices. The ecological abundance co-produced by Native peoples and ecological agents, remains ontologically appropriated by those celebrating the economic abundance of the present city borne of international trade, including the export of Indigenous peoples as slaves, and the large scale import of enslaved Africans and Caribbeans (Horne 2018), speculation over the value of land (Stein 2019), and the rise of industrial modes of production (McNeur 2014).

The project of slavery based settler colonialism has been described as a transition from a settler society that contained racism to a settler society based on racism, or one whose material well being fundamentally depended upon the expropriation of bodies and land justified by white supremacy (Horne 2018). It is no small wonder then that even though New York City is now arguably one of the most culturally and racially diverse cities in the world, enormous inequalities persist in insidious ways, including tremendous disparities based on race and ethnicity in life expectancy, labor market participation, exposure to industrial toxins and air pollution, education access, policing, transmissible diseases (including Covid-19), housing, police violence, access to green space, and tree canopy (Pulido 2017, 2018; Neckerman et al. 2013). These disparities extend to environmental hazards such as urban heat (Hoffman et al. 2020) and flooding (Herreiros-Cantis et al. 2020).

Disparities in ecological amenities and hazards are inseparable from long standing racist patterns of real estate development and associated federal and local policies (Rothstein 2017). These include the purposeful clearance of Black and minoritized communities through urban renewal such as the displacement of the community of Seneca Village during the creation of the city's iconic Central Park (Low 2019). In this sense, urban greenery has a history of use as a weapon against people of color and the poor, a practice which continues today through uneven patterns of policing of the use of park spaces, as well as aggressive 'green' real estate development gentrifying portions of the city (Gould and Lewis 2016). These profound inequalities are defining characteristics of the social-ecological arrangements of NYC and other cities in settler colonial states (Pulido 2018). While long hidden in plain sight, they are now increasingly taken up in the discourse around sustainable design and the acknowledgement of the need to recenter indigenous relations with land, and address the horrors of settler-colonialism and persistent racism (Low 2020).

In spite of persistent environmental racism, numerous community gardens and grassroots initiatives have improved access to food, medicine, and recreational opportunities for marginalized communities (Balick et al. 2000), and form a rich part of the overall *biocultural* diversity of NYC. The cultural tapestry of the city is likewise shaped by global, national, and regional histories of migration and displacement. NYC was a major center importation of enslaved Africans, and, through Ellis Island, also became a premier center for importing central and eastern European labor to meet growing demand in regional cities' mills and industries through the late 19th and early 20th century. These waves of migrations occurred before racist backlash against the prevalence of immigrants throughout America led to bans on immigration of Jewish peoples and Central and Eastern Europeans in 1923, which were not lifted until *after* WWII despite knowledge of Nazi Germany's systematic extermination of those same peoples. Clashes between immigrant communities, Blacks who had long resided in the city, and Southern Blacks that had emigrated during the Great Migration, were increasingly frequent in this period, and formed one of the little recognized drivers for reform planning and the creation of a city wide network

of green spaces in the city. The idea that different races and ethnicities had different requirements, and should be granted differential access (or not) to different types of park facilities was firmly ingrained in early park planning efforts (Cranz 1982) which coincided with large scale programs of urban renewal and slum clearance, as well as the significant restructuring of the coastline through fill, dredging, and armoring (Wakefield 2019). Increasing immigration from the Colonial territory of Puerto Rico in the 1950s, also significantly impacted the social-ecological dynamics of the city, which became increasingly 'latinized' with major diasporas fleeing US backed conflicts in Central and South America, with major waves of emigration accelerating from the 1970s onwards (Grosfoguel and Georas 2001). Together these forces resulted in a complex mosaic of social-ecological relations manifest in different uses of private green space, parks, and access to green infrastructure throughout the city. Additionally, numerous 'vacant' lots throughout the city, resulting from complex social and technological dynamics affecting the use and value of land, have also contributed heavily to the persistence and health of urban ecosystems (McPhearson and Wijsman, 2017). These rich structured and spontaneous social relationships interwoven with self-organizing ecosystems, are what form the basis of the urban nature of NYC that has been progressively 'infrastructuralized.'

3. The infrastructuralization of ecosystems

While maritime cultures in what is now known as NYC had long relied on coastal infrastructures, the colonial notion of infrastructure generally operated vis-a-vis natural systems in an unabashed project of 'taming' nature for the purposes of social (narrowly defined) benefit, which is reproduced in current discourse (Wakefield 2019). Increasingly, as the city's resource base was decoupled from its local social-ecological system, and instead implicated in global commodity flows of sugar, cotton, rum, and slaves, the regulation of local waterways took on increased importance. NYC was a nationally significant harbor for these commodity flows, and was a principal site of the application of the regulatory authority and engineered infrastructures of the Army Corps of Engineers through the Rivers and Harbors act. The regulation of waterways for the purposes of navigation, included restrictions on dumping and the creation of maritime structures without express approval of the Corps. This regulatory framework became the foundation of current efforts to manage waterways through dredging and using resultant spoils in 'restoring' and reshaping coastal ecosystems (Wakefield 2019). Restructuring of coastal habitats alongside extensive continental and regional railway systems, profoundly reshaped the opportunities for previously waterbound businesses, and created a regional commuting public whose daily life was now entrusted to a new class of technical and corporate 'experts' (Revell 2005). It was during this same period that the city's water supply system was created, both of which were dependent upon novel bureaucratic structures that increasingly managed many aspects of daily life for New Yorkers, including coastlines, parks, storm, and sanitary sewers, albeit often in separate city departments with little accountability to one another, and whose 'rational' integration formed the basis for major reform efforts.

The creation of physical infrastructures and the social infrastructures required to plan, design, and operate these complex infrastructure systems continue to profoundly shape the nature of NYC (Gandy 2003). They do so through two primary means, 1) the purposeful structuring of urban habitats by human engineers and other actors, as well as introducing novel toxins into the urban environment and 2) the transformation of ecological agents into infrastructure, often through their incorporation into hybrid facilities such as green roofs, streetside planters, and larger engineered ecosystems like restored coastal wetlands and blue belts.

Hybrid ecological-engineered facilities form the basis for the city's formal green infrastructure programs. In NYC, major conceptual and political struggles continue over how urban nature becomes circumscribed and delimited when it is referred to and managed as 'infrastructure.' In particular, the circumscription of GI to engineered stormwater facilities has large consequences for what types of services can be provided by urban GI, with claimed multi-functional benefits generally not being included in siting or planning criteria (Kremer et al. 2016) much to the detriment of multi-hazard management (Depietri and McPhearson 2018). Such disjunct in the potential versus the planned purposes GI is striking given long standing efforts of coordinating tree planting between the NYC department of Parks and the Department of Environmental Protection that sought to create more integrated tree corridors connecting parklands (NYC 2013). Currently, controlling combined sewer overflows are the highest priority for the city's GI programs, though managing heat waves as well as local and coastal flooding are also serious concerns, albeit with less dedicated funding and planning (NYC 2017; NYC 2013). Attempts to 'catch up' to changing environmental conditions through an infrastructuralization of urban nature makes it clear that complex interplays between environmental forces and the social processes framing desirable and necessary relationships with them continue to drive the deployment of the GI concept in NYC. Were it not for Hurricane Sandy and the already experienced impacts of climate change, would NYC be as aggressively pursuing an infrastructuralization of nature? While the answer cannot be known, it is clear that the administrative roots of managing nature through technical run deep; managing storm and sewer water with GI is the result of attempts to comply with environmental regulations stretching back to 1899, and the city's experience with avoided filtration of drinking water through source water protection translates conceptually to a program of avoided treatment through diversion, infiltration, and vegetative filtration of storm runoff. However, Hurricane Sandy made clear that the accretionary fabric of complex interdependent technological infrastructures were vulnerable to environmental forces, and spurred a large scale regional effort to evaluate the feasibility of green and grey infrastructure systems to respond to sea level rise and increasing storm intensities. These initiatives have matured into an international research agenda for certifying and evaluating 'nature and nature based features +' for coastal protection (Bridges et al. 2015). In recent decades, city government has reacted to increasing environmental extremes in haphazard ways that limit long range and inclusive planning efforts (Friedman et al. 2019). Major obstacles to

a more robust and democratic notion of urban green infrastructure in the city include the fragmentation of sites of opportunity (McPhearson et al. 2013b), along with the fragmented governance structure of urban nature, which continues to privilege funding streams dedicated to single mission agencies (Meerow 2020). These politics in turn borrow their siloed structure from the current system of environmental regulation in the United States, which has generally failed to prevent the widespread and highly uneven, exposure of humans to human produced toxic chemicals (Chiapella et al. 2019). Aside from pro-development brown-field policies supported by federal funding, current green infrastructure efforts are largely silent on the legacy of contamination in the city, preferring to utilize the discourse of new urbanism and ecological securitization in promoting the benefits of livability and resilience of improved environmental conditions, which is not unique to NYC. However, as the one million trees program comes to a close, urban wild forest management becomes a major focus of new forms of partnerships between city agencies, non-profits, and foundations (Pregitzer et al. 2019), and novel legislation pertaining to green roofs (NY State Senate 2019) begins to manifest in concrete projects, certain social, political, and ecological tensions rise to the fore.

A central paradox of the greening of New York City results from its past and present inequalities in the distribution of environmental services and hazards. In the case of flood risk, development and resilience policies have allowed for continued population increases within the flood prone zone, resulting in a complex arrangement of both vulnerable and affluent communities at risk of flooding (Herreros-Cantis et al. 2020). In the case of more general urban greening, the use of tax-increment financing and other incentives to spur new development in poorer neighborhoods, has given rise to the phenomenon of 'green gentrification' (Gould and Lewis 2016). Together, these forces call for nuanced approaches to improve conditions in marginalized neighborhoods without displacing current residents, and to address managed retreat and housing affordability in the broader region. As the city struggles with aging infrastructures, changing environmental conditions (Revi et al. 2014), and the 'growth' imperative that sought to maintain property values despite population declines, city agencies have become increasingly beholden to real estate speculation as a driver of urban economic growth. Taken together, these forces have had structural consequences for city budgets, environmental quality, and the disruption of the balance of power that traditionally pitted industrialists against commercial and residential property developers (Stein 2019). At the same time, democratization of infrastructure expenditures through participatory budgeting show promise for incorporating diverse green elements outside of the formal regulatory GI programs, such as community farms, gardens, and forests (Campbell 2017). As environmental quality generally increases due to the continued global dislocation of polluting industries, and numerous efforts to restore urban ecosystems (NYC 2018), and implement greener infrastructures alongside 'green infrastructure' (NYC 2019), the central question becomes: can NYC adapt to a rapidly rising sea and changing climate while addressing long standing issues of social and environmental justice? Previ-

ous work has identified that a novel research-to-action nexus in the city may hold the keys towards unlocking new forms of urban ecological research and governance enabling sustainability transitions of the NYC SETS (McPhearson and Wijsman 2017), how this will take shape in new forms of infrastructure, and new social-ecological realities, remains a function of the combined skills and capacities of motivated and engaged actors operating in the context of global to local forces.

Conclusion: the Future is Green in NYC?

How NYC today seeks to use GI to provide a healthy urban environment for human and ecological health must directly confront how the city has been shaped by the forces of settler colonialism, racism, industrialization, the speculative real estate state, and ecological securitization. The last twenty years have seen widespread deployment of hybrid green infrastructure technologies to manage stormwater and prevent combined sewer overflows while sparking fears of green gentrification. In the face of a rising sea, the city has been progressively armored through huge influxes of expertise and capital for grey and green infrastructure projects, although the current redistribution of coastal hazards remain paradoxical and the resulting shifting of risk poorly understood. The city has planted a million trees in response to the intersecting hazards of climate change, and yet outcomes appear to be highly unequal. Current legislation on green roofs seeks to further integrate the built and natural environment for mutual benefit. NYC remains a critical laboratory for understanding how to re-integrate ecological elements into the urban fabric to provide multiple functions and benefits.

An increasing emphasis on understanding the social dimensions of urban nature promises to enrich dialogue and debate over the appropriate role of humans in the landscape. Given rates of sea level rise and climatic chaos, a key question pertains to the rates of transformation: can NYC adapt fast enough to the new environmental conditions that it, as a global center of finance and industry, has been a principle player in creating? Can NYC address its legacy and ongoing dynamics of white supremacy? Emergent participatory approaches show promise for community ownership of greening initiatives that can revitalize and stabilize neighborhoods, but the larger power dynamics and inequalities remain largely unaddressed. At present intersecting crises of Covid-19, climate change, systemic racism, and police brutality are shaking the social and economic foundations of the city and it appears impossible to disentangle the future of green infrastructure from the ways in which these deep seated social ills will be addressed. A greener future is possible, but it's impacts and costs will remain problematic and unequal until all those involved in its creation acknowledge and address the need for justice.

Acknowledgements

Urban Systems Lab authors are supported by the US National Science Foundation under Grant nos. 1444755, 1927167, and 1934933.

References

- Alaimo, S. (2016). Exposed: Environmental politics and pleasures in posthuman times. U of Minnesota Press.
- Andersson, E., & McPhearson, T. (2018). Making sense of biodiversity: The affordances of systems ecology. *Frontiers in Psychology*, 9, 594.
- Balick, M. J., Kronenberg, F., Ososki, A. L., Reiff, M., Fugh-Berman, A., Roble, M., ... & Atha, D. (2000). Medicinal plants used by Latino healers for women's health conditions in New York City. *Economic botany*, 54(3), 344-357.
- Barry and Agyeman. 2020. On belonging and becoming in the settler-colonial city: Co-produced futurities, placemaking, and urban planning in the United States. *Journal of Race, Ethnicity, and the City*
- Bridges, T. S., Burks-Copes, K. A., Bates, M. E., Collier, Z. A., Fischenich, J. C., Piercy, C. D., ... and Rosati, J. D. 2015. Use of natural and nature-based features (NNBF) for coastal resilience. ERDC Special Reports Collection. ERDC-SR-15-1. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center. <http://hdl.handle.net/11681/4769>
- Campbell, L. K. (2017). City of forests, city of farms: sustainability planning for New York City's nature. Cornell University Press.
- Chiapella, A. M., Grabowski, Z. J., Rozance, M. A., Denton, A. D., Alattar, M. A., & Granek, E. F. (2019). Toxic chemical governance failure in the United States: Key lessons and paths forward. *BioScience*, 69(8), 615-630.
- Connolly, Colleen. 2018. The True Native New Yorkers Can Never Truly Reclaim Their Homeland. <https://www.smithsonianmag.com/history/true-native-new-yorkers-can-never-truly-reclaim-their-homeland-180970472/>
- Cronon, W. (2011). Changes in the land: Indians, colonists, and the ecology of New England. Hill and Wang.
- Deloria, V. (1997). *Red earth, white lies: Native Americans and the myth of scientific fact*. Fulcrum Publishing.
- Depietri, Y., K. Dahal, and T. McPhearson. 2018. Multi-hazard risks in New York City. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 18:3363–3381.
- Eisenman TS. 2013. Frederick Law Olmsted, Green Infrastructure, and the Evolving City. *Journal of Planning History* 12(4): 287–311. <https://doi.org/10.1177/1538513212474227>
- Friedman, E., Breitzer, R., & Solecki, W. (2019). Communicating extreme event policy windows: Discourses on Hurricane Sandy and policy change in Boston and New York City. *Environmental Science & Policy*, 100, 55-65.
- Gandy, M. (2003). Concrete and clay: reworking nature in New York City. MIT Press.
- Gilio-Whitaker, D. (2019). *As long as grass grows: The indigenous fight for environmental justice, from colonization to Standing Rock*. Beacon Press.
- Gould, K. A., & Lewis, T. L. (2016). Green gentrification: Urban sustainability and the struggle for environmental justice. Routledge.
- Grabowski ZJ, Matsler AM, Thiel C, et al. 2017. Infrastructures as socio-eco-technical systems: Five considerations for interdisciplinary dialogue. *Journal of Infrastructure Systems* 23(4): 02517002.
- Grabowski, Z.J., McPhearson, T., Matlser, A.M., Groffman, P., Pickett, S.T.A. *Accepted in revision*. What is Green Infrastructure? A study of definitions in US city planning. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Grosfoguel, R., & Georas, C. S. (2001). Latino Caribbean Diasporas in New York. *Mambo Montage: The Latinization of New York*, 97-118.
- Herrerros-Cantis, P., Olivotto, V., Grabowski, Z. J., & McPhearson, T. (2020). Shifting landscapes of coastal flood risk: environmental (in) justice of urban change, sea level rise, and differential vulnerability in New York City. *Urban Transformations*, 2(1), 1-28.
- Hoffman, J. S., Shandas, V., & Pendleton, N. (2020). The effects of historical housing policies on resident exposure to intra-urban heat: A study of 108 US urban areas. *Climate*, 8(1), 12.
- Keeler, B. L., Hamel, P., McPhearson, T., Hamann, M. H., Donahue, M. L., Prado, K. A. M., ... & Guerry, A. D. (2019). Social-ecological and technological factors moderate the value of urban nature. *Nature Sustainability*, 2(1), 29-38
- Klima, K., & Morgan, M. G. (2015). Ice storm frequencies in a warmer climate. *Climatic Change*, 133(2), 209-222.
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., & McPhearson, T. (2016). The value of urban ecosystem services in New York City: A spatially explicit multicriteria analysis of landscape scale valuation scenarios. *Environmental Science & Policy*, 62, 57-68.
- Lin, N., Kopp, R. E., Horton, B. P., & Donnelly, J. P. (2016). Hurricane Sandy's flood frequency increasing from year 1800 to 2100. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(43), 12071-12075.
- Low, J. (2019). Design is Political: White Supremacy and Landscape Urbanism.
- Montalto, F. A., & Steenhuis, T. S. (2004). The link between hydrology and restoration of tidal marshes in the New York/New Jersey estuary. *Wetlands*, 24(2), 414-425.
- McPhearson, P. T., D. Maddox, B. Gunther, and D. Bragdon. 2013a. Local Assessment of New York City: Biodiversity, Green Space, and Ecosystem. Page pp 355-383 in T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, S. Par-

- nell, M. Schewenius, M. Sendstad, K. C. Seto, and C. Wilkinson, editors. *Cities and Biodiversity Outlook: Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*.
- McPhearson, T., P. Kremer, and Z. A. Hamstead. 2013b. Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social-ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services* 5:11–26.
- McPhearson, T. and K. Wijsman. 2017. "Transitioning Complex Urban Systems: An Urban Ecology Approach to Urban Sustainability Transitions." *Urban Sustainability Transitions* (eds: Dirk Loorbach, Niki Frantzeskaki, et al.), Springer
- Meerow, S. (2020). The politics of multifunctional green infrastructure planning in New York City. *Cities*, 100, 102621.
- Miller, J.T. (2020). Temporal analysis of displacement: Racial capitalism and settler colonial urban space. *Geoforum*. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2020.08.005>
- Neckerman, K. M., G. S. Lovasi, S. Davies, M. Purciel, J. Quinn, E. Feder, N. Raghunath, B. Wasserman, and A. Rundle. 2009. Disparities in Urban Neighborhood Conditions: Evidence from GIS Measures and Field Observation in New York City. *Journal of Public Health Policy* 30:S264–S285.
- New York City. 2019. *OneNYC 2050: Building a Strong and Fair City - full report*:354.
- New York City. 2018. *Jamaica Bay Watershed Protection Plan: 2018 Update*.
- New York City. 2017. *Cool Neighborhoods NYC: A Comprehensive Approach to Keep Communities Safe in Extreme Heat*. https://www1.nyc.gov/assets/orr/pdf/Cool_Neighborhoods_NYC_Report.pdf
- New York City. 2013. *A Stronger More Resilient New York. NYC Special Initiative for Rebuilding and Recovery*. <https://www1.nyc.gov/site/sirr/report/report.page>
- New York City Department of Environmental Protection. 2010. *NYC Green Infrastructure Plan: A Sustainable Strategy for Clean Waterways*. New York City.
- NY State Senate. 2019, June 14. NY State Senate Bill S554B. <https://www.nysenate.gov/legislation/bills/2019/s554/amendment/b>.
- Ortiz, L. E., González, J. E., Horton, R., Lin, W., Wu, W., Ramamurthy, P., ... & Bornstein, R. D. (2019). High resolution projections of extreme heat in New York City. *International Journal of Climatology*, 39(12), 4721-4735.
- Pulido, L. (2017). Geographies of race and ethnicity II: Environmental racism, racial capitalism and state-sanctioned violence. *Progress in Human Geography*, 41(4), 524-533.
- Pulido, L. (2018). Geographies of race and ethnicity III: Settler colonialism and nonnative people of color. *Progress in Human Geography*, 42(2), 309-318.
- Pregitzer, Clara C., Helen M. Forgione, Kristen L. King, Sarah Charlop-Powers, and Jennifer Greenfeld. 2018. *Forest Management Framework for New York City*. Natural Areas Conservancy, New York, NY.
- Revi, A., D.E. Satterthwaite, F. Aragón-Durand, J. Corfee-Morlot, R.B.R. Kiunsi, M. Pelling, D.C. Roberts, and W. Solecki, 2014: Urban areas. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L.White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 535-612
- Rothstein, R. (2017). *The color of law: A forgotten history of how our government segregated America*. Liveright Publishing.
- Sallenger, A. H., Doran, K. S., & Howd, P. A. (2012). Hotspot of accelerated sea-level rise on the Atlantic coast of North America. *Nature Climate Change*, 2(12), 884-888.
- Stein, S. (2019). *Capital city: gentrification and the real estate state*. Verso Books.
- Van Acker, M. C., Little, E. A., Molaei, G., Bajwa, W. I., & Diuk-Wasser, M. A. (2019). Enhancement of Risk for Lyme Disease by Landscape Connectivity, New York, New York, USA. *Emerging infectious diseases*, 25(6), 1136.
- Wakefield, S. (2019). Making nature into infrastructure: The construction of oysters as a risk management solution in New York City. *Environment and Planning E: Nature and Space*, 2514848619887461.
- Zarrelli, N. (2016). The Voluminous Shell Heaps Hidden in Plain Sight All Over NYC. *Atlas Obscura*. <https://www.atlasobscura.com/articles/the-voluminous-shell-heaps-hidden-in-plain-sight-all-over-nyc>

MAKING URBAN ECOSYSTEM MAPPING
ACCESSIBLE TO THE PUBLIC: THE URBAN
NATURE ATLAS OF OSLO (NORWAY)

SUMARI

1. Introduction

2. Case study area

2.1. Status of urban nature

2.2. Status of urban nature reporting in Oslo

3. Methods and data

3.1. Background

3.2. Google Earth Engine functionality

4. Results

5. Discussion

6. Conclusion

References

MARION KRUSE, DAVID N. BARTON,
ZANDER VENTER, MEGAN NOWELL,
ZOFIE CIMBUROVA
Norwegian Institute for Nature Research

MAKING URBAN ECOSYSTEM MAPPING ACCESSIBLE TO THE PUBLIC: THE URBAN NATURE ATLAS OF OSLO (NORWAY)

1. Introduction

Valuing ecosystem services, their conditions and changes has been highlighted as an important task for informing decision-makers and other stakeholders (Maes et al. 2016) in the light of global change. However, due to the complexity of human-environmental-systems, multiple approaches are available and needed to fulfil a wide range of requirements. Mapping ecosystem conditions and services has been identified as a valuation method of various advantages and an increasing number of studies and projects has published appropriate maps (Burkhard & Maes 2017). Furthermore, plural valuation takes the diverse values of nature given by all stakeholders into account (Pascual et al. 2017). Those results are more in line with sustainable and equitable goals for decision-making (Zafra-Calvo et al. 2020). This adds more complexity to the topic but expectedly less uncertainties in the valuation.

Urban areas with high human population density have high demand per unit area for ecosystem services (Gómez-Baggethun & Barton 2013). Urbanization processes are a global phenomenon which will accelerate in the future with enhanced consequences for the environment. Policy-making and planning processes must take this into consideration. Many people would probably not automatically connect many ecosystem processes and services with urban areas. However, people often feel more interested in and concerned with issues that affect them directly (e.g. place of residence, sense of place) (Raymond et al. 2009). Mapping urban ecosystem services provides the opportunity to put diverse values of people 'into place'. Providing knowledge about the location of prospects - amenities as well as risks - are a key function of maps in socio-ecological systems (Filatova et al. 2013). Since ancient times, maps have been used to display the boundaries of the known world and as a symbol of power and knowledge. The familiarity to read and understand maps is the necessary requirement. For this reason, maps can have an intuitive and strong affective appeal to various users, and their daily use through navigation apps on smartphones is now ubiquitous. A study by Vorstius et al. (2015) concludes that practitioners also require ecosystem services mapping tools which focus on several ecosystem services and scales for planning and

decision-making. Co-creating maps with various stakeholders is essential for identifying as many values as possible and the citizens' view is an important aspect to complement the research perspective (Santos-Martin et al. 2017; Jacobs & Burkhard 2017; Fagerholm & Palomo 2017).

Over the past years, many web applications, apps and mobile-ready platforms have been created for citizen science and education and learning about the environment, ecosystems and their services (e.g. MAPNAT¹, birdnet², inaturalist³). These applications are gaining increasing popularity among scientists and other user groups including citizen scientists. Data gathering conducted by a larger group benefits monitoring and research initiatives and is fostered in projects and programs. Taking this one step further to the use and development of ecosystem accounting and ecosystem service mapping will provide more synergies on the way to achieving the goals society sets to decrease global change. Early development examples of web applications, such as urban forestry inventories, have already combined community-based data collection by using web applications based on Google Maps technology (Abd-Elrahman et al. 2010). The European Environmental Agency (2020) provides free land cover data from Copernicus satellites in their Urban Atlas for three time steps for pan-European functional urban areas (<https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas>). Data has been used for example for indicator performance analysis in urban areas in Germany (Zulian et al. 2017). A planning tool example for ecosystem service trade-off analysis is available in the online Nature Value Explorer tool (<https://vito.be/en/nature-value-explorer> or <https://www.natuurvaardeverkenner.be/#/>; Broekx et al. 2013). In this tool, qualitative and quantitative calculations and socio-economic values describe the impacts of planning and land use changes. Another example of a mapping tool is the EnviroAtlas (<https://www.epa.gov/enviroatlas/enviroatlas-interactive-map>) of which, for example, a dataset is available for the supply of urban ecosystem services from forests in New York City using i-Tree models (US EPA 2020).

¹ <https://www.ufz.de/index.php?en=40618>

² <https://birdnet.cornell.edu/>

³ <https://www.inaturalist.org/>

These various tools point to a number of approaches for disseminating ecosystem service knowledge to the public through maps.

In this paper, we introduce the Urban Nature Atlas for the City of Oslo, Norway. The main motivation for the Urban Nature Atlas is to show Oslo residents the results of ecosystem condition and service mapping from various research projects to inform them about qualities of nature where they live, work and spend their time. A motivation for the work is also to inspire Oslo Municipality to make greater use of mapping of ecosystem condition and services in their reporting to the public on Oslo's environmental status. Simple map interaction functions let users explore the maps at different scales and compare maps to explore patterns and correlations between urban form and function. An app within the atlas – the HabitApp – lets residents weight different ecosystem service layers to determine what parts of the city would be most attractive according to their preferences for environmental living conditions or human habitat. Making highly technical map data available to the public is also a strategy to empower civil society to participate in land use planning processes which are otherwise reserved for technical experts. If we as researchers are able to communicate the spatial distribution and temporal changes of urban nature in a way residents understand and care about it, this will also be relevant for urban planners and policy-makers.

2. Case study area

2.1. Status of urban nature

Oslo, Norway's capital, is located at the northern end of the Oslo fjord (Figure 1). A total of 681 071 inhabitants were registered in 2019. The city of Oslo and its surrounding areas have experienced increasing population growth and urbanization during the last decades. The current prognosis is an increase to more than 800 000 inhabitants by 2040. The total area of Oslo municipality

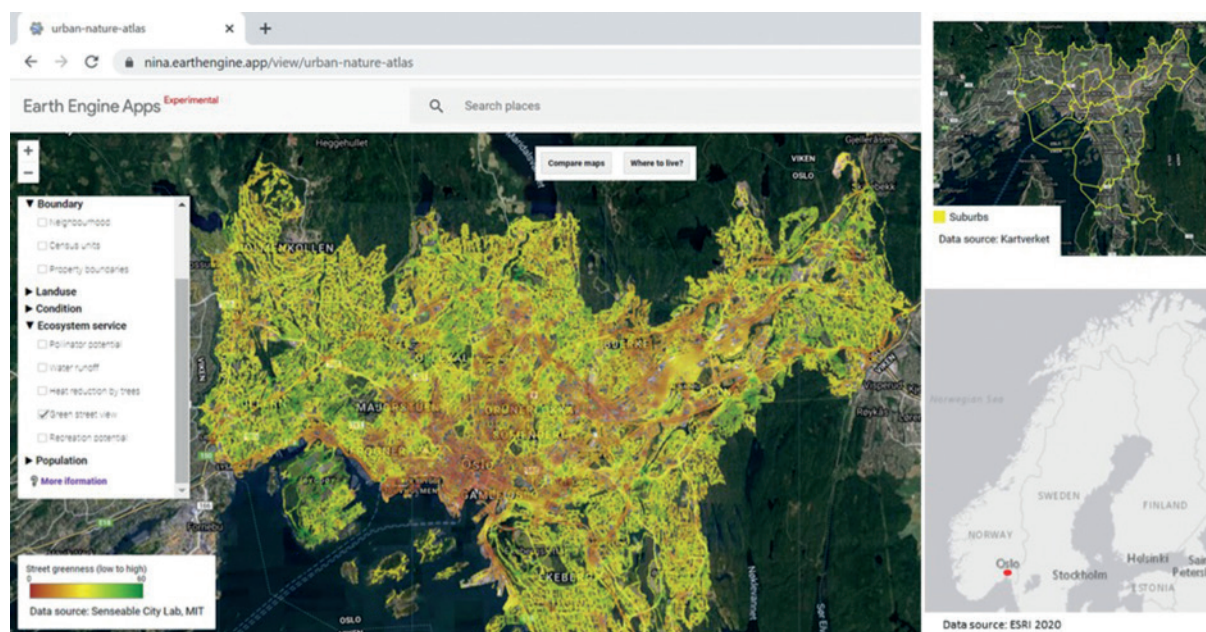
is 454 km², of which 300 km² are part of the protected forest area ('Marka'), constraining urban development to the existing built area. Around 98% of Oslo's inhabitants live less than 300m from green areas (Oslo Kommune 2020a). Green space in Oslo municipality amounts to 47%, but it is gradually decreasing over time due to population growth and densification (Oslo Kommune Plan- og bygningsetaten 2018). Oslo was awarded European Green Capital in 2019 (<https://www.greencapital2019.com/#gref>), promoting ambitious goals for environment and climate until 2030.

2.2. Status of urban nature reporting in Oslo

Until 2017 the City of Oslo provided an annual report containing detailed information on the state of the city's environment and climate. The aim was to provide the inhabitants with information on the progress towards the city's climate and environment goals (Oslo Kommune 2020b). After 2018, a new website has provided online information on Green Oslo. However, the online information contains little communication on the state of Oslo's nature in the form of maps. The only exception is the information on the location of recreation areas. The website from the City of Oslo provides information for recreational activities, as well as related guidelines and regulations (Oslo Kommune 2020c). National environmental authorities also provide datasets on environmental quality status (Miljødirektoratet 2020a), but spatial resolution of the data is mostly not adequate for comparison across areas at neighbourhood level within the cities' built zones. National authorities also collate maps on nature (Miljødirektoratet 2020b) and biodiversity (Miljødirektoratet 2020c) but datasets mostly cover rural and peri-urban areas with little resolution of green space within urban built zones.

In this paper, we argue that the very limited use of maps for reporting and public communication at municipal and neighbourhood level resolution is disadvantageous for citizen engagement in urban planning. Increasing knowledge of the city's natural qualities may

Figure 1. The Oslo Urban Nature Atlas focuses on the built zone of Oslo



also support educational activities. To address what we see as a communication gap, the URBAN EEA project⁴ has developed the Urban Nature Atlas which compiles spatial data from various research projects and authorities on the city's ecosystem extent, condition and services, in an easy to use map interface (Figure 1).

3. Methods and data

3.1. Background

To better detect the contributions from urban ecosystems to human wellbeing and to reveal changes in the urban green infrastructure, a combination of mapping of urban ecosystem services and experimental ecosystem accounting (EEA) for the city of Oslo and surrounding areas has been carried out within several international and national projects⁵. Usually, maps generated by projects are confined to project-specific spatial databases and platforms with limited public access and to mapping formats mainly designed for scientific purposes. The results of these research activities and available maps from authorities were therefore compiled in the Urban Nature Atlas to establish a platform where researchers on Oslo's nature can update the public as mapping products become available. A secondary and longer-term aim is also to generate synergies across different research and planning institutions in Oslo by making potential partners aware of available data.

3.2. Google Earth Engine functionality

Oslo's Urban Nature atlas was developed in the Google Earth Engine JavaScript API (<https://earthengine.google.com/>) which is a cloud-based computing platform for processing and analysing global data from satellite imagery and geospatial datasets. Google Earth Engine has a library of functions aimed at serving data outputs to end users via an online web application. Researchers are thus able to leverage Google's efficient and scalable computing infrastructure to process geospatial queries and render map results on-the-fly.

Oslo's Urban Nature Atlas is available here: <https://nina.earthengine.app/view/urban-nature-atlas>

The atlas is published in Norwegian and English. The main map categories are: boundary, land use, condition, ecosystem services and population. Further data and documents are available from the open source Geospatial Content Management System, GeoNode (<http://urban.nina.no/>). Functionality of the Urban Nature Atlas includes the ability to navigate using base-maps from Google satellite imagery and street map. The HabitApp ("Where to live") is a modified multi-criteria decision analysis, where users can make their own weighting of nine environmental criteria (e.g. green streets, tall trees, noise level). These criteria are based on the condition and ecosystem services maps. Users can explore these and weight personal preferences for residential areas or other areas of interest. The area of preference matches all stated criteria on a scale from 0-1. The resulting map shows users where

their preferred areas are based on their preferences for urban nature qualities and ecosystem services. Playing around with the weights of the map layers, comparing maps and zooming to areas of local interest combines three functionalities for increasing interactivity with the data in an intuitive way.

4. Results

In the current test version of the Urban Nature Atlas, map themes are organized to correspond core themes of ecosystem accounts: "landuse" covering data relevant to ecosystem extent, "ecosystem condition" and "ecosystem services". "Boundaries" and "population" offer relevant background information for identifying use and distribution.

Under "Boundary", the three different administrative units (neighbourhood, census unit and property boundaries) are depicted to facilitate orientation for users and they act as units for reporting accounting data. Furthermore, these are the spatial units which are relevant for policy-making for the municipality level.

"Population" density gives an overview of the population distribution over the case study area with the most densely populated areas in the city centre.

"Land use" contains layers on protected areas and as the most important aspect of urban nature, parks and green spaces are available as separate layers. The separated layers for parks and green space are available as they are managed by different authorities.

Under "Ecosystem condition", spatial data sets for terrain slope, drainage, soil type, nature types, noise pollution and land surface temperature are available together with time series for land cover (2015-18), greenery (2015-18) and tree crown heights (2011-17). The time series of the tree crown heights show the changes in the years 2011-2017. Figure 2 is a zooming into an area of Oslo with significant increase in tree crown height and extent as one example.

Green infrastructure contributes to a wide range of ecosystem services (e.g. air quality regulation, local climate and water regulation, recreation and landscape aesthetics). There are five urban "ecosystem services" map themes available. Stange et al. (2017) tested the policy relevance of the ESTIMAP model for urban honeybee keeping and the potential consequences for bumblebee and solitary bee species. Research results are available in the layer "pollinator potential". Taking into consideration climate change, "heat reduction by trees" was assessed and mapped (Venter et al. 2020) and integrated as the layer with the same name. Suárez et al. (2020) mapped the outdoor "recreation potential" for individual user groups by applying a spatially refined version of the ESTIMAP tool in the Oslo metropolitan area. The results are compiled in the layer "recreation potential". The layer "stormwater runoff" shows the results of the REO hydrological model using the rational formula developed for assessing annual runoff per property unit for the purpose of calculating a stormwater runoff fee (Sælthun et al. 2020). The "green street view" is based on available data from Treepedia to compare the green canopy of selected cities globally (MIT Senseable City Lab 2020).

⁴ <https://www.nina.no/english/Fields-of-research/Projects/Urban-EEA>

⁵ OpenNESS, ENABLE, URBAN SIS, URBAN EEA

Figure 2. Urban ecosystem condition - tree crown height layer for comparing the changes from 2011-2017.

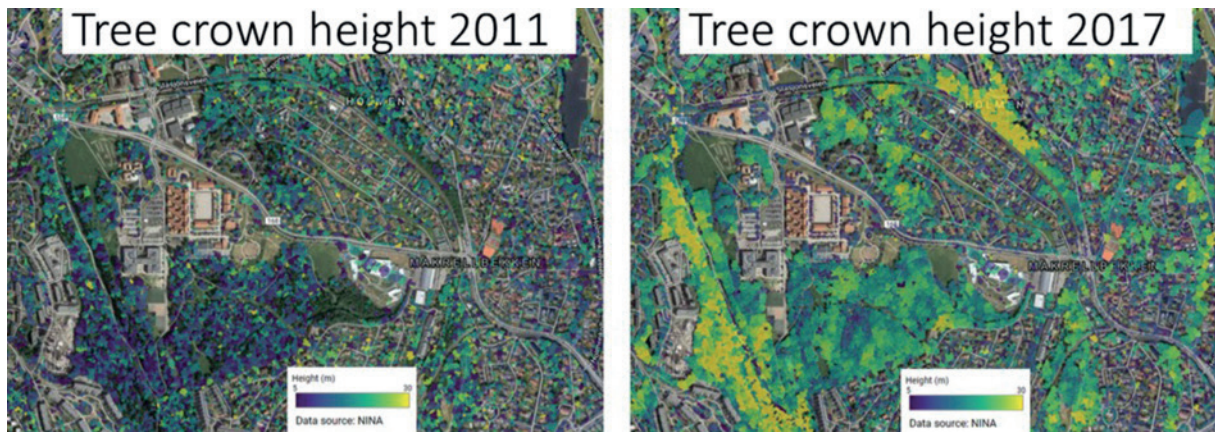


Figure 3. HabitApp example with high values for green infrastructure-related options.

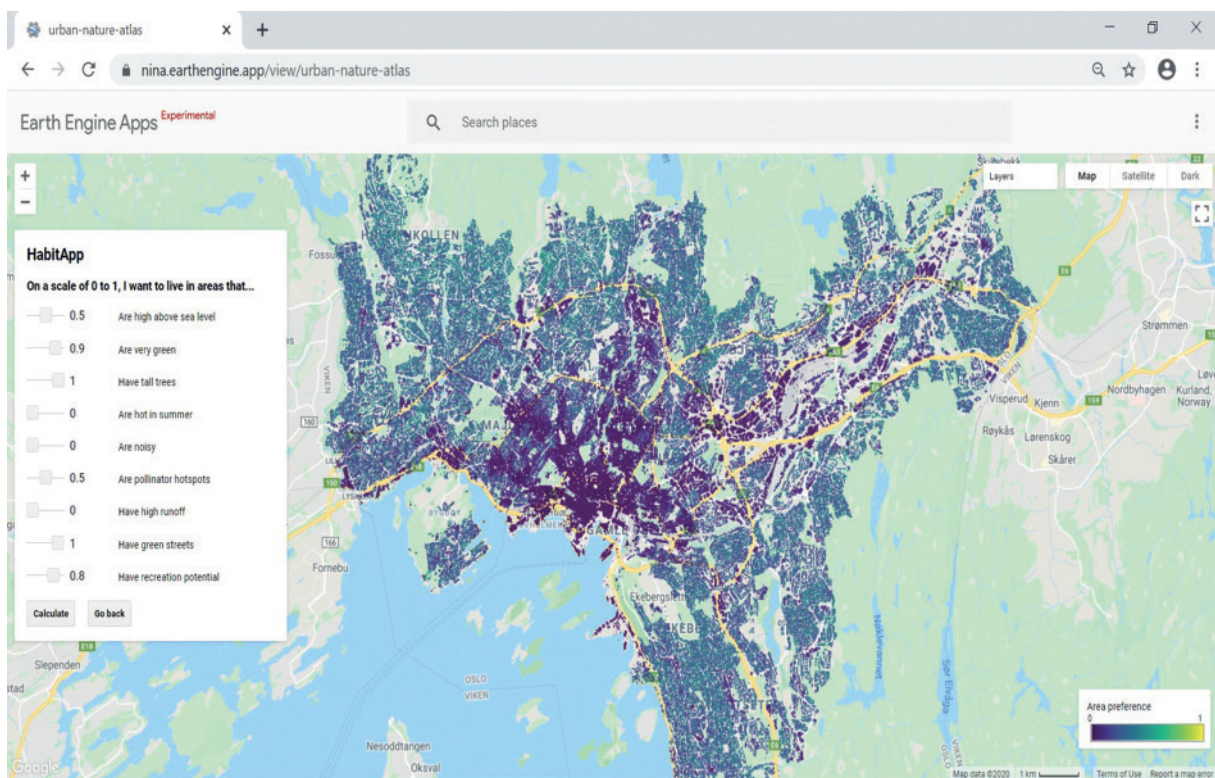


Figure 3 shows the resulting map for an exemplary preference selection of the nine criteria of the HabitApp (“Where to live”). The location of the matching residential areas are distributed from the city centre to the edge of the case study area.

5. Discussion

The use and success of the ecosystem services concept as a communication tool for conservation is heavily discussed (e.g. Schröter et al. 2020; Chan & Satterfield 2020; Klein et al. 2014; Kranz 2000). More and more studies document the application of the concept in various contexts and case studies for planning and decision-making. Bekessy et al. (2018) argue that the ecosystem services concept had only limited success in engaging the public for ecosystem services and biodiversity conservation. A number of assumptions are required. Thompson et al. (2016) conclude in their

study that the public trusts scientific research results but has difficulties in understanding the specific language, especially if it is presented in a condensed manner. Maps are a widely used visual communication tool for identifying hotspots and coldspots and mismatches of ecosystem service supply and demand. However, it is important to prepare the corresponding spatial data carefully to avoid misinterpretation of maps. Different map layers may have been prepared for different purposes, extents and time periods (Schröter et al. 2020) and this must be made clear to the user. User-friendly tools are key for a successful implementation. The tools and resulting maps must be easy to understand and data must be available for use. Klein et al. (2014) point to the important fact of “guiding users through such systems”. The increasing number of such web applications in recent years goes hand in hand with the digitalization of society.

Some challenges exist in the successful operation of an online platform such as the Urban Nature Atlas presented in this paper. It is necessary to keep not only the content of the atlas and related applications up-to-date and user-friendly but also to follow technological development. This causes extra effort which needs to be taken into account in such projects. Broekx et al. (2013) point to the difficulties in meeting all these requirements during the development of their web application the Nature Value Explorer which is for example continuously under development. Further limiting effects are the context-specific publication of case studies in other languages except English, which hampers the dissemination of results and knowledge. However, stakeholders might have difficulties in using applications and interpreting results in languages other than their mother tongue. Plural valuation is in particular necessary when these values are mapped in relation to people's location. We developed the HabitApp within the Urban Nature Atlas to help the public engage with maps and determine which ones are significant to them. The interpretation of the validity and relevance of ecosystem service mapping locally is a neglected part of ecosystem accounting.

Zhao & Sander (2018) analysed the effect of data and method selection on the accuracy and validation of urban ecosystem service maps. There is an assumption that remote sensing data and classification is accurate and reliable for aggregate accounting purposes, but the secondary use of the input data is not evaluated at higher spatial resolutions relevant to local users of the landscape. Ecosystem (service) classification accuracy is an important additional piece of information which needs to be communicated when map results are presented to stakeholders and users. Functions of online applications do not always have the expected results of the user. For example, zooming into a data set does not necessarily result in higher resolution or better information. This fallacy is associated with the discussion on data accuracy.

Online applications show the wide ranges of application areas, technical solutions, opportunities and limitations. Due to its basic idea and use of open source data from Google Earth Engine, Oslo's Urban Nature Atlas has the flexibility to add more topics and layers to the spatial extent. We believe the Urban Nature Atlas can be relatively easy transferred to other urban areas or ecosystems and their specific characteristics and needs. Additional data can be added based on availability. Further work includes adapting the Urban Nature Atlas as a reference for the reporting of the City of Oslo and exploring further practical applications in municipal policy-support.

6. Conclusion

High-resolution remote sensing data and advanced modeling of urban ecosystem condition and ecosystem services are combined in the Oslo Urban Nature Atlas. These maps are made available in a Google Earth Engine interface that requires only basic technical capabilities of users similar to the Google Maps application. Spatial representations of green infrastructure and related ecosystem services in digital online maps facilitate communication with various users at the local level. It gives local communities a tool to

participate on a more equal 'knowledge footing' in policy and planning in urban areas. Inhabitants, local communities and civil society with limited technical capabilities and data are enabled to monitor and evaluate urban planning and development by means of the Urban Nature Atlas. Oslo's Urban Nature Atlas is a work in progress. It will evolve based on user feedback to integrate more updated and additional map layers and develop further interactive tools for both inhabitants and planners to fulfil a wider range of applications.

References

- Abd-Elrahman, A.H., M.E. Thornhill, M.G. Andreu & F. Escobedo (2010) A community-based urban forest inventory using online mapping services and consumer-grade digital images. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 12: 249–260. doi:10.1016/j.jag.2010.03.003
- Bekessy, S.A., M.C. Runge, A.M. Kusmanoff, D.A. Keith & B.A. Wintle (2018) Ask not what nature can do for you: A critique of ecosystem services as a communication strategy. *Biological Conservation* 224, 71–74. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.017>
- Broekx S., I. Liekens, W. Peelaerts, L. De Nocker, D. Landuyt, J. Staes, P. Meire, M. Schaafsma, W. Van Reeth, O. Van den Kerckhove & T. Cerulus (2013) A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review* 40: 65–74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.01.003>
- Burkhard, B. & J. Maes (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Chan, K. M. A. & T. Satterfield (2020) The maturation of ecosystem services: Social and policy research expands, but whither biophysically informed valuation? *People and Nature*. 2020;00:1–40. DOI: 10.1002/pan3.10137
- European Environmental Agency (2020) *Urban Atlas*. <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas>
- Fagerholm, N. & I. Palomo (2017) 5.6.2. Participatory GIS approaches for mapping ecosystem services. In: Burkhard, B. & J. Maes (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 216–222.
- Filatova, T., P.H. Verburg, D. C. Parker & C. A. Standard (2013) Spatial agent-based models for socio-ecological systems: Challenges and prospects. *Environmental Modelling & Software* 45 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.01.003>
- Gómez-Baggethun, E. & D. N. Barton (2013) Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Jacobs, S. & B. Burkhard (2017) 4.6. Applying expert knowledge for ecosystem services quantification. In: Burkhard, B. & J. Maes (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 144–148.

- Klein, T. M., E. Celio & A. Grêt-Regamey (2014) Ecosystem services visualization and communication: A demand analysis approach for designing information and conceptualizing decision support systems. *Ecosystem Services* 13, 173-183. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.02.006>
- Kranz, R. (2000) Crossing the Moat: Using Ecosystem Services to Communicate Ecological Ideas beyond the Ivory Tower. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 81 (1) 95-97. <https://www.jstor.org/stable/20168399>
- Maes, J., G. Zulian, M. Thijssen, C. Castell, F. Baró, A.M. Ferreira, J. Melo, C.P. Garrett, N. David, C. Alzetta, D. Geneletti, C. Cortinovis, I. Zwierzchowska, F. Louro Alves, C. Souto Cruz, C. Blasi, M.M. Alós Ortí, F. Attorre, M.M. Azzella, G. Capotorti, R. Copiz, L. Fusaro, F. Manes, F. Marando, M. Marchetti, B. Mollo, E. Salvatori, L. Zattero, P.C. Zingari, M.C. Giarratano, E. Bianchi, E. Duprè, D. Barton, E. Stange, M. Perez-Soba, M. van Eupen, P. Verweij, A. de Vries, H. Kruse, C. Polce, M. Cugny-Seguin, M. Erhard, R. Nicolau, A. Fonseca, M. Fritz & A. Teller (2016) Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Urban Ecosystems. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Miljødirektoratet (2020a) Miljøstatus. <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/kart>
- Miljødirektoratet (2020b) Naturbase. <https://kart.naturbase.no/>
- Miljødirektoratet (2020c) Nature Index for Norway. <https://www.naturindeks.no/>
- MIT Senseable City Lab (2020) Exploring the Green Canopy in cities around the world. <http://senseable.mit.edu/treepedia/cities/oslo>
- Oslo Kommune (2020a) Statistikk. <https://www.oslo.kommune.no/statistikk/>
- Oslo Kommune (2020b) Miljø- og klimastatus. <https://www.oslo.kommune.no/statistikk/miljo-og-klimastatus/#gref>
- Oslo Kommune (2020c) Tur og friluftsliv. <https://www.oslo.kommune.no/natur-kultur-og-fritid/tur-og-friluftsliv/#gref>
- Oslo Kommune Plan- og bygningsetaten (2018) Fagrapport Grøntregnskap: en måling av grønnstruktur i Oslos byggesone. <https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13300369-1539862391/Tjenester%20og%20tilbud/Politikk%20og%20administrasjon/Etater%2C%20foretak%20og%20ombud/Plan-%20og%20bygningsetaten/Grøntregnskap%20-%20fagrapport.pdf>
- Pascual, U., P. Balvanera, S. Díaz, G. Pataki, E. Roth, M. Stenseke, R.T. Watson, E. Başak Dessane, M. Islar, E. Kelemen, V. Maris, M. Quaas, S.M. Subramanian, H. Wittmer, A. Adlan, S. Ahn, Y.S. Al-Hafedh, E. Amankwah, S.T. Asah, P. Berry, A. Bilgin, S.J. Breslow, C. Bullock, D. Cáceres, H. Daly-Hassen, E. Figueroa, C.D. Golden, E. Gómez-Baggethun, D. González-Jiménez, J. Houdet, H. Keune, R. Kumar, K. Ma, P.H. May, A. Mead, P. O'Farrell, R. Pandit, W. Pengue, R. Pichis-Madruga, F. Popa, S. Preston, D. Pacheco-Balanza, H. Saarikoski, B.B. Strassburg, M. van den Belt, M. Verma, F. Wickson & N. Yagi (2017) Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27: 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Raymond, C. M., B. A. Bryan, D. H. MacDonald, A. Cast, S. Strathearn, A. Grandgirard & T. Kalivas (2009) Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics* 68, 1301-1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>
- Santos-Martín, F., E. Kelemen, M. García-Llorente, S. Jacobs, E. Oteros-Rozas, D. N. Barton, I. Palomo, V. Hevia & B. Martín-López (2017) 4.2. Socio-cultural valuation approaches. In: Burkhard, B. & J. Maes (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 104-114.
- Schröter, M., E. Cruzat, L. Hölting, J. Massenberg, J. Rode, M. Hanisch, N. Kabisch, J. Palliwoda, J. A. Priess, R. Seppelt & M. Beckmann (2020) Assumptions in ecosystem service assessments: Increasing transparency for conservation. *Ambio* (2020). <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01379-9>
- Stange, E., G. Zulian, G. Rusch, D. Barton & M. Nowell (2017) Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping. *One Ecosystem* 2: e14014. <https://doi.org/10.3897/oneeco.2.e14014>
- Suárez, M., D. N. Barton, Z. Cimburova, G. M. Rusch, E. Gómez-Baggethun, M. Onaindia (2020) Environmental justice and outdoor recreation opportunities: A spatially explicit assessment in Oslo metropolitan area, Norway. *Environmental Science and Policy* 108, 133-143. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.014>
- Sæltun, N.R., D.N. Barton & Z.S. Venter (2020) REO: Estimering av overflateavrenning fra urbane felt. Beregningsgrunnlag for et arealdifferensiert overvannsgebyr. NINA Rapport 1851. Norsk institutt for naturforskning.
- Thompson, J. L., Al. Kaiser, E. L. Sparks, M. Shelton, E. Brunden, J. A. Cherry, Just Cebrian (2016) *Ecosystem – What? Public Understanding and Trust in conservation science and ecosystem services*. *Frontiers in Communication* 1:3. doi: 10.3389/fcomm.2016.00003
- US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2020) EnviroAtlas Interactive Map. <https://www.epa.gov/enviroatlas/enviroatlas-interactive-map>
- Venter, Z. S., N. Hjertager Krog & D. N. Barton (2020) Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of The Total Environment* 709, 136193 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136193>
- Vorstius, A. C., & C. J. Spray (2015) A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local

scale. *Ecosystem Services* 15 75-83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.07.007>

Zafra-Calvo, N, P. Balvanera, U. Pascual, J. Merçon, B. Martín-López, M. van Noordwijk, T. Heita Mwampamba, S. Lele, C. Ifejika Speranza, P. Arias-Arévalo, D. Cabrol, D. M. Cáceres, P. O'Farrell, S. Mazhenchery Subramanian, S. Devy, S. Krishnan, R. Carmenta, L. Guibrunet, Y. Kraus-Elsin, H. Moersberger, J. Cariño & S. Díaz (2020) Plural valuation of nature for equity and sustainability: Insights from the Global South. *Global Environmental Change* 63, 102115. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102115>

Zhao, C. & H.A. Sander (2018) Assessing the sensitivity of urban ecosystem service maps to input spatial data resolution and method choice. *Landscape and Urban Planning* 175: 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.007>

Zulian, G., I. Liekens, S. Broekx, N. Kabisch, L. Kopperoinen & D. Geneletti (2017) 7.3.1. Mapping urban ecosystem services. In: Burkhard, B. & J. Maes (Eds.) (2017) *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, 312-318.

EVIDENCIAS DEL IMPACTO DE LA
URBANIZACIÓN EN EL SISTEMA DE
HUMEDALES DEL ÁREA METROPOLITANA
DE CONCEPCIÓN (CHILE)

SUMARI

1. Introducció

2. Método

2.1. Delimitació y caracterizació

2.2. Urbanizació

2.3. Percepció

2.4. Efectos socioespaciales

3. Resultados

4. Discusión

5. Conclusiones

6. Agradecimientos

7. Bibliografía

EVIDENCIAS DEL IMPACTO DE LA URBANIZACIÓN EN EL SISTEMA DE HUMEDALES DEL ÁREA METROPOLITANA DE CONCEPCIÓN (CHILE)

1. Introducción

Las áreas metropolitanas del mundo han ido perdiendo su patrimonio natural y, en consecuencia, servicios ecosistémicos asociados. La urbanización es la causante directa o indirecta de pérdidas de áreas naturales (van Vliet, 2019), siendo los humedales uno de los ecosistemas más dañados. De hecho, en las tres últimas décadas, Latinoamérica lidera la pérdida de humedales (Darrah et al., 2019). Chile, al ser uno de los países más urbanizados de la región, no es ajeno a esta problemática, ya que concentra el 60% de su población en tan solo 3 áreas metropolitanas: Santiago, Valparaíso y Concepción (OECD, 2013), de las cuales las dos últimas son costeras, aunque todas con algún grado de presencia de humedales, que además padecen los efectos de la sequía y con el enorme desafío de adaptarse al cambio climático.

Concepción Metropolitano (Figura 1), segundo asentamiento urbano de Chile (alrededor de 1 millón de habitantes), se inserta en un área donde los procesos tectónicos y ciclos marinos modelaron paleobahías que condicionan la existencia de humedales costeros y relictos, hoy llamados humedales urbanos, junto con lagunas costeras, afectadas por el proceso de urbanización (Isla et al., 2012). Concepción, además de ser un territorio costero, también es un fiel reflejo de la complejidad de conservar ecosistemas en entornos metropolitanos de rápida urbanización, alta dispersión urbana e industrialización. Su desarrollo urbano y económico, principalmente industrial, siempre ha estado condicionado por la presencia de agua, pero en desmedro de lagunas, humedales y vegetación nativa (Smith y Romero, 2009; Rojas et al., 2013), afectando especialmente los humedales costeros y los remanentes de humedales palustres en medio de barrios totalmente construidos. Los antecedentes muestran que hasta la década del 2000 se conocía que la superficie de los humedales había disminuido en un 40% desde 1975, siendo sustituidos por vegetación dispersa y posteriormente por urbanización (Smith y Romero, 2009), y desde el 2000 en adelante más de 500 hectáreas de humedales se perdieron (Rojas et al., 2013a). El impacto no ha sido solo en pérdidas de superficie, sino también en afectación de la biodiversidad (Villagrán et al., 2006; Pauchard et al., 2006; Sepúlveda et al., 2012; Rojas et al., 2015).

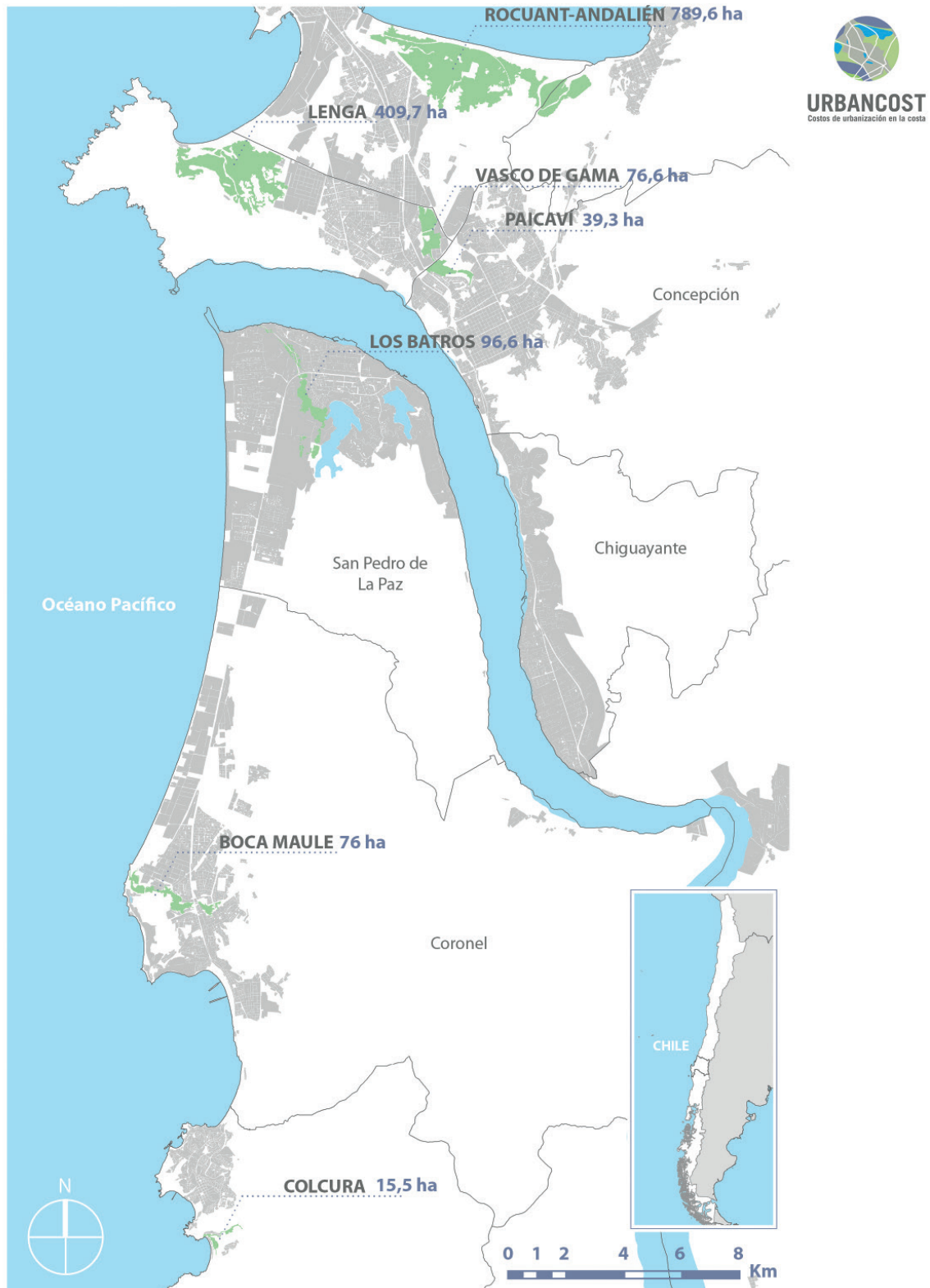
Otra de las múltiples complejidades de este territorio es que gran parte de las pérdidas recientes (después del 2000) de estos ecosistemas se producen en vigencia de un instrumento de planificación territorial. Sabemos que, en áreas metropolitanas internacionales, como Barcelona, estos instrumentos tienden a reconocer espacios de alta valoración o capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos fuera de la región metropolitana, pero han ido en desmedro de espacios naturales en las áreas periurbanas y sobretudo de las áreas urbanas (Baró et al., 2016), y una situación similar ocurre en Concepción Metropolitano. De hecho, el Plan Regulador Metropolitano, vigente desde el año 2003 y hoy en actualización, no ha mostrado impactos positivos en las áreas naturales remanentes y tampoco en las áreas protegidas, presentándose disminuciones en la conectividad ecológica (Rojas et al., 2013b; Rojas et al., 2017) de estos ecosistemas, y demostrando que, al menos para este caso de estudio, una planificación urbana del paisaje que conserve humedales o promueva corredores verdes integrado por estos, como en el caso emblemático del anillo verde de Vitoria-Gasteiz, en España (Centro de Estudios Ambientales, 2012), ha sido prácticamente imposible bajo las normas urbano-territoriales vigentes.

En este sentido, desde el año 2015 y ante el rápido proceso de urbanización sobre humedales, se desarrolla formalmente la investigación URBANCOST (costos de urbanizar la costa), una plataforma científica que mide los múltiples efectos de la urbanización en el sistema de humedales del Área Metropolitana de Concepción, mediante dos proyectos de investigación financiados por el Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico de Chile, cuyos objetivos se detallan a continuación:

Efectos de la urbanización en la conservación de la biodiversidad de humedales costeros (URBANCOST) (2015-2018). FONDECYT 1150459.

Objetivo general: Identificar y analizar los patrones de urbanización y sus efectos en las potenciales modificaciones de la biodiversidad en los humedales costeros de Rocuant-Andalién y Los Batros, en el Área Metropolitana de Concepción, con la finalidad de orientar lineamientos para su conservación en una planificación urbana más orientada al desarrollo urbano sustentable.

Figura 1. Mapa de localización y superficies de humedales urbanos del Área Metropolitana de Concepción.



Fuente: Proyecto DONDECYT n.º 1150251. Imágenes de GeoEye.

Efectos de urbanización y accesibilidad en los humedales urbanos del Área Metropolitana de Concepción (URBANCOST II) (2019-2022). FONDECYT 1190251.

Objetivo general: Analizar cómo la expansión de las ciudades del Área Metropolitana de Concepción en diferentes tejidos urbanos organizados en tipologías de barrios, más su respectiva accesibilidad a los humedales urbanos, interactúan y afectan la pérdida de

superficie, percepción de la provisión de servicios ecosistémicos y mitigación de las inundaciones, para así establecer criterios de integración de los beneficios de la naturaleza de estos ecosistemas, en pro de un desarrollo urbano sustentable y resiliente.

Los resultados de ambos proyectos han permitido fortalecer el conocimiento de los humedales urbanos en Chile por medio de publicaciones, discutiendo sus re-

sultados con experiencias internacionales y locales, además de una vinculación con la sociedad, permitiendo fortalecer políticas públicas con evidencias para la mitigación y adaptación al cambio climático de cara a la COP25 (Muñoz et al., 2019; Marquet et al., 2019) y la reciente Ley de protección de humedales urbanos (Senado de Chile, 2019), entre otros.

2. Método

Los métodos utilizados principalmente provienen desde la geografía, en colaboración con otras disciplinas, como: urbanismo, biología, hidrología y psicología; por tanto, es una investigación interdisciplinaria con un enfoque socio-ambiental.

Básicamente, los métodos y técnicas utilizadas se pueden resumir en: i) delimitación y caracterización, ii) urbanización, iii) percepción, iv) efectos socio-espaciales.

2.1. Delimitación y caracterización

La caracterización biofísica de estos ecosistemas se ha realizado mediante la identificación de la cobertura vegetal, en primer lugar para delimitar los perímetros de los humedales utilizando diversas técnicas de teledetección y sensores. Se ha utilizado el clasificador *Maximun Likelihood* en Landsat (30 metros), luego se ha aumentado la resolución utilizando imágenes *Rapid Eye* (5 metros) y clasificador *C-Support Vector Machine (C-SVM)*, hasta trabajar con imágenes *WorldView-2* por medio de fotointerpretación. Recientemente se ha usado el *Ramdon Forest*, que permite reconocer la clase humedal como áreas húmedas que se mantienen permanente o temporalmente inundadas y marismas, fortaleciéndose con la aplicación de indicadores de vegetación, trabajo de terreno y fotointerpretación.

La biodiversidad ha sido medida mediante indicadores de riqueza de vegetación (plantas), y el desarrollo de indicadores de naturalidad y conectividad ecológica.

2.2. Urbanización

El nivel de urbanización se analiza mediante medición de la superficie urbanizada y su dispersión por medio de la fotointerpretación de los tejidos urbanos con imágenes *WorldView-2*, permitiendo diferenciar entre tejidos densos y de baja densidad, de tipos dispersos y ajardinados. Posteriormente se evalúa el efecto local en torno a los humedales con variables descriptivas de este fenómeno: Distancia a carreteras, Superficie urbanizada, % de superficie urbanizable, Densidad de población, Densidad de viviendas, Distancia al centro, Carreteras, Áreas verdes y Distancia a cuerpos de agua, entre otras.

2.3. Percepción

La percepción ha sido analizada mediante encuestas semiestructuradas sobre el valor de la biofilia y también de los servicios ecosistémicos, junto a la toma de datos socioeconómicos y de accesibilidad. Las encuestas se aplican a muestras representativas de la población según las tipologías de barrios que bordean los humedales. Se exploran diferencias significa-

tivas en la percepción de los humedales usando ANOVA y T-Test entre las variables de valoración de la biofilia (ej: utilitario, estético, etc.), las variables socioeconómicas (ej: sexo, educación, etc.) y físicas (ej: tipología de barrio). También se exploró el efecto de las variables espaciales (ej: proximidad) que afectan a la valoración mediante medidas de autocorrelación espacial (ej: índice de Moran y densidad de Kernel).

2.4. Efectos socioespaciales

Se han medido los efectos de la urbanización por medio de regresiones múltiples geográficas: Regresión (OLS (Mínimos cuadrados ordinarios) y WGR (Regresión geográfica ponderada), generación de indicadores de evaluación de las áreas inundables (profundidades, velocidades, volúmenes) en comparación con las superficies urbanas en el entorno de los humedales, e indicadores de accesibilidad para observar el potencial de acceso para recreación u otros usos. Finalmente, para ver efectos de la planificación, se realizan superposiciones espaciales con el plan territorial metropolitano en sistemas de información geográfica.

3. Resultados

La delimitación de los humedales ha sido un proceso complejo, debido a la dinámica de variación temporal de estos ecosistemas. Las múltiples técnicas de teledetección y el trabajo en el terreno han permitido distinguir claramente los cuerpos de agua de la vegetación, con variaciones temporales en superficie. Nuestras últimas mediciones con imágenes *GeoEye* del año 2019 indican para los humedales urbanos de Concepción las siguientes cifras: Lenga (409,7 ha), Marisma Rocuant-Andalién (789,6 ha), Vasco de Gama (76,6 ha), Paicaví (39,3 ha), Los Batros (96,6 ha), Boca Maule (76 ha) y Colcura (15,5ha), aunque nuestro principal criterio ha sido la vegetación.

Los análisis de vegetación publicados en el artículo «Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción Metropolitana» han mostrado que la riqueza está relacionada con el tipo de humedal; por ejemplo, en Los Batros (palustre agua dulce) predominan la totora o batro (*Schoenoplectus californicus*), mientras que en Rocuant-Andalién (marisma) existe un escaso número de especies, escasez relacionada con la elevada salinidad del ecosistema, lo cual determina una vegetación poco diversa y bastante homogénea; asimismo, las distribución de plantas nativas es menor en humedales que presentan una mayor heterogeneidad vegetal, como el humedal Paicaví (Rojas et al., 2015).

En cuanto a la naturalidad de la vegetación, se propuso un indicador territorial de 0 a 1, el cual permitió comprobar el grado de intervención de la vegetación de los humedales por variables urbanas como la superficie urbanizable, las carreteras y la densidad de población, siendo más alto el valor en el humedal Laguna Verde (0,67) y más baja solo en humedales con un entorno menos construido, como el humedal Paicaví (Rojas et al., 2015).

La conectividad ecológica como indicador de funcionalidad ecológica del paisaje también ha mostrado cómo los humedales son uno de los ecosistemas me-

Figura 2. Composición taxonómica, porcentaje de cobertura y origen de las especies de plantas encontradas en los humedales palustres del Área Metropolitana de Concepción.

Familia	Especie	Origen	L.V.	P.	S.A.	R.A.	L.	C.E.
Equisetaceae	<i>Equisetum giganteum</i> L.	N	0	0,1	0	0	0	4
Alismataceae	<i>Alisma lanceolatum</i> With.	I	0	0,01	0	0	0	0
Chenopodiaceae	<i>Sarcocornia fruticosa</i> (L.) Scott.	N	0	0	0	22	28	0
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	I	0	0	0	0	0	3
Cyperaceae	<i>Carex riparia</i> Curt.	N	0	26	10	0	0	0
	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	N	7	23	20	0	0	0
	<i>Cyperus</i> sp.	N	0	0	0	0	0	42
	<i>Schoenoplectus</i> sp.	N	0	0	0	0	0	11,25
	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soyák	N	36	30	30	0	0	7,25
Juncaceae	<i>Juncus procerus</i> E. Mey.	N	44	0	8	20	0	0
Poaceae	<i>Paspalum paspalodes</i> (Michx) Scribner	I	0	0,1	15	0	0	0
	<i>Agrostis</i> sp.	I	0	0	0	0	0	0
	<i>Spartina densiflora</i> Brongn.	N	0	0	0	28,82	51	0
	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	I	0	0	0	0	0	0
	<i>Poa</i> sp1	I	11	12	0	0	0	0
	<i>Poa</i> sp2	I	0	0	0	20	10	10
	<i>Thypha dominguensis</i> Pers.	N	0	1	0	0	0	0
Asteraceae	<i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) D.C.	N	0	0	2	0	0	0
	<i>Bidens laevis</i> (L.) B.S.P	I	0	0	0	0	0	21
	<i>Cotula coronopifolia</i> L	I	0	0	0	9	11	0
	<i>Anthemis cotula</i> L.	I	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Trifolium</i> sp	I	0	2	0	0	0	0
	<i>Galega officinalis</i> L.	I	0	0	0	0	0	0,43
Hydrocotylaceae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	I	0	0,4	0	0	0	0
Polygonaceae	<i>Polygonum persicaria</i> L.	I	2	5	6	0	0	1
	<i>Rumex acetosella</i> L.	I	0	0	0	0	0	0
	<i>Rumex crispus</i> L.	I	0	0,1	9	0,18	0	0
Brassicaceae	<i>Sisymbrium officinale</i> L.	I	0	0	0	0	0	0
	<i>Raphanus sativus</i> L.	I	0	0	0	0	0	0
Apiaceae	<i>Daucus carota</i> L.	I	0	0	0	0	0	0

Nota: L.V.: Laguna Verde; P.: Paicaví; S.A.: San Andrés; R.A.: Rocuant Andalién; L.:Lenga; C.E.: Cuatro Esquinas.
Fuente: Elaboración propia.

Fuente: Artículo «Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción Metropolitana» (Rojas et al., 2015).

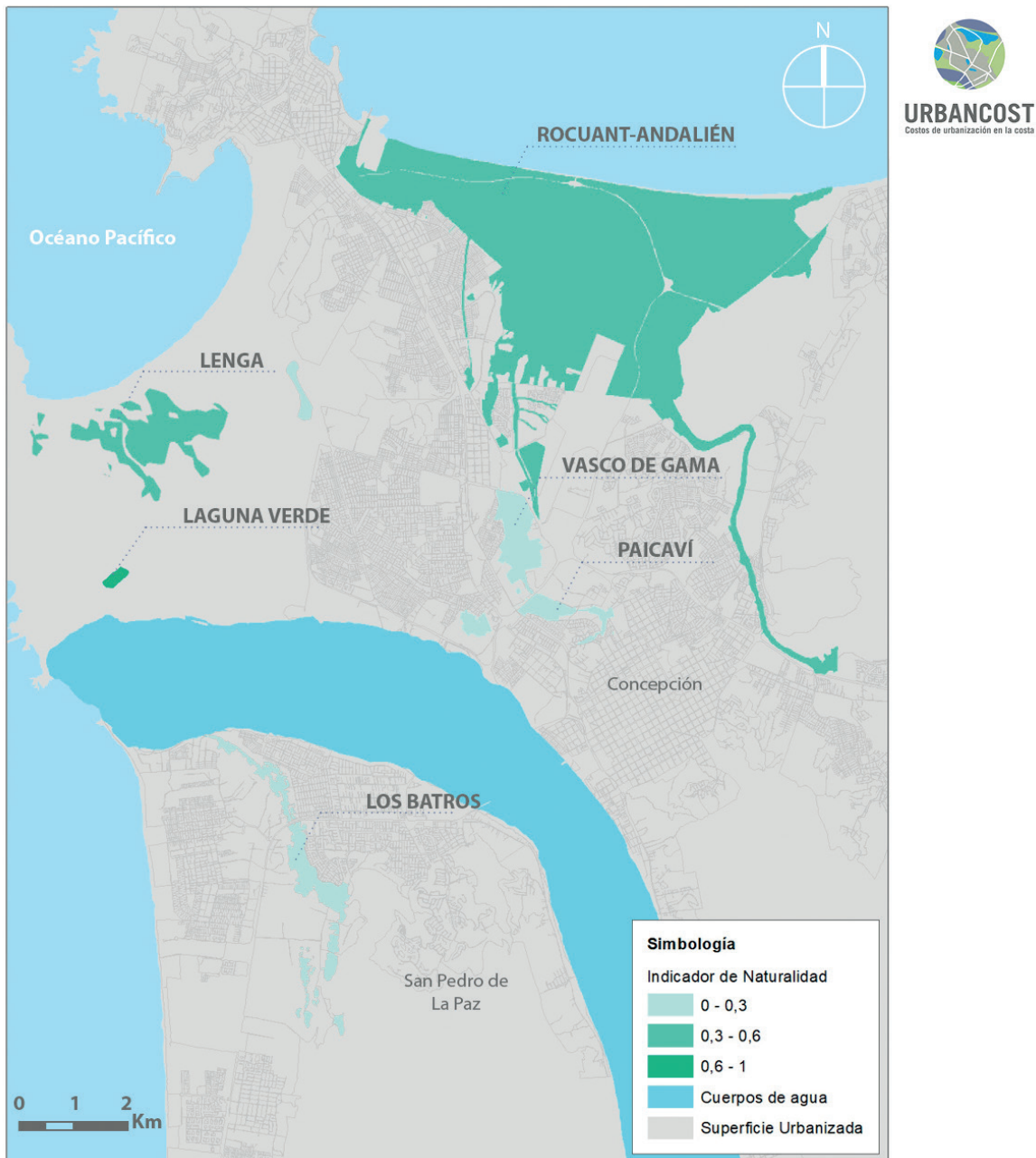
nos conectados; en específico, cuentan con una conectividad con zonas de cambio de *estable a muy regresivo*, como en el humedal Los Batros, en San Pedro de la Paz, y finalmente un cambio *regresivo* de pérdida de conectividad en el humedal Rocuant-Andalién, en Talcahuano (Rojas et al., 2017). Adicionalmente también se realizaron análisis de temperaturas, donde se comprobó cómo la vegetación de los humedales reduce los grados de temperatura en temporadas calurosas de verano.

En cuanto a los niveles de urbanización, se comprueba que son espacios muy intervenidos, sobre todo los humedales palustres, como el humedal Paicaví, que rápidamente ha perdido superficie por la construcción de viviendas (Foto 1). Esta investigación también evidenció la preocupante pérdida de superficie en el humedal Rocuant-Andalién, de un 10% de su superficie solo en la última década, aun cuando ejerce la función de mitigación de tsunamis (Rojas et al., 2019), y a pesar de que servicios como la demostrada «mitigación del tsunami» y la «protección contra las tormentas costeras y las inundaciones» han sido reconocidos por las personas mediante instrumentos de percepción (Coello, 2017). Lamentablemente, se espera una continua y sostenida pérdida de superficie por la zonificación existente del plan metropolitano (Rojas et al., 2019).

También en la percepción de la biofilia se desarrollan encuestas en este estudio: destaca cómo la distancia y la accesibilidad de la vivienda al humedal incide en la concepción del mismo. Por ejemplo, para el caso del humedal Los Batros, ante la pregunta «¿Debemos salvar el humedal porque es un recurso útil para mi barrio?», solo estuvieron de acuerdo los habitantes de barrios tipificados como ciudad jardín, es decir, un tejido menos denso con áreas verdes y caminables. Sin embargo, esto no sucede cuando se vive más lejos del humedal o no es accesible; en estos casos, los valores biofílicos del humedal, como el estético, son menos percibidos. Estos factores espaciales, más la participación en organizaciones ambientales, también condicionan la frecuencia de visitas al humedal (Villa-gra et al., 2021).

En cuanto a los efectos socioespaciales, los modelos de regresión entre variables urbanas y biodiversidad han constatado cómo la densidad de viviendas (coef. = 0,75) influye en mayor medida que la distancia a carreteras (coef. = 0,13) y que el porcentaje de superficie urbanizable (coef. = 0,020) en la riqueza de plantas, debido a la introducción de plantas exóticas. En cambio, el porcentaje de superficie urbanizable que se define en los instrumentos de planificación (coef. = 0,41) influye con efecto positivo en la naturalidad en humedales de entorno menos edificado, a diferencia

Figura 3. Mapa de naturalidad área metropolitana de Concepción



Fuente: Rojas et al. 2019

de la distancia a carreteras (coef. = -0,29) y la densidad de viviendas, con un efecto negativo (coef. = -1,01) (Rojas et al., 2015).

Finalmente, en cuanto a los tejidos residenciales y el modelo de ciudad que circunda los humedales, ya sea compacto o disperso, construido sobre y en el entorno de los humedales estudiados, en su mayoría prioriza los tejidos discontinuos y las densidades bajas a medias, con edificaciones no integradas con el humedal desde el diseño urbano. Solo las urbanizaciones de media densidad con tintes de ciudad jardín previas a los años 80 incluían áreas caminables para visitar cuerpos de agua como las lagunas. Es decir, las urbanizaciones recientes han favorecido tejidos discontinuos y dispersos dependientes del automóvil, más asociados a modelos urbanos insustentables (Rojas et al. 2020, 2021).

4. Discusión

Aunque la urbanización reciente no sea la principal presión para la conservación del paisaje de Concepción Metropolitana, como sí lo es la forestación artificial, el desarrollo urbano sí es la principal amenaza para la protección de los humedales, al estar situados en la zona baja de la costa y recibiendo frecuentes rellenos para la construcción de viviendas y edificios, junto con las alteraciones de los cursos de agua por la construcción de infraestructura gris. También existen cambios de usos de suelo previos en praderas y matorrales, que luego desencadenan en afectaciones a humedales (Rojas et al., 2013a), efectos coherentes con los impactos globales indirectos de la urbanización (van Vliet, 2019).

Mediante el transcurso de esta investigación se verifica, pues, el impacto de la urbanización y desafortuna-



Foto: Carolina Rojas.

damente también de los planes territoriales en la pérdida de humedales; estos no representan un cambio significativo en la preservación de los humedales, debido a la definición de superficies urbanizables. Este aumento de viviendas principalmente de baja y media densidad, regulado por los planes, no solo ha afectado a la estructura urbana de la ciudad y a la mencionada pérdida de biodiversidad, sino que también ha tenido efectos directos en la homogenización del paisaje, favoreciendo la incorporación, por ejemplo, de plantas exóticas. El crecimiento de las infraestructuras de transporte también ha causado efectos como la pérdida de conectividad ecológica como consecuencia de la fragmentación. El futuro no es muy auspicioso, incluso con instrumentos de planificación territorial; por ejemplo, para el caso del humedal marisma Rocuant-Andalién se espera una pérdida de un 32%, cuyo destino principalmente será para zonas de uso residencial mixto, comerciales y de transportes, entre otros (Rojas et al., 2019), aunque un reciente proceso de delimitación de este humedal producto de un proyecto gubernamental «GEF Humedales costeros» y la Ley de humedales urbanos podrían cambiar esta situación.

Desde los aspectos en interacción con las personas, el hecho de que los habitantes valoren los servicios ecosistémicos de los humedales no ha sido una razón suficiente para su protección en áreas urbanas, ya que no tienen incidencia en la regulación del suelo, y más aún cuando se ha comprobado que la cercanía al humedal influye directamente en las valoraciones de la biofilia, así como en una mayor accesibilidad para conocer y visitar el humedal; por tanto, es fundamental la incorporación de infraestructura verde en la planificación urbana.

La infraestructura verde favorecerá la integración de los espacios naturales en las ciudades metropolitanas; hasta la fecha, los modelos urbanos ni siquiera han valorado los atributos estéticos o el servicio de recreación para las personas. Al respecto no es solo un fenómeno de áreas metropolitanas latinoamericanas; por ejemplo, en el Área Metropolitana de Barcelona se observó cómo la demanda por recreación en áreas verdes es alta en áreas protegidas fuera de la región metropolitana, en contraste con la demanda insatisfecha en las áreas urbanas (Baró et al., 2016). En este sentido, gran parte de esta desintegración se debe a la falta de reconocimiento físico de los humedales. Por tanto, una recomendación de esta investigación para la Ley de humedales fue que todo instrumento de planificación territorial del país los reconozca como «zonas de valor natural», así como incluir en la delimitación de los humedales la vegetación asociada, que por diferentes presiones como los rellenos, basurales o la construcción de vivienda se encuentra muy alterada, pero que mediante procesos de restauración ecológica podría recuperarse e integrarse al sistema de humedales, y finalmente también una gobernanza que incluya la participación de la ciudadanía, debido al valor que estos ecosistemas presentan en el territorio.

5. Conclusiones

Desde la perspectiva de la conservación ecológica del paisaje metropolitano, los humedales que aún persisten en el Área Metropolitana de Concepción se encuentran en un territorio muy intervenido, con débiles procesos de evaluación ambiental estratégica y escasa valoración de la infraestructura verde para la preservación de la biodiversidad y como alternativa para el

desarrollo urbano. La presión de la urbanización en estas tres últimas décadas ha sido constante, un fenómeno común de intervención de humedales para otras áreas metropolitanas de Latinoamérica, como Lima y Buenos Aires.

Esta investigación ha constatado una serie de efectos pero ha permitido avanzar al incorporar criterios de sustentabilidad urbana, los cuales deben incorporarse en los instrumentos de planificación territorial; de hecho, en el transcurso de la investigación indirectamente se han producido una serie de avances, desde cambios en planes reguladores de usos del suelo hasta modificaciones normativas.

Los cambios legislativos en el ámbito territorial implicaban de por sí cambios en la Ley general de urbanismo y construcción y en la Ley de bases de medio ambiente de Chile. Esta investigación permitió fundamentar la modificación de las competencias actuales de los planes territoriales, que no permitían valorar los humedales urbanos, así como la evaluación de los impactos ambientales de las infraestructuras. Los datos aquí resumidos fueron presentados en ambas cámaras (Senado y Diputados) de la República de Chile en el proceso de discusión de la reciente Ley de protección de humedales urbanos. Desarrollar esta investigación ha sido una excelente oportunidad para actualizar la planificación territorial del país e incluir medidas de adaptación ante el cambio climático que incluyan a los humedales como solución en la reciente COP25.

Los humedales urbanos futuros de Concepción deberán incluir acciones de restauración ecológica y brindar accesibilidad para caminar o andar en bicicleta, favoreciendo la recreación, los valores biofílicos y la identificación de las comunidades con los humedales. Por último, es de vital importancia incorporarlos como soluciones basadas en la naturaleza para la gestión de las aguas de lluvias y medidas de adaptación al cambio climático, más aún cuando es una zona lluviosa, frecuentemente afectada por inundaciones y anegamientos, y —por qué no— impulsar el concepto y diseño de «Ciudad esponja» (Ka Shun Chan et al., 2018). Por último, por medio de estos criterios es fundamental incorporar los humedales a la ciudad, tal cual es el mandato del ODS 11 para alcanzar ciudades más sostenibles, saludables y resilientes.

6. Agradecimientos

Efectos de urbanización y accesibilidad en los humedales urbanos del Área Metropolitana de Concepción (URBANCOST II) (2019-2022). FONDECYT 1190251.

7. Bibliografía

BARÓ, F.; PALOMO, I.; GRAZIA, Z.; VIZCAINO, P.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. (2016). «Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region». *Land Use Policy*, 57:405-417. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.006>.

CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES (2012). *El Anillo Verde Interior. Hacia una infraestructura verde urbana en Victoria-Gasteiz*. Documento de trabajo. En línea: <https://www.vitoria-gasteiz.org/ceac>

COELLO, E. (2017). *Percepción socio-espacial de los Servicios Ecosistémicos del Humedal Costero Rocuant-Andalién, Región del Biobío*. Tesis para optar al título de Geógrafo. Universidad de Concepción, 95 pp.

DARRAH, S.; SHENNAN-FARPÓN, Y.; LOH, J.; DAVIDSON, N.; FINLAYSON, C.; ROYAL, C.; GARDNER, M.; WALPOLE, M. (2019). «Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands». *Ecological Indicators*, 99:294-298. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032>

ISLA, F.; QUEZADA, J.; MARTÍNEZ, C.; FERNÁNDEZ, A.; JAQUE, E. (2012). «The evolution of the Bío Bío delta and the coastal plains of the Arauco Gulf, Bío Bío Region: the Holocene sea-level curve of Chile». *Journal of Coastal Research*, 28:102-111. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-10-00035.1>

KA SHUN CHAN, F.; GRIFFITHS, J.; HIGGITT, D.; XU, S.; ZHU, F.; TING TANG, Y.; XU, Y.; THORNE, C. (2018). «“Sponge City” in China — A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context». *Land Use Policy*, 76:772-778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.005>.

MARQUET, P. A.; ALTAMIRANO, A.; ARROYO, M. T. K.; FERNÁNDEZ, M.; GELCICH, S.; GÓRSKI, K.; HABIT, E.; LARA, A.; MAASS, A.; PAUCHARD, A.; PLISCOFF, P.; SAMANIEGO, H.; SMITH-RAMÍREZ, C. (eds.) (2019). *Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones*. Informe de la mesa de Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. En línea: <http://www.minciencia.gob.cl/>

MUÑOZ, J. C.; BARTON, J.; FRÍAS, D.; GODOY, A.; BUSTAMANTE GÓMEZ, W.; CORTÉS, S.; MUNIZAGA, M.; ROJAS, C.; WAGEMANN, E. (2019). *Ciudades y cambio climático en Chile: Recomendaciones desde la evidencia científica*. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. En línea: <http://www.minciencia.gob.cl/>

OECD (THE ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) (2013). *OECD Urban Policy Reviews. Chile 2013*. OECD Publishing. doi: 10.1787/9789264191808-en

PAUCHARD, A.; AGUAYO, M.; PEÑA, E.; URRUTIA, R. (2006). «Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast - growing metropolitan area (Concepción, Chile)». *Biological Conservation*, 127:272-281.

ROJAS, C.; PINO, J.; BASNOU, C.; VIVANCO, M. (2013a). «Assessing land use and cover changes in relation to geographic factors and urban planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). Implications for biodiversity conservation». *Applied Geography*, 39:93-103. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.12.007>

ROJAS, C.; PINO, J.; JAQUE, E. (2013b). «Strategic Environmental Assessment in Latin America: a methodological proposal for Urban Planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile)». *Land Use Policy*, 30:519-527. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.018>

ROJAS, C.; SEPÚLVEDA, E.; BARBOSA, O.; MARTÍNEZ, C.; ROJAS, O. (2015). «Patrones de Urbanización en la Biodiversidad de humedales urbanos en Concepción Metropolitana». *Revista de Geografía Norte Grande*, 61:181-204. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022015000200010>

ROJAS, C.; DE LA BARRERA, F.; ARÁNGUIZ, T.; PINO, J.; MUNIZAGA, J. (2017). «Efectos de la Urbanización en la Conectividad ecológica de paisajes metropolitanos». *Revista Universitaria de Geografía*. Vol. 26 (2):155-182. http://bibliotecadigital.uns.edu.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1852-42652017002200007&lng=es&nr m=iso

ROJAS, C.; MUNIZAGA, J.; ROJAS, O.; MARTÍNEZ, C.; PINO, J. (2019). «Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: lessons for sustainable land use planning». *Land Use Policy*, 80:47-56. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036>

ROJAS, C.; DÍAZ, S.; MUNIZAGA, J. (2020). *Urban Fabric patterns on urban wetland. Advances in Science, Technology & Innovation, Springer*. En fase de impresión.

ROJAS C., DÍAZ S., MUNIZAGA J. (2021) Urban Fabric Patterns on Urban Wetland. In: TRAPANI F., MOHAREB N., ROSSO F., KOLOKOTSA D., MARUTHAVEERAN S., GHONEEM M. (eds) *Advanced Studies in Efficient Environmental Design and City Planning. Advances in Science, Technology & Innovation (IEREK Interdisciplinary Series for Sustainable Development)*. Springer, Cham, 477-485. <https://doi.org/>

SENADO DE CHILE (2019). *Humedales Urbanos. Historia de una Ley pionera y ciudadana de protección ambien-*

tal: Alfonso De Urresti - Senado de Chile. Ediciones Universitarias de Valparaíso / Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, 68 pp. En línea: <https://www.bcn.cl/noticias/humedales-urbanos-libro-resena-la-tramitacion-de-la-ley-que-los-protege>

SEPÚLVEDA, E.; PARRA, L.; BENÍTEZ, H.; ROJAS, C. (2012). «Estados de naturalidad y heterogeneidad vegetal de humedales palustres y su efecto sobre la diversidad de Macrolepidoptera (Insecta: Lepidoptera)». *SHILAP Revista Lepidóptera*, 40 (158):155-170. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45524831004>

SMITH, P.; ROMERO, H. (2009). «Efectos del crecimiento urbano del Área Metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lengua». *Revista de Geografía Norte Grande*, 43:81-93. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022009000200005>

VILLAGRÁN, R.; AGUAYO, M.; PARRA, L.; GONZÁLEZ, A. (2006). «Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile». *Revista Chilena de Historia Natural*, 79:195-211. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2006000200006>

VAN VLIET, J. (2019). «Direct and indirect loss of natural area from urban expansion». *Nature Sustainability*, 2:755-763. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>

VILLAGRA, P.; ROJAS, C.; ALVES, S.; ROJAS, O. (2021). *Spatial interactions between perceived biophilic values and urbanization typologies in wetland areas*. Borrador no publicado.

APLICACIÓN DE UN MODELO INTEGRADO
DE METABOLISMO-PAISAJE PARA
LOS ANDES TROPICALES: EL CASO
DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE
METROPOLITANA DE CALI (COLOMBIA)

SUMARI

1. Introducción

2. Materiales y métodos

2.1. Estudio de caso

2.2. Enfoque conceptual

2.3. Diseño experimental y bases de datos

2.4. Evaluación socioecológica

2.5. Análisis estadísticos

3. Resultados

3.1. Escala local: Tipologías de sistemas agrarios

3.2. Escala de paisaje: tipologías ecopaisagísticas

3.3. Escala regional: evaluación metabólico-territorial

4. Discusión

4.1. Evaluación socioecológica de la infraestructura verde metropolitana

4.2. El modelo integrado metabolismo-paisaje del sistema agrario metropolitano

4.3. Implicaciones para la planificación territorial y las agendas políticas rurales

5. Conclusiones

6. Referencias

MARÍA JOSÉ LAROTA-AGUILERA^{1,2},
JOAN MARULL², ROJAS-ULTENGO³

¹CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

²Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona

³ Investigador independiente

APLICACIÓN DE UN MODELO INTEGRADO DE METABOLISMO-PAISAJE PARA LOS ANDES TROPICALES: EL CASO DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE METROPOLITANA DE CALI (COLOMBIA)

1. Introducción

El ritmo de crecimiento de la población mundial se ha asociado con dos de las causas más críticas del cambio socioecológico global: la urbanización y la expansión de tierras de cultivo, estableciendo una presión extraordinaria sobre el medio ambiente mediante la transformación de paisajes y ecosistemas, e impactando en la biodiversidad y amenazando procesos socioecológicos fundamentales para el mantenimiento humano (Cardinale et al., 2012; Tschardt et al., 2012). Por un lado, el desarrollo urbano disperso en áreas metropolitanas ha provocado la fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitats naturales y de servicios ecosistémicos, a la vez que ha reducido la capacidad del sistema socioecológico metropolitano para responder a los cambios globales (Antrop, 2004; Tratalos et al., 2007). Por otro lado, los cambios demográficos previstos aumentarán la demanda per cápita de alimentos, materias primas y energía, duplicando la extensión actual de tierra destinada a la agricultura (Lambin y Meyfroidt, 2011; Tilman et al., 2001).

A menudo establecidas en entornos rurales, las áreas metropolitanas son un ejemplo de esta problemática. Las metrópolis mantienen complejas interacciones urbano-rural y naturaleza-sociedad, enfrentando un doble desafío: satisfacer de manera sostenible la demanda de alimentos, energía y materiales para su población, y manteniendo, al mismo tiempo, la estructura y función ecológica de su territorio (Padró et al., 2020). El consenso global apunta hacia la construcción de metrópolis articuladas en una matriz territorial que proteja la naturaleza y los servicios ecosistémicos esenciales, fomente vínculos económicos, sociales y ambientales positivos entre áreas urbanas, periurbanas y rurales y fortalezca la planificación del desarrollo nacional y regional (UN, 2019). Sin embargo, hay una escasez de herramientas de planificación y evaluación del territorio que abarquen las diferentes dimensiones de estos sistemas socioecológicos (Pickett et al., 2001). Lo anterior demanda nuevos enfoques integradores para conceptualizar y comprender, desde una perspectiva sistémica, la compleja dinámica urbano-rural de las metrópolis (Giampietro et al., 2014).

Estas problemáticas son especialmente relevantes para América Latina, dado su predominante papel como proveedora mundial de alimentos y productos básicos (Infante-Amate et al., 2020). En particular, los Andes tropicales albergan la cuarta parte de las ciudades más grandes de América Latina y el 22% de su población metropolitana (United Nations, 2019), incluyendo algunos de los lugares más diversos del planeta, tanto cultural como biológicamente (Cincotta et al., 2000). Simultáneamente, tanto la cultura como la economía de estas áreas metropolitanas se han basado históricamente en actividades relacionadas con el mantenimiento de los medios de vida rurales, la producción de alimentos o la agroindustria, por lo que las actividades agrícolas son uno de los principales impulsores de transformaciones de la tierra (Lambin et al., 2003). Lo anterior se suma a una larga historia de debilidad institucional, agitación social y desigualdad, con implicaciones sobre la planificación territorial, permitiendo un crecimiento urbano desordenado, elevadas tasas de transformación de los ecosistemas y numerosos conflictos socioambientales (Temper et al., 2018). En consecuencia, existe una imperiosa necesidad de comprender la 'metropolización' en América Latina, lo que debería proporcionar criterios y métodos rigurosos que faciliten la aplicación políticas públicas que incluyan parámetros ecológicos (p.e., el funcionamiento del ecosistema o la provisión de servicios ecosistémicos) y sociales (p.e., la tenencia de la tierra o la soberanía alimentaria), posibilitando el tratamiento del territorio metropolitano como un sistema socioecológico.

Aunque la agricultura en los Andes tropicales ha experimentado una transición progresiva hacia sistemas de manejo más intensivos (Grau y Aide, 2008), la agricultura de pequeña escala y de baja intensidad siguen siendo el sistema de producción más común (Altieri y Toledo, 2011). En las últimas décadas, una de las discusiones socioambientales más críticas en América Latina ha sido la (in)sustentabilidad de los modelos de desarrollo agrícola implementados por políticas estatales neoliberales (Brannstrom, 2009; Liverman y Villas, 2006). Sin embargo, la contribución de los diferentes tipos de manejo de la agricultura tropical a la sostenibilidad metropolitana y regional y las conse-

cuencias socioecológicas de la intensificación agrícola aún no se comprenden completamente.

Por ejemplo, en Colombia el 31% de los ecosistemas han sufrido alguna transformación (principalmente páramos, bosque tropical seco y húmedo, sabanas, matorrales y humedales) (Higgins et al., 2017), siendo el desarrollo urbano y de infraestructuras, el agotamiento de los recursos hídricos y la demanda de tierras para la agroindustria los principales impulsores de estas transformaciones, con importantes impactos socioecológicos. Este artículo se propone estudiar la Región Metropolitana de Cali (RMC),¹ epicentro de diversas dinámicas interculturales, donde la agricultura constituye un pilar fundamental en la economía tradicional, la cultura local y los medios de vida. La dinámica socioeconómica de la RMC y el amplio margen para las transformaciones de tierras están imponiendo una alta presión sobre los ecosistemas naturales y otros recursos de la tierra, alimentando la desigualdad, la pobreza y una miríada de conflictos interculturales y ambientales que subyacen tras 50 años de guerra civil (Rincón-García y Machado, 2014).

En este contexto, el artículo postula que los paisajes bioculturales, característicos de la infraestructura verde de la RMC y configurados por una diversidad de sistemas agrícolas y ambientales que las comunidades indígenas, de campesinos y afrocolombianos han mantenido a lo largo de la historia, contribuyen de manera significativa a la funcionalidad ecológica de la región, garantizan la provisión de numerosos servicios ecosistémicos y deberían de ser la base para garantizar un futuro de progreso sostenible. Para ello, el presente artículo propone tres objetivos principales: i) caracterizar la diversidad de sistemas agrarios; ii) evaluar la expresión territorial de las diferentes perturbaciones antropogénicas relacionados con la agricultura y su relación con el funcionamiento ecológico del paisaje; y iii) explorar los principales factores que caracterizan los paisajes altamente transformados por la sociedad que existen en la región. Finalmente, discutimos las implicaciones socioecológicas de los diferentes sistemas agrarios en la RMC para una planificación de la infraestructura verde metropolitana más sostenible.

2. Materiales y métodos

2.1. Estudio de caso

Delimitamos la RMC en la sección sur de la cuenca alta del río Cauca, situada al suroeste de Colombia (900 a 5.200 m.s.n.m., Figura 1a). El promedio de precipitación anual oscila entre 1.500 y 800 mm (IDEAM, 2020). El área total de estudio es de 10.040 km² e incluye una disposición heterogénea de paisajes planos, laderas y montañas de bosques tropicales húmedos, montanos y secos, y ecosistemas clave como los páramos. Como unidad biogeográfica, esta cuenca alberga uno de los cinco enclaves de bosques secos tropicales en Colombia, pero también una elevada y persistente huella humana (Correa Ayram et al., 2020), convirtiéndose en uno de los ecosistemas más trans-

formados y amenazados del país.

En la actualidad, más de la mitad de la superficie de la cuenca alta del río Cauca está cubierta por tierras agrícolas, entre ellas mosaicos de cultivo (31,1%), pastos (13%) y plantaciones de caña de azúcar (19,2%), esta última cubriendo cerca del 90% de la superficie plana del valle (192.000 ha). La superficie restante se distribuye entre bosques y otras áreas naturales (32,5%) ubicados en las partes altas de las cordilleras Central y Occidental y zonas urbanas e industriales (2,4%) (Figura 1). A mediados del siglo XIX, la región inició una transición socioecológica (Fischer-Kowalski et al., 2009) desde una agricultura de base orgánica a una industrial, liderada por la implementación de plantaciones de caña de azúcar (Delgadillo-Vargas, 2014). Esta transición ha generado el desplazamiento de los sistemas agrícolas tradicionales hacia las laderas de la cuenca (Pérez-Rincón et al., 2011).

La RMC tiene una población total de 3.666.784 habitantes, de los cuales el 59% vive en el centro urbano de Cali (2.172.527 hab.), la segunda conurbación más grande de Colombia, el 23% vive en otros centros urbanos de la región (840.559 hab.) y el 18% restante vive en zonas rurales (653.698 hab.) (DANE, 2014). La RMC así definida comprende el sur del departamento del Valle del Cauca y el norte del departamento del Cauca. En la actualidad la RMC no se considera una entidad político-administrativa; no obstante, en los últimos 20 años se ha perfilado como región metropolitana, promovida por las relaciones urbano-rurales que en ella tienen lugar, como la consolidación de un sector agroindustrial, principalmente relacionado con la caña de azúcar, cuyo modelo agrícola y de negocio conecta a los municipios de la zona plana de la cuenca. Además de las dinámicas demográficas y el rápido crecimiento de la población urbana y periurbana, al ser la ciudad más grande del sur del país, Cali acoge a cientos de miles de refugiados internos (desplazados) que huyen de la violencia, las economías ilegales y la pobreza en las zonas rurales, en búsqueda de diferentes oportunidades económicas (Comisión Nacional Memoria Histórica, 2015; Martínez-Toro, 2005).

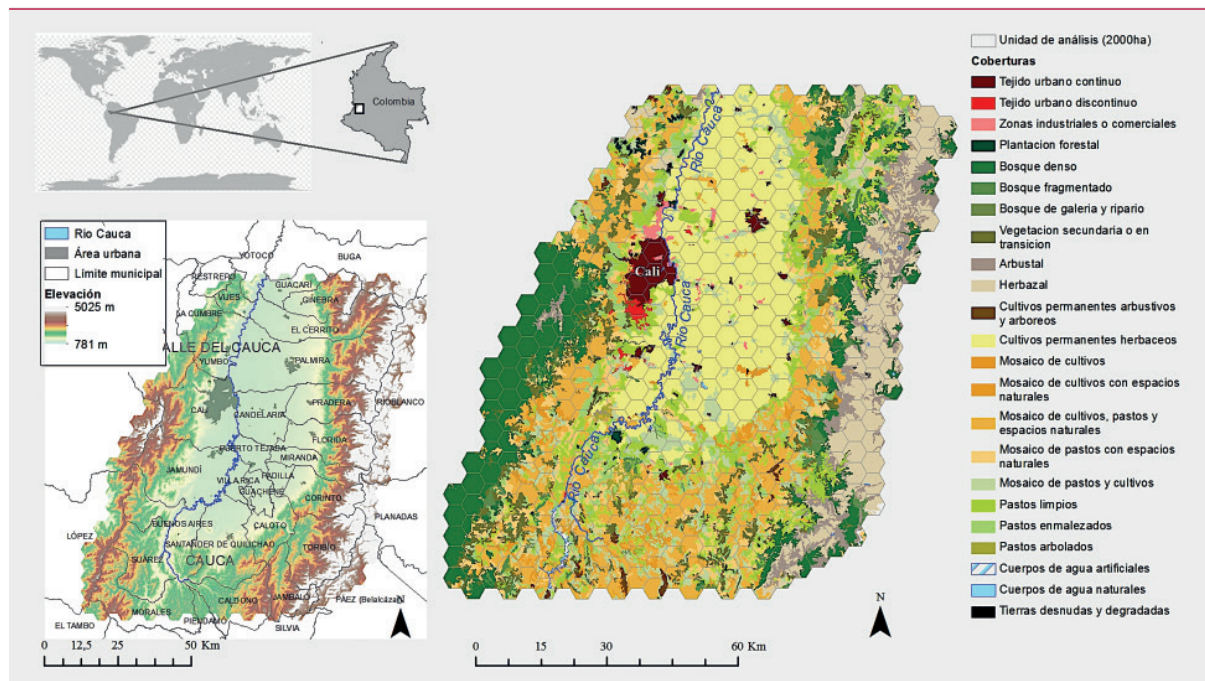
Estas dinámicas políticas, económicas y sociales han dado lugar a un desorganizado e improvisado crecimiento de la RMC, mostrando cómo los conflictos urbano-rurales trascienden los límites político-administrativos y demandan criterios y métodos integradores que contribuyan a las iniciativas de planificación regional estratégica del territorio entendido como sistema socioecológico.

2.2. Enfoque conceptual

Empleamos un enfoque metodológico que integra la ecología del paisaje con el metabolismo social, lo que permite una comprensión holística del sistema metropolitano, vinculando las implicaciones sociales, económicas y ecológicas de los cambios de uso del suelo en los Andes tropicales. Por un lado, adoptamos el modelo continuo de paisaje (Fischer y Lindenmayer, 2006) enfocado en la 'matriz territorial', definida como un sistema heterogéneo, dinámico y multiescalar, como resultado de la interrelación entre la matriz biofísica y la actividad antropogénica (Dupras et al., 2016; Marull y Mallarach, 2005). Por otro lado, aplicamos el análisis

¹ Guacarí, Ginebra, El Cerrito, Palmira, Candelaria, Pradera, Florida, Puerto Tejada, Miranda, Villa Rica, Guachené, Padilla, Corinto, Toribio, Jambaló, Caldono, Morales, Suárez, Buenos Aires, Santander de Quilichao, Caloto, Jamundí, Cali, Yumbo y Vijes.

Figura 1. Ubicación de la cuenca alta del río Cauca, límites administrativos y mapa de cubiertas del suelo de la Región Metropolitana de Cali.



Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de cubiertas del suelo, *Corine Land Cover Colombia* (IGAC, 2012), 1:100.000

de flujos biofísicos que proporciona la economía ecológica (Martínez-Alier et al., 1998) para medir el impacto de la ‘demanda’ agrícola en los ecosistemas y su sostenibilidad. Por ende, entendemos el paisaje como la expresión biofísica del metabolismo social (González de Molina y Toledo, 2014). La adopción de este enfoque metabólico-territorial resulta fundamental ya que, tradicionalmente, los estudios de sustentabilidad para áreas agrícolas han priorizado el crecimiento económico, externalizando cualquier conflicto e impacto socioambiental.

2.3. Diseño experimental y bases de datos

El modelo integrado metabolismo-paisaje utiliza tanto las tipologías metabólicas del sistema agrario georreferenciados a escala local como datos de cubiertas del suelo a escala de paisaje. Se analizan las encuestas censales georreferenciadas anónimas a nivel de Unidad Productiva Agropecuaria (UPA) del Tercer Censo Nacional Agropecuario de Colombia (CNA) (DANE, 2014), mediante la construcción de tipologías agrícolas definidas en términos de usos del suelo, vocación productiva, capacidad de rendimiento, características del establo ganadero, manejo tecnológico, estrategia de uso de recursos, demografía y etnia, así como la escala e intensidad de la producción. El tamaño de la muestra fue de 700.615 UPAs.

Para realizar el análisis a escala de paisaje, el área de estudio se dividió en 502 hexágonos de 20 km², cada uno considerado como unidad de análisis (Figura 1). Los datos de cubiertas del suelo para cada unidad de análisis se obtuvieron del mapa de cubiertas Corine Land Cover (CLC) adaptado para Colombia de los años 2010-2012. Los análisis se basan en el nivel 3 de la leyenda del IDEAM (2010), que incluyó 19 clases finales de cubiertas del suelo para realizar la evaluación de la estructura del paisaje (Tabla SM 1), y 9 clases de

hábitats (bosques, arbustos, pastizales, cultivos heterogéneos, caña de azúcar, pastos, cuerpos de agua y otros²) para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos.

2.4. Evaluación socioecológica

2.4.1. Métricas de ecología del paisaje

Las métricas propuestas describen, de forma complementaria, los patrones y procesos esenciales que definen la complejidad del paisaje (Dupras et al., 2016): LPI (*Largest Patch Index*) es el porcentaje de la unidad de análisis (hexágono) ocupada por el polígono más grande de una cubierta del suelo, por lo que mide la homogeneidad del paisaje. DP (*Patch Density*) es el número de polígonos de todas las cubiertas del suelo en cada unidad de análisis, por lo que mide el grado de resolución del paisaje. ED (*Edge Density*) es la suma de los perímetros de todos los polígonos de las cubiertas del suelo en cada unidad de análisis, por lo que mide la ecotonía del paisaje. H' (Índice de Shannon) es un indicador que calcula la diversidad específica de cubiertas del suelo, teniendo en cuenta el número de tipologías y el porcentaje de cada una de ellas en cada unidad de análisis, por lo que mide la heterogeneidad del paisaje. EMS (*Effective Mesh Size*) es un indicador que calcula la superficie efectiva de las cubiertas del suelo teniendo en cuenta las barreras antropogénicas a la conectividad —áreas urbanas e infraestructuras— para cada unidad de análisis, por lo que es una medida inversa de la fragmentación del paisaje (Jaeger, 2000). Finalmente, ECI (*Ecological Connectivity Index*) es un indicador que calcula la conectividad entre áreas núcleo, EFA (*Ecological Functional Areas*), a

² Cubiertas con menos de un 1% de representatividad en el área de estudio, afloramientos rocosos, zonas nivales y glaciales.

través de una matriz territorial conformada por cubiertas del suelo con diferente afinidad entre ellas y teniendo en cuenta las barreras antropogénicas a dicha conectividad —áreas urbanas e infraestructuras—, por lo que mide la conectividad ecopaisajística de una región determinada permitiendo asignar un valor a cada unidad de análisis (Marull et al., 2015; Pino y Marull, 2012). En síntesis, ECI se calcula a partir de un modelo de distancia de costes entre EFA a través de una matriz de impedancia formada por la afinidad entre cubiertas del suelo y el efecto de las barreras antropogénicas. Los valores de ECI se encuentran en un rango normalizado entre 0 y 10, reflejando 10 la conectividad ecológica más alta.

2.4.2. Métricas de metabolismo social

Para medir la perturbación ejercida por la sociedad en un determinado ecosistema se ha utilizado la métrica HANPP (*Human Appropriation of Net Primary Production*), como medida de la degradación de los ecosistemas (Haberl et al., 2004). HANPP considera la Producción Primaria Neta (NPP) como la cantidad de biomasa producida cada año por las plantas (Haberl et al., 2007), por lo que mide el grado en que los humanos modifican la disponibilidad de energía para otras especies de la cadena trófica a través del cambio de cubiertas del suelo y la producción de alimento, fibra y material para sociedad (Haberl et al., 2007; Krausmann et al., 2013). El cálculo de HANPP se realizó con datos del Censo Nacional Agropecuario (2014), considerando la información desagregada a nivel de finca. Para obtener HANPP para cada unidad de análisis (hexágono), el valor de HANPP específico para cada cubierta del suelo se multiplicó por un coeficiente w_i , que es la proporción (P) de la cubierta del suelo i en el hexágono j . HANPP se expresa en toneladas de carbono por hectárea.

2.4.3. Modelo integrado metabolismo-paisaje

El modelo IDC (*Intermediate Disturbance Complexity*) analiza la interacción entre la perturbación ejercida por la sociedad (HANPP) y la complejidad del paisaje (cubiertas del suelo heterogéneas y bien conectadas; por lo que se utilizan las métricas H' y ECI). Esta interacción metabolismo-paisaje se convierte en un mecanismo crucial para el mantenimiento de la biodiversidad (Loreau et al., 2003) y la provisión de servicios ecosistémicos a la sociedad (Tscharntke et al., 2005). El modelo IDC considera la integración tanto de la complejidad del paisaje (L) como de la perturbación antrópica (HANPP) para cada unidad de análisis (Marull et al., 2016b, 2016a)

$$IDC = L (1 - HANPP/100) \quad (1)$$

donde $L = (H' + ECI / 10) / 2$. La expresión $1 - HANPP$ representa la NPP que permanece en el sistema y está disponible para otras especies después de la apropiación humana.

2.5. Análisis estadísticos

2.5.1. Análisis de sistemas agrarios

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para reducir la dimensión de las 83 variables es-

tandarizadas del CNA (véase la sección 2.3) a factores explicativos del sistema agrario analizado. Los factores resultantes se utilizaron para realizar un Análisis Clúster (AC) con el propósito de determinar las tipologías agrarias más representativas del área de estudio. Se utilizó un algoritmo de agrupamiento aglomerativo jerárquico (método de Ward) para definir el número de k grupos (Kuivanen et al., 2016). Luego, se empleó un algoritmo de partición no jerárquico para refinar estos k -grupos y, finalmente, se realizó un análisis discriminante para comparar grupos de k -medias. De este modo se pudieron definir 5 tipologías de sistemas agrarios en la RMC.

2.5.2. Análisis socioecológico del paisaje

Basándose en las métricas propuestas para la evaluación socioecológica de la RMC (ver sección 2.4), se realizó un ACP para identificar los principales factores que caracterizan los paisajes del área de estudio. A continuación, se utilizó un Análisis Exploratorio de Factores (AEF) para visualizar la relación entre estos factores, las tipologías de sistemas agrarios y las cubiertas del suelo, considerando la distribución de cada cubierta y la frecuencia relativa de cada tipología por unidad de análisis (hexágono).

3. Resultados

Se presentan los resultados según tres escalas de análisis: i) escala local, donde se evalúa cada tipología de sistema agrario en relación con las diferentes formas de producción agrícola y patrones de uso del suelo; ii) escala de paisaje, donde se identifican los diferentes patrones de cubiertas del suelo y sus implicaciones socioecológicas; y, por último, iii) escala regional, donde se aplica el IDC para analizar la interacción sociedad-naturaleza en la RMC.

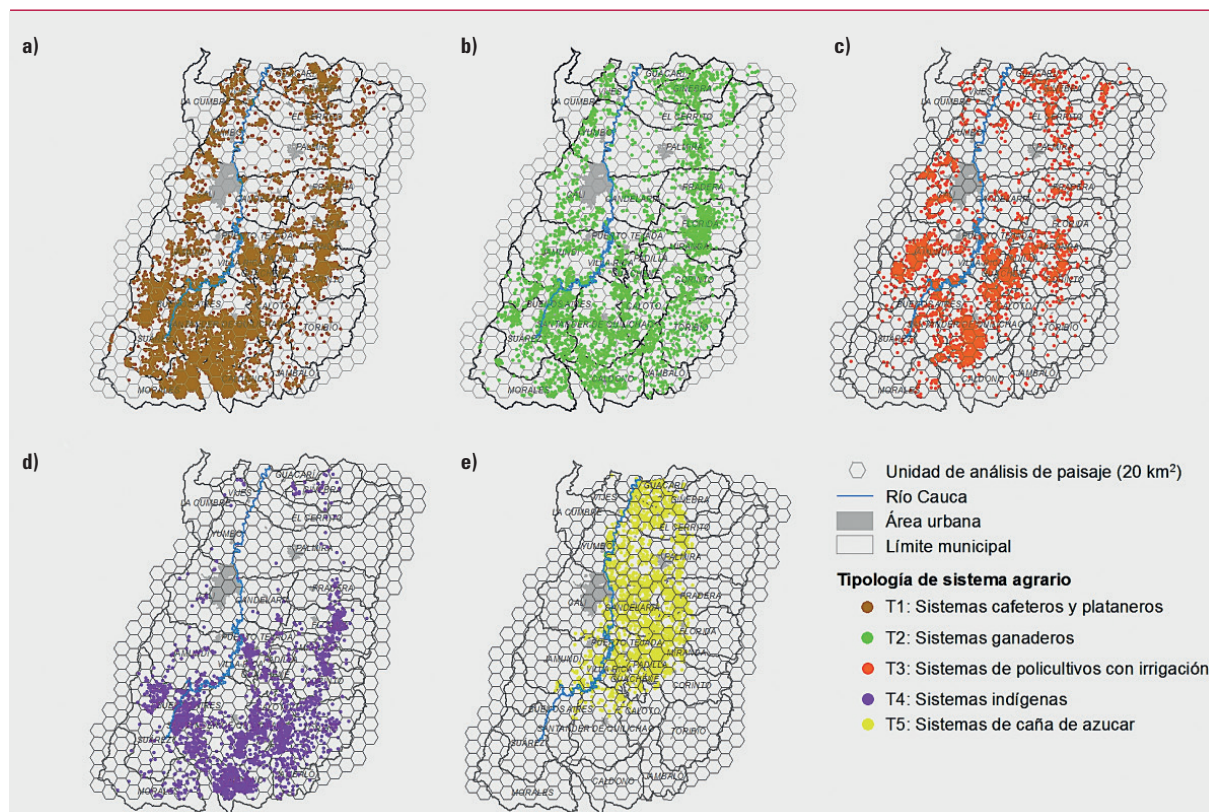
3.1. Escala local: Tipologías de sistemas agrarios

El análisis de sistemas agrarios dio lugar a cinco tipologías y dos grupos residuales. Las cinco tipologías presentan una distribución espacial consistente con la geografía, las elevaciones y las características socio-culturales de la RMC (Tabla 1 y Figura 2).

T1 es la tipología de sistema agrario más común (24% de las unidades agrícolas), caracterizada por «fincas tradicionales de café y plátano». Se distribuye ampliamente a lo largo de la RMC entre 1.000 y 1.800 metros sobre el nivel del mar (Figura 2a). Concentradas hacia la parte sur del valle (en Suárez, Buenos Aires, Santander de Quilichao y Caldoño), predominan las comunidades campesinas, indígenas y afro que practican la agricultura de subsistencia o de pequeña escala cuyo principal destino es el mercado local.

T2 son «explotaciones ganaderas» caracterizadas por pastos y la presencia de ganado vacuno (9,4% de las unidades agrícolas). Están ampliamente distribuidas en altitudes entre 900 y 2.300 m, aunque pueden estar presentes hasta 3.800 m (Figura 2b). T2 presenta parcelas más grandes, con extensiones de pastos relativamente más altas que otros sistemas agrarios. Están asociadas a la producción de leche y carne, constituyendo sistemas centrados en la alimentación animal.

Figura 2. Tipologías de sistemas agrarios en la Región Metropolitana de Cali



T3 representa «policultivos de regadío» de frutas y verduras y algunos monocultivos de arroz y piña (7,1% de las unidades agrícolas), presentes en toda la RMC, especialmente bajo los 1.500 m en los municipios de la sección meridional del valle (Santander de Quilichao, Guachené, Jamundí y Caloto), con la presencia de comunidades rurales afro y campesinas (Figura 2c).

T4 representa las «tierras indígenas» ubicadas en elevaciones medias (1.800-2.300 m), especialmente en la parte sureste del valle, en las afueras de la cordillera central de los Andes y en los municipios tradicionalmente indígenas, como Caldoño, Toribio, Corinto, Buenos Aires y Jambaló (Figura 2d) (18% de las unidades agrícolas). T4 no tiene cultivos particulares asociados; por lo tanto, la diversidad de cultivos es relativamente más alta que en las otras tipologías.

T5 caracteriza las «plantaciones de caña de azúcar» situadas en la llanura del valle, por debajo de 1.000 m (Figura 2e). Las parcelas en T5 son, en general, más grandes que en otras tipologías. La propiedad de la tierra corresponde a personas jurídicas y se asocia negativamente con las propiedades étnicas declaradas en el CNA. La producción se destina a la industria del azúcar y el etanol, y existe una asociación con el uso de fertilizantes químicos. Aunque T5 comprende el 5,1% de los sistemas agrarios, representa el 41% del área de cultivo CNA declarada para la RMC.

3.2 Escala de paisaje: tipologías ecopaisagísticas

El análisis socioecológico del paisaje permitió la distinción de tres grandes zonas características de la RMC (Figura 3). El primer tipo de zona (ZT1) es el área plana del valle (Figura 1), donde los paisajes se caracterizan por un LPI alto, debido al gran tamaño de las parcelas

(Figura 3a). Los grandes parches individuales de cobertura del suelo no urbana corresponden principalmente a monocultivos de caña de azúcar, que ocupan entre el 51% y el 100% de la superficie total de las unidades de análisis (hexágonos). En consecuencia, esta tipología de paisaje presenta menor cantidad de polígonos (PD) y menor ecotonía —o contraste entre cubiertas del suelo (ED) (Figura 3b y 3c). Por lo tanto, la heterogeneidad de paisaje (H') disminuye considerablemente (Figura 3e) a medida que la cobertura de caña de azúcar se vuelve predominante. Finalmente, EMS muestra un alto nivel de fragmentación, debido a la abundancia de centros urbanos e infraestructuras de transporte (Figura 3d). Las principales ciudades y centros rurales, así como los complejos industriales, se encuentran en ZT1.

El segundo tipo de zona (ZT2) se ubica en las estribaciones de los flancos occidental y sur de las cordilleras de los Andes y el área sur de la región de estudio. ZT2 se describe por medio de abundantes polígonos medianos (Figura 3a) que conforman un paisaje más denso (Figura 3b), así como más heterogéneo (Figura 3e). Estas áreas muestran niveles medios o bajos de fragmentación del paisaje (Figura 3d).

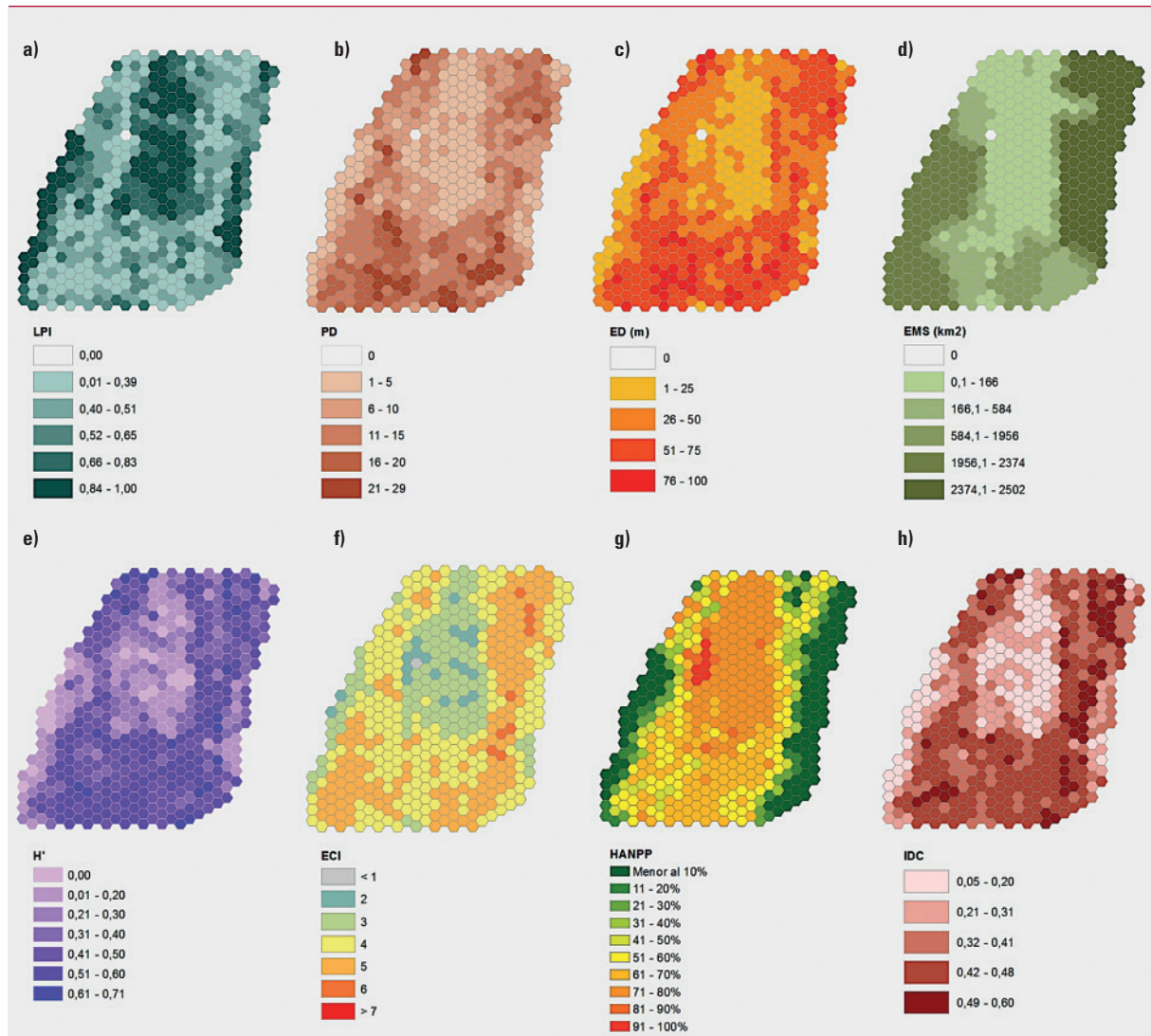
El tercer tipo de zona (ZT3) se encuentra en terrenos elevados tanto de la cordillera Central como de la Occidental, por encima de 2.800 m, donde las cubiertas del suelo asociadas a bosque primario, matorrales, pastizales y páramos son predominantes. ZT3 muestra amplias áreas naturales, con LPI y EMS más altos que otras zonas, por lo que las unidades de análisis están menos fragmentadas. Por lo tanto, la diversidad de cubiertas — H' (Figura 3e)— es relativamente baja en comparación con los mosaicos agrícolas de ZT2, pero similar a ZT1.

Tabla 1. Descripción de tipologías de sistemas agrarios en la Región Metropolitana de Cali.

Tipología	Breve descripción	Unidades muestreadas (%)	Superficie agrícola (%)	Tamaño medio de UPA (\pm DE ha)	Uso principal del suelo 1	Elevación (m.s.n.m.)	Demografía y tenencia de la tierra	Tipo agrícola	Destino del mercado
T1	Fincas tradicionales de café y plátano	24,4%	10%	2,76 \pm 4,9	Policultivos de café y plátano	940 - 3600	Comunidades campesinas, indígenas y afro	Agricultura de subsistencia o de pequeña escala	Local
T2	Explotaciones ganaderas	9,4%	7%	22,8 \pm 66,3	Pastos	940 - 3800	No especificado	Ganado vacuno para la producción de leche y carne	No especificado
T3	Policultivos de regadío	7,1%	29%	8,22 \pm 15,9	Policultivos (frutas, hortalizas) y monocultivos de arroz y pija	950 - 3800	Comunidades predominantemente afrocolombianas y campesinas Personas naturales Propiedades arrendadas	Policultivos de regadío	Agricultura de subsistencia, trueque y mercados locales
T4	Tierras indígenas	18,0%	6%	3,44 \pm 4,17	Ningún cultivo en particular asociado	950 - 3800	Comunidades indígenas	Policultivos	No especificado
T5	Plantaciones de caña de azúcar	5,1%	41%	37,5 \pm 54,7	Caña de azúcar	941 - 1510	No asociado con ninguna etnia Personas legales	Plantaciones especializadas, de alta intensidad y de caña de azúcar	Mercados nacionales e internacionales y mercados industriales
Residuos	N / A	36%	7%	4,6 \pm 10,7	N / A	939 - 4200	N / A	N / A	N / A

¹ Se refiere al uso predominante del suelo o cultivo informado.
UPA: Unidad de producción agrícola.

Figura 3. Evaluación socioecológica de la Región Metropolitana de Cali, mediante la aplicación de métricas de la ecología del paisaje y del metabolismo social: a) *Largest Patch Index* (LPI); b) *Polygon Density* (PD); c) *Edge Density* (ED); d) *Efective Mesh Size* (EMS); e) Índice de Shannon (H'); f) *Ecological Connectivity Index* (ECI); g) *Human Appropriation of Net Primary Production* (HANPP); h) El modelo metabolismo-paisaje (IDC).



En general, ECI (Figura 3f) indica una grave interrupción de la conectividad ecológica entre los flancos occidental y oriental del valle; esto sugiere que la composición de las cubiertas del suelo en ZT1 es crítica para el funcionamiento ecológico del paisaje en la RMC. La aparente interrupción de los procesos ecológicos se reduce hacia la parte sur de la zona de estudio, donde, aunque hay monocultivo de caña de azúcar, la presencia de mosaicos agrícolas y pastos asociados a bosque podrían estar contribuyendo a mejorar la conectividad ecológica. Los resultados muestran una asociación positiva entre mosaicos del paisaje y conectividad ecológica regional. Sin embargo, existe una alta asociación negativa entre el cultivo de caña de azúcar y el ICE.

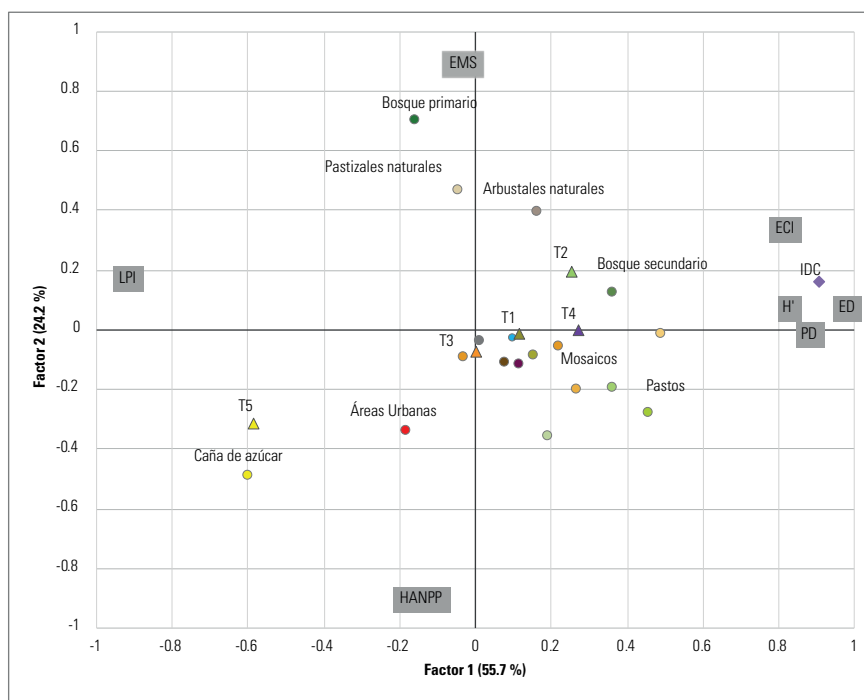
Finalmente, la apropiación de la producción primaria neta por la sociedad (HANPP) (Figura 3g) muestra que ZT3, que se caracteriza por un HANPP bajo (0-40%), se encuentra en ecosistemas montañosos de gran altitud, lo que implica una alta capacidad para mantener las cadenas tróficas asociadas a hábitats naturales. ZT2 presenta una franja de perturbación de apropiación intermedia (40-70%), característica de los paisa-

jes bioculturales. Finalmente, en ZT1, a medida que se extienden la urbanización y la agricultura intensiva, el HANPP aumenta gradualmente, alcanzando los valores más altos de la RMB (60-100%), lo que supone un importante impacto negativo para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados.

3.3. Escala regional: evaluación metabólico-territorial

Un Análisis Exploratorio de Factores (AEF) (Figura 4, Tabla 2 y Tabla SM 5) permitió una visualización más elocuente de los patrones espaciales descritos anteriormente, mediante la identificación de los dos factores socioecológicos principales que caracterizan la RMC (Tabla 2). El Factor 1 explica el 55,7% de la varianza y se asocia positivamente con H' , ED, PD y ECI, e está inversamente relacionado con LPI (Tabla 3). Por lo tanto, el Factor 1 estaría dando cuenta de las diferentes configuraciones estructurales y funcionales (la «complejidad del paisaje») de la RMC (Figura 4), donde los valores más altos estarían asociados con paisajes heterogéneos y bien conectados (p.e., mosaicos territoriales). El Factor 2 explica el 24,2% de la varianza y está relacionado posi-

Figura 4. Análisis Factorial Exploratorio (AFE).



Tipologías de sistemas agrarios

- ▲ T1: Fincas tradicionales de café y plátano
- ▲ T2: Explotaciones de ganado vacuno
- ▲ T3: Policultivos irrigados
- ▲ T4: Sistemas indígenas
- ▲ T5: Plantaciones de caña de azúcar

Cubiertas del suelo

- Bosque primario
- Bosque secundario
- Arbustal natural
- Pastizal natural
- Mosaico de pastos, cultivos y espacios naturales
- Mosaico de cultivos y espacios naturales

- Mosaico de cultivos
- Mosaico de pastos y espacios naturales
- Mosaico de pastos y cultivos
- Cultivos leñosos permanentes
- Pastos arbolados
- Pastos enmalezados

- Pastos limpios
- Caña de azúcar
- Cuerpos de agua
- Suelos desnudos
- Áreas urbanas

Nota: Las áreas sombreadas en gris representan las variables del Análisis de Componentes Principales (ACP): Largest Patch Index (LPI); Polygon Density (PD); Edge Density (ED); Effective Mesh Size (EMS); Shannon Index (H'); Ecological Connectivity Index (ECI); Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP); modelo integrado metabolismo-paisaje (IDC), romboide púrpura. Los círculos representan las diferentes cubiertas del suelo y los triángulos representan las tipologías del sistema agrario de la Región Metropolitana.

vamente con EMS y HANPP (Tabla 2), describiendo paisajes altamente transformados por la sociedad, donde los valores más altos estarían asociados a paisajes fragmentados (por áreas urbanas e infraestructuras) y con una gran apropiación de biomasa (Figura 4). El Factor 2 caracteriza a la RMC en términos de «perturbación antropogénica» al separar los paisajes «naturales y continuos» de los «antropogénicos y fragmentados». Los paisajes con valores altos de HANPP (p.e., agricultura intensiva) también están asociados con un LPI alto (p.e., ZT1: el área plana del valle, dominada por el cultivo de caña de azúcar) (Figura 3a y 3g), lo que sugiere una pérdida relativa de funcionalidad ecológica.

El Factor 1 («complejidad del paisaje») se puede predecir en un grado significativo ($R^2 = 0,76$; $p < 0,05$) por el porcentaje de cobertura de caña de azúcar, bosque primario, pastizales, mosaicos de pastos y áreas naturales, áreas urbanas, pastos enmalezados, cuerpos de agua y matorrales, de mayor a menor (ver Tabla SM 6B para valores de β y p). Por otro lado, las tipologías de sistemas agrarios tienen una menor capacidad predictiva del Factor 1, aunque aún significativa ($R^2 = 0,47$; $p < 0,05$). En este caso, T5 («plantaciones de caña de azúcar») son los predictores negativos más potentes de la funcionalidad ecológica del paisaje, mientras que T2 («explotaciones ganaderas»), T4 («tierras indígenas») y T1 («fincas tradicionales de café y plátano») se relacionan positivamente con la

funcionalidad ecológica del paisaje, de mayor a menor. T3 («policultivos de regadío») no mostró asociación significativa con el Factor 1 (Tabla SM 5A).

El modelo obtenido para evaluar la contribución de las diferentes cubiertas del suelo para el Factor 2 ($R^2 = 0,86$; $p < 0,05$) refleja que los paisajes «naturales y continuos», tales como los bosques primarios y secundarios, pastizales, matorrales y mosaicos, tienen la mayor capacidad predictiva del grado de «perturbación antropogénica» (Tabla SM 5B). Como muestran la Figura 4 y la Tabla SM 5, una asociación positiva con el Factor 2 refleja paisajes menos alterados por la sociedad. Todas las tipologías de sistemas agrarios contribuyen, como es de esperar, a la perturbación antropogénica, con T5 («plantaciones de caña de azúcar») teniendo el coeficiente significativo más alto y T2 («explotaciones ganaderas») el más bajo, aunque no es estadísticamente significativo (Tabla SM 5A).

4. Discusión

4.1 Evaluación socioecológica de la infraestructura verde metropolitana

Los resultados de este trabajo proveen evidencia empírica a las narrativas de la historia ambiental de la RMC (Delgado-Vargas y Valencia, 2020; Giraldo Díaz,

Tabla 2. Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando las variables y matriz de componentes rotados.

Análisis de Componentes Principales

Factor	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones al cuadrado de la extracción			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de varianza	% Acumulado	Total	% de la varianza	% Acumulado	Total	% de varianza	% Acumulado
1	3.905	55.786	55.786	3.905	55.786	55.786	3.867	55.238	55.238
2	1.700	24.283	80.069	1.700	24.283	80.069	1.738	24.831	80.069
3	.452	6.453	86.522						
4	.390	5.574	92.096						
5	.277	3.963	96.059						
6	.195	2.782	98.841						
7	.081	1,159	100.000						

Matriz de componentes rotados

Variable	Factor	
	1	2
LPI	-.870	.141
PD	.907	-.002
ED	.935	.048
EMS	.006	.889
ECI	.831	.328
H'	.848	.047
HANPP	-.056	-.904

Nota: Largest Patch Index (LPI); Polygon Density (PD); Edge Density (ED); Effective Mesh Size (EMS); Shannon Index (H'); Ecological Connectivity Index (ECI); Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP).

2014), donde los paisajes actuales reflejan la transición socioecológica de una agricultura tradicional de base orgánica a una agricultura industrial que comenzó en la primera mitad del siglo xx (Delgadillo-Vargas, 2014). Esta transición incluyó la conversión de pequeñas parcelas que practicaban una agricultura de baja intensidad y pastizales asociados a bosques (perturbación intermedia) en plantaciones intensivas de caña de azúcar a gran escala en la zona plana del valle, con el desplazamiento de la agricultura campesina tradicional hacia mayores elevaciones, ampliando la frontera agrícola. La consecuencia más evidente de esta transición es la homogeneización de la matriz agrícola, asociada a grandes explotaciones de caña de azúcar, y el abandono de los policultivos característicos de los paisajes bioculturales tradicionales, una tendencia que se observa en otros territorios agroindustriales tropicales (Shaver et al., 2015) y que afecta especialmente a las funciones y servicios que debería de ofrecer la infraestructura verde de la RMC.

Los análisis revelan que las áreas con cubiertas del suelo heterogéneas (p.e., paisajes de mosaico agro-silvo-pastoriles), mantenidas mediante perturbaciones antropogénicas intermedias, podrían ser compo-

nentes estructurales y funcionales muy importantes para la sostenibilidad de estos paisajes bioculturales (Figuras 1 y 3h). Este resultado es muy relevante, ya que estos paisajes bioculturales se encuentran actualmente atravesando una serie de drásticas transformaciones sociales y ecológicas, vinculadas a la intensificación agrícola, la expansión de la agroindustria y el crecimiento poblacional de la RMC. Las áreas de mosaico en la RMC tienen la característica de mantener el equilibrio entre el espacio dedicado a los cultivos, los pastos ganaderos y las zonas boscosas, aportando complejidad al paisaje, lo que permite la conservación de la biodiversidad (Brüning et al., 2018; Fahrig et al., 2011) y la prestación de servicios ecosistémicos. Desde una perspectiva socioecológica, la relación espacial que encontramos entre los mosaicos territoriales y los sistemas agrarios de las tipologías T1 («fincas tradicionales de café y plátano»), T2 («explotaciones ganaderas»), T3 («policultivos de regadío») y T4 («tierras indígenas») (Figura 2) sugiere que son diversos los metabolismos agrarios asociados con la agricultura desarrollada por comunidades campesinas, indígenas y afro, los han modelado los paisajes bioculturales de este valle interandino (Mapa SM1).

Son estos pequeños sistemas agrarios los que producen una gran diversidad de cultivos, donde predominan el café, el banano y la fruta, y por lo tanto desempeñan un papel fundamental en el sistema agroalimentario de la región metropolitana y del país. En consecuencia, la reducción de la agricultura tradicional, resultado de la implantación de esquemas de plantaciones industriales a gran escala, caracterizadas por monocultivos, como la caña de azúcar, tiene impactos muy negativos sobre los medios de vida locales, la seguridad alimentaria y la calidad ecológica del paisaje.

Por otro lado, la implantación de sistemas de producción ganaderos extensivos en Colombia ha puesto sobre la mesa el debate, muy controvertido, sobre la concentración de la propiedad de la tierra y los usos del suelo, además de los ampliamente revisados impactos ambientales de la ganadería extensiva a largo plazo (Havlík et al., 2013; Mottet et al., 2017). Según los resultados de este trabajo, los efectos de la ganadería sobre la pérdida de la calidad ecológica de la región son ambiguos. Existe una amenaza potencial por la presencia de ganado vacuno en zonas identificadas como pastos en límites con zonas de bosque de niebla y páramos, que de seguir expandiéndose por encima de los 3.000 m afectaría a áreas consideradas estratégicas para la sostenibilidad de fuentes hídricas que abastecen poblaciones y sistemas de riego para la producción agrícola de la RMC. Sin embargo, las cubiertas de pastizales arbolados parecen jugar en este estudio un papel relevante en el mantenimiento del mosaico del paisaje biocultural. Esta tendencia podría deberse en parte a la presencia de cercas vivas y árboles dispersos en estas cubiertas terrestres, lo que podría mejorar algunos componentes de la biodiversidad en los paisajes agrícolas (Leon y Harvey, 2006).

Por último, la presencia de cubiertas naturales, incluyendo los bosques primarios, matorrales, pastizales y los hábitats de alta montaña, que se encuentran por encima de los 3.000 m de altitud, alberga ecosistemas clave, como páramos y bosque alto andino, no solo valiosos por su alta biodiversidad, sino por ser además una importante fuente de agua para la RMC; si bien en la actualidad son amenazados por actividades agrícolas como el sobrepastoreo, cultivos de altura (papa) y el extractivismo (p.e., minería de oro), además del conocido calentamiento global. El análisis de la infraestructura verde de la RMC muestra también la preocupante pérdida de conectividad ecológica a escala de cuenca hidrográfica y la amenazante presión de la intensificación y expansión de la agricultura industrial, un proceso que homogeneiza la matriz territorial, obstaculizando la sostenibilidad territorial de la RMC.

4.2 El modelo integrado metabolismo-paisaje del sistema agrario metropolitano

Los resultados de este trabajo confirman la forma en que la homogeneización de los paisajes, consecuencia de la implementación del modelo agroindustrial sobre el valle geográfico del río Cauca, ha conseguido romper la funcionalidad ecológica de la región de forma abrupta. Estos resultados nos invitan a pensar en la sostenibilidad de la RMC y su sistema alimentario en particular. Específicamente, la alta apropiación de biomasa (HANPP) debido a monocultivos de alta intensidad, sumada a otras externalidades ambientales

negativas (como la contaminación del sistema hídrico o el empobrecimiento de suelos fértiles), pueden ser inasumibles desde el punto de vista social y ambiental si las comparamos con las ventajas económicas declaradas por esta agroindustria, y merecen ser reevaluadas en el futuro. Igualmente, se debe considerar la contribución que las diferentes tipologías agrarias ejercen en la RMC, basadas en niveles de perturbación intermedia del territorio, y que contribuyen ampliamente a la producción local de alimentos no solo para la región metropolitana sino también para una gran parte de la población colombiana (T1, T3 y T4), en contraste con la contribución del monocultivo cañero.

Los análisis realizados muestran cómo las diferentes tipologías de sistemas agrarios en la RMC impactan sobre los niveles de extracción de biomasa a escala del paisaje, lo que repercute en la conservación de los procesos ecológicos y la biodiversidad, proporcionando un apoyo potencial muy valioso para la planificación territorial. Con este nuevo modelo integrado de metabolismo y paisaje, se contribuye a evidenciar los efectos beneficiosos de las perturbaciones intermedias para preservar/recuperar los paisajes bioculturales en mosaico (*land sharing*) (Cardinale et al., 2012; Fischer et al., 2014; Perfecto et al., 2003) como herramienta estratégica imprescindible para contribuir a la sostenibilidad territorial.

El modelo metabolismo-paisaje (IDC) para evaluar la sostenibilidad territorial de la RMC sugiere que los procesos de industrialización y de intensificación agrícola asociados con la producción de la caña de azúcar contribuyen a la pérdida de funcionalidad ecológica del paisaje como resultado de un mayor grado de perturbación antropogénica asociado a un menor grado de complejidad paisajística (Marull et al., 2018 y 2015).

4.3 Implicaciones para la planificación territorial y las agendas políticas rurales

El presente trabajo avala la hipótesis de que los paisajes bioculturales de la RMC son, en efecto, configurados por diversas tipologías agrarias, donde existe una presencia predominante de comunidades y sistemas productivos campesinos, indígenas y afrodescendientes. Los resultantes mosaicos agro-silvo-pastoriles, producto estos sistemas agrarios tradicionales, contribuyen a la funcionalidad ecológica de este paisaje interandino rural y metropolitano, fomentando la conectividad ecológica regional y la heterogeneidad de hábitats. Sin embargo, las transformaciones severas en los flujos biofísicos y la funcionalidad ecológica asociada a los paisajes de la RMC, desencadenadas por la agroindustria de la caña de azúcar, sugieren que, de continuar, empeorarán todavía más la ruptura de las relaciones de intercambio de energía, agua, materia e información entre las diversas partes que conforman los paisajes bioculturales de la RMC, amenazando su sostenibilidad a largo plazo, así como también los recursos naturales y servicios ecosistémicos que proveen las áreas de bosque alto-andino y zonas de páramo.

Ambos resultados apoyan los planteamientos que suscriben tanto la importancia de conservar los hábitats naturales que todavía existen en la RMC (*land-sparing*), como también la de preservar los mosaicos

territoriales característicos de los paisajes bioculturales (*land-sharing*) mantenidos por sistemas agrarios tradicionales. Combinar las dos estrategias (*land-sparing* y *land-sharing*) es fundamental para la sostenibilidad territorial en los Andes tropicales, especialmente en regiones metropolitanas, aliviando potencialmente la pobreza rural, y mejorando la seguridad alimentaria, la heterogeneidad del paisaje, la diversidad de cultivos y la conservación biológica (Dahlquist et al., 2007; Perfecto y Vandermeer, 2008).

Por otro lado, la identificación sugerida sobre los tres tipos principales de zonas (ZT) que caracterizan los paisajes de la RMC apunta a la importancia de adoptar un enfoque de planificación territorial regional metropolitano en lugar de uno local (p.e., los Planes de Ordenamiento Territorial municipales). También se destaca la utilidad de considerar esta región como un sistema socioecológico, lo que en términos administrativos significaría establecer la Región Metropolitana de Cali. Esto procuraría un uso ordenado, justo y sostenible del territorio en el que los diversos actores interactúan y se articulan, contribuyendo así a la gestión de conflictos territoriales, interculturales y ambientales (Duarte, 2015; Hurtado-Bermúdez et al., 2020; Marull et al., 2017; Vélez-Torres et al., 2019).

Aunque algunos sistemas de producción ganadera son pastos abiertos utilizados exclusivamente para el pastoreo y la cría de ganado, otros, como en el caso de los pastos enarbolados, podrían estar contribuyendo a la estructura ecológica funcional de la RMC y sus mosaicos agro-silvo-pastoriles (Marull et al., 2017). Ante esta realidad, se propone generar estrategias institucionales y comunitarias que permitan limitar la expansión de la frontera agrícola en ecosistemas vitales y restaurar los paisajes intervenidos con sistemas silvo-pastoriles que garanticen la sustentabilidad del territorio. De igual forma, se recomienda habilitar corredores biológicos y definir la franja paralela a los cauces de ríos que permitan su recuperación y conservación en la zona plana del valle geográfico del río Cauca.

Por último, nuestro enfoque puede complementar los debates sobre desarrollo regional para promover procesos de democratización de la tierra (Rosset y Martínez-Torres, 2012). Este es un aspecto clave, ya que, en Colombia la tierra —además de estar caracterizada por algunos de los lugares más biodiversos del planeta— también (o quizás por ello) ha jugado un papel social y político crítico en la dinámica de uso y tenencia, llevando a una alta desigualdad (Gini de la propiedad rural = 0,89) y a su uso como instrumento de control, lo que ha contribuido a una prolongada guerra civil (Fajardo, 2015; Suarez et al., 2018).

El enfoque expuesto permite integrar las diferentes visiones que pueden tener los diversos actores territoriales en un marco socioecológico común, convocando a comunidades campesinas, indígenas y afro, empresarios y políticos, así como ciudadanía interesada, a ejercicios de diálogo intercultural, con estrategias de gobernanza democrática y de planificación territorial regional que, a medio plazo, darán lineamientos para la planificación municipal (p.e., POTs, EOTs y planes de vida y territoriales de las comunidades indígenas, afrodescendientes y campesinas).

5. Conclusiones

Este trabajo propone un modelo integrado metabolismo-paisaje para evaluar los paisajes bioculturales de los Andes tropicales, configurados por sistemas agrarios tradicionales indígenas, campesinos y afro, y analiza de qué manera pueden contribuir a la funcionalidad ecológica y la prestación de servicios esenciales para la sociedad que ofrece la infraestructura verde de la Región Metropolitana de Cali (RMC). Los resultados obtenidos sugieren que los sistemas agroforestales y agro-silvo-pastoriles son fundamentales para la conservación de los procesos ecológicos de la biodiversidad de la RMC, juntamente con la conservación de hábitats naturales. Esta evaluación del metabolismo del paisaje ofrece una oportunidad para enriquecer la formulación de políticas de usos del suelo intersectoriales para regiones biológica y culturalmente diversas, como es la RMC. Dada la confluencia de la agenda colombiana de implementación del posconflicto, la crisis global de (in)sostenibilidad y los objetivos de desarrollo de la ONU, existe la necesidad de llevar los paisajes bioculturales a un diálogo interdisciplinario más amplio y evaluar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas actuales, y la viabilidad política y la deseabilidad social de estos. Este enfoque metabólico-territorial permite comprender mejor y anticipar los retos y oportunidades de las transformaciones del paisaje, tanto sociales como ecológicas, que enfrenta la región con una visión de largo plazo y con acciones específicas que se puedan desarrollar desde los planes de desarrollo local y regional, entendiendo el territorio como un sistema socioecológico complejo que requiere de una gobernanza democrática y transversal.

6. Referencias

- ALTIERI, M. A.; TOLEDO, V. M. (2011). «The agroecological revolution in Latin America: Rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants». *Journal of Peasant Studies*, 38:587-612. <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- ANTROP, M. (2004). «Landscape change and the urbanization process in Europe». *Landscape and Urban Planning*, 67:9-26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- BRANNSTROM, C. (2009). «South America's neoliberal agricultural frontiers: Places of environmental sacrifice or conservation opportunity?». *Ambio*, 38:141-149. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.3.141>
- BRÜNING, L. Z.; KRIEGER, M.; MENESES-PELAYO, E.; EISENHÄUER, N.; RAMIREZ PINILLA, M. P.; REU, B.; ERNST, R. (2018). «Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 264:15-23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.011>
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZÁLEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACÉ, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S. (2012). «Biodiversity loss and its impact on humanity». *Nature*, 486:59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

- CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. (2000). «Human population in the biodiversity hotspots». *Nature*, 404:990-992.
- COMISIÓN NACIONAL MEMORIA HISTÓRICA (2015). Una nación desplazada: informe nacional del desplazamiento forzado en Colombia. Centro Nacional de Memoria Histórica.
- CORREA AYRAM, C. A.; ETTER, A.; DÍAZ-TIMOTÉ, J.; RODRÍGUEZ BURITICÁ, S.; RAMÍREZ, W.; CORZO, G. (2020). «Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems». *Ecological Indicators*, 117:1-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- DAHLQUIST, R. M.; WHELAN, M. P.; WINOWIECKI, L.; POLLIDORO, B.; CANDELA, S.; HARVEY, C. A.; WULFHORST, J. D.; MCDANIEL, P. A.; BOSQUE-PÉREZ, N. A. (2007). «Incorporating livelihoods in biodiversity conservation: A case study of cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica». *Biodiversity and Conservation*, 16:2311-2333. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9192-4>
- DANE (2014). *Tercer Censo Nacional Agropecuario*. Bogotá, D.C.
- DELGADILLO-VARGAS, O. (2014). *La caña de azúcar en la historia ambiental del valle geográfico del río Cauca*. Pontificia Universidad Javeriana.
- DELGADILLO-VARGAS, O.; VALENCIA, V. H. (2020). «The Chardon mission and agricultural modernization in the Cauca River Valley of Colombia». *Historia Agraria*, 145-175.
- DUARTE, C. (2015). *Desencuentros territoriales*. Instituto Colombiano de Antropología e Historia (ICANH).
- DUPRAS, J.; MARULL, J.; PARCERISAS, L.; COLL, F.; GONZÁLEZ, A.; GIRARD, M.; TELLO, E.; GONZALEZ, A. (2016). «The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region». *Environmental Science and Policy*, 58:61-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. (2011). «Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes». *Ecology Letters*, 14:101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- FAJARDO, D. (2015). *Estudio sobre los orígenes del conflicto social armado, razones de su persistencia y sus efectos más profundos en la sociedad colombiana*.
- FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; VON WEHRDEN, H. (2014). «Land sparing versus land sharing: Moving forward». *Conservation Letters*, 7: 149-157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. L. (2006). «Beyond fragmentation: The continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes». *Oikos*, 112:473-480. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14148.x>
- FISCHER-KOWALSKI, M.; ROTMANS, J. (2009). «Conceptualizing, Observing, and Influencing Social-Ecological Transitions». *Ecology and Society*, 14(2):3.
- GIAMPIETRO, M.; ASPINALL, R. J.; RAMOS-MARTÍN, J.; BUKKENS, S. G. F. (2014). *Resource accounting for sustainability assessment: the nexus between energy, food, water and land use*. Routledge.
- GIRALDO DÍAZ, R. (2014). «Reconfiguración del paisaje y agroecología en el Valle del Cauca, 1850-2010». *Luna Azul*, 38:252-273.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; TOLEDO, V. M. (2014). *The Social Metabolism A Socio-Ecological Theory of Historical Change*. Routledge Handbook of Ecological Economics. <https://doi.org/10.4324/9781315679747-14>
- GRAU, H. R.; AIDE, M. (2008). «Globalization and land-use transitions in Latin America». *Ecology and Society*, 13. <https://doi.org/10.5751/ES-02559-130216>
- HABERL, H.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; GAUBE, V.; BONDEAU, A.; PLUTZAR, C.; GINGRICH, S.; LUCHT, W.; FISCHER-KOWALSKI, M. (2007). «Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104:12942-12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- HABERL, H.; SCHULZ, N. B.; PLUTZAR, C.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; MOSER, D.; SAUBERER, N.; WEISZ, H.; ZECHMEISTER, H. G.; ZULKA, P. (2004). «Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102:213-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.07.004>
- HAVLÍK, P.; VALIN, H.; MOSNIER, A.; OBERSTEINER, M.; BAKER, J. S.; HERRERO, M.; RUFINO, M. C.; SCHMID, E. (2013). «Crop productivity and the global livestock sector: Implications for land use change and greenhouse gas emissions». *American Journal of Agricultural Economics*, 95:442-448.
- HIGGINS, M. L.; NARANJO, L. G.; GÓMEZ, A.; CORREA, P. (2017). *Living Colombia: A megadiverse country facing the future 2017 Report*. Cali.
- HURTADO-BERMÚDEZ, L. J.; VÉLEZ-TORRES, I.; MÉNDEZ, F. (2020). «No land for food: prevalence of food insecurity in ethnic communities enclosed by sugarcane monocrop in Colombia». *International Journal of Public Health*, 65:1087-1096. <https://doi.org/10.1007/s00038-020-01421-3>
- IDEAM (2020). MAPAS [WWW Document]. *Atlas climático de Colombia*. URL: <http://www.ideam.gov.co/>
- IDEAM (2010). *Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá, D.C.
- INFANTE-AMATE, J.; URREGO-MESA, A.; TELLO, E. (2020). «Las venas abiertas de América Latina en la era del

antropoceno: un estudio biofísico del comercio exterior (1900-2016)». *Diálogos Revista Electrónica de Historia*, 21:177-214. <https://doi.org/10.15517/dre.v21i2.39736>

JAEGER, J. A. G. (2000). «Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation». *Landscape Ecology*, 15:115-130.

KRAUSMANN, F.; ERB, K.-H.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; BONDEAU, A.; GAUBE, V.; LAUK, C.; PLUTZAR, C.; SEARCHINGER, T. D. (2013). «Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110:10324-10329.

KUIVANEN, K.S.; MICHALSHECK, M.; DESCHEEMAER, K.; ADJEI-NSIAH, S.; MELLON-BEDI, S.; GROOT, J. C. J.; ALVAREZ, S. (2016). «A comparison of statistical and participatory clustering of smallholder farming systems - A case study in Northern Ghana». *Journal of Rural Studies*, 45:184-198. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.03.015>

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPELERS, E. (2003). «Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions». *Annual Review of Environment and Resources*, 28:205-241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. (2011). «Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108:3465-3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>

LEON, M. C.; HARVEY, C. A. (2006). «Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape». *Agroforestry Systems*, 68:15.

LIVERMAN, D. M.; VILAS, S. (2006). «Neoliberalism and the environment in Latin America». *Annual Review of Environment and Resources*, 31:327-363. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.102403.140729>

LOREAU, M.; MOUQUET, N.; GONZALEZ, A. (2003). «Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100:12765-12770. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235465100>

MARTÍNEZ-ALIER, J.; MUNDA, G.; O'NEILL, J. (1998). «Weak comparability of values as a foundation for ecological economics». *Ecological Economics*, 26:277-286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00120-1)

MARTÍNEZ-TORO, P. (2005). *La integración subregional y la caracterización funcional, morfológica del fenómeno de metropolización del área de influencia metropolitana de Cali*, pp. 1-20.

MARULL, J.; DELGADILLO-VARGAS, O.; CATTANEO, C.; LA-ROTA-AGUILERA, M. J.; KRAUSMANN, F. (2017). «Socioecological transition in the Cauca river valley, Colombia (1943-2010): towards an energy – landscape integrated analysis». *Regional Environmental Change*, 18:1073-1087. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1128-2>

MARULL, J.; FONT, C.; PADRÓ, R.; TELLO, E.; PANAZZOLO, A. (2016a). «Energy–Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agroecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000)». *Ecological Indicators*, 66:30-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.015>

MARULL, J.; FONT, C.; TELLO, E.; FULLANA, N.; DOMENE, E.; PONS, M.; GALÁN, E. (2016b). «Towards an energy–landscape integrated analysis? Exploring the links between socio-metabolic disturbance and landscape ecology performance (Mallorca, Spain, 1956-2011)». *Landscape Ecology*, 31:317-336. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0245-x>

MARULL, J.; MALLARACH, J. M. (2005). «A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area». *Landscape and Urban Planning*, 71:243-262. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.007>

MARULL, J.; TELLO, E.; BAGARIA, G.; FONT, X.; CATTANEO, C.; PINO, J. (2018). «Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate». *Science of the Total Environment*, 619-620:1272-1285. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.196>

MARULL, J.; TELLO, E.; FULLANA, N.; MURRAY, I.; JOVER, G.; FONT, C.; COLL, F.; DOMENE, E.; LEONI, V.; DECOLLI, T. (2015). «Long-term bio-cultural heritage: exploring the intermediate disturbance hypothesis in agro-ecological landscapes (Mallorca, c. 1850-2012)». *Biodiversity and Conservation*, 24:3217-3251. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0955-z>

MOTTET, A.; DE HAAN, C.; FALCUCCI, A.; TEMPIO, G.; OPIO, C.; GERBER, P. (2017). «Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate». *Global Food Security*, 14:1-8.

PADRÓ, R.; LA-ROTA-AGUILERA, M. J.; GIOCOLI, A.; CIRERA, J.; COLL, F. (2020). «Landscape and Urban Planning Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Socioecological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona». *Landscape and Urban Planning*, 203:103905. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103905>

PÉREZ-RINCÓN, M. A.; PEÑA, M. R.; ALVAREZ, P. (2011). «Agro-industria cañera y uso del agua: Análisis crítico en el contexto de la política de agrocombustibles en Colombia». *Ambiente e Sociedade*, 14:153-178. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2011000200011>

PERFECTO, I.; MAS, A.; DIETSCH, T.; VANDERMEER, J. (2003). «Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: A tri-taxa comparison in southern Mexico». *Biodiversity and Conservation*, 12:1239-1252. <https://doi.org/10.1023/A:1023039921916>

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. (2008). «Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm». *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134:173-200. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>

- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; COSTANZA, R. (2001). «Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas». *Annual Review of Ecology and Systematics*.
- PINO, J.; MARULL, J. (2012). «Ecological networks: Are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain)». *Land Use Policy*, 29:684-690. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.11.004>
- RINCÓN-GARCÍA, J. J.; MACHADO, A. (2014). «Patrones» y campesinos: tierra, poder y violencia en el Valle del Cauca (1960-2012). Centro Nacional de Memoria Histórica.
- ROSSET, P. M.; MARTÍNEZ-TORRES, M. E. (2012). «Rural social movements and agroecology: Context, theory, and process». *Ecology and Society*, 17. <https://doi.org/10.5751/ES-05000-170317>
- SHAVER, I.; CHAIN-GUADARRAMA, A.; CLEARY, K. A.; SANFIORENZO, A.; FINEGAN, B.; HORMEL, L.; SIBELET, N.; SANTIAGO-GARCI, R. J.; DECLERCK, F.; FAGAN, M. E.; VIERLING, L. A.; BOSQUE-PE, N. A.; WAITS, L. P. (2015). «Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions». *Global Environment Change*, 32:74-86. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.006>
- SUAREZ, A.; ÁRIAS-ARÉVALO, P. A.; MARTÍNEZ-MERA, E. (2018). «Environmental sustainability in post-conflict countries: insights for rural Colombia». *Environment, Development and Sustainability*, 20:997-1015. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9925-9>
- TEMPER, L.; DEMARIA, F.; SCHEIDEL, A.; DEL BENE, D.; MARTÍNEZ-ALIER, J. (2018). «The Global Environmental Justice Atlas (EJAtlas): ecological distribution conflicts as forces for sustainability». *Sustainability Science*, 13:573-584. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0563-4>
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. (2001). «Forecasting agriculturally driven global environmental change». *Science*, 292:281-284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- TRATALOS, J.; FULLER, R. A.; WARREN, P. H.; DAVIES, R. G.; GASTON, K. J. (2007). «Urban form, biodiversity potential and ecosystem services». *Landscape and Urban Planning*, 83:308-317.
- TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. (2012). «Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification». *Biological Conservation*, 151:53-59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, I.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. (2005). «Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management». *Ecological Letters*, 8:857-874.
- UN (2019). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. United Nations publication issued by the Department of Economic and Social Affairs. <https://doi.org/10.18356/55eb9109-en>
- UNITED NATIONS (2019). *World Population Prospects 2019*. Department of Economic and Social Affairs.
- VÉLEZ-TORRES, I.; VARELA, D.; COBO-MEDINA, V.; HURTADO, D. (2019). «Beyond property: Rural politics and land-use change in the Colombian sugarcane landscape». *Journal of Agrarian Change*, 19:690-710. <https://doi.org/10.1111/joac.12332>

USING WATER YIELD ECOSYSTEM
SERVICES TO ASSESS WATER SCARCITY IN
A METROPOLITAN ARID ENVIRONMENT IN
QAZVIN REGION (IRAN)

SUMARI

Introduction

Material and Methods

Study site

Data collection

Method

'Continuing the Current Situation' Scenario (CCSS)

'Land-use Planning' Scenario (LPS)

Mapping Water yield ecosystem services (WYES)

Result and discussion

Land Use Land Cover (LULC) modelling

Water Yield Ecosystem Services (WYES) modelling

Conclusion

Reference

USING WATER YIELD ECOSYSTEM SERVICES TO ASSESS WATER SCARCITY IN A METROPOLITAN ARID ENVIRONMENT IN QAZVIN REGION (IRAN)

Introduction

Ecosystem service management in metropolitan green infrastructures requires, on one hand, knowledge of dynamic patterns of information and of the status of current services (Darvishi et al., 2021a), and, on the other, an understanding of the tradeoff between different ecosystem services (Fisher et al, 2009; Nelson et al., 2009; Redhead et al 2013; Darvishi et al., 2021b). Green infrastructures in both their natural and human-made forms provide ecosystem services that support sustainable development (Darvishi et al. 2020a). Water yield ecosystem services (WYES) are one of the most important of all natural resources and play an essential role in agriculture, industry, energy generation and social and ecological functioning (Troy & Wilson 2006).

WYES is a calculation of the relative precipitation of water produced by different components of the landscape and provides an insight into how different ecological patterns affect water yield and its spatial distribution (Troy & Wilson 2006; Sharp et al., 2014). Water yield is defined as the total water discharge minus storage and evapotranspiration losses (Tallis et al., 2011; Leh et al., 2013). The quantity and quality of water availability plays a critical role in socio-economic development – including sustainable development in social and ecological systems – and is particularly important in metropolitan areas having to face up to water shortages (Lang et al, 2017). Physical water scarcity is caused by a lack of natural water resources, while social water scarcity arises in the event of an unbalanced industrial, agricultural and residential distribution of this resource (Yuan et al 2019).

Broad agreement exists regarding the significance of integrating the concept of scarcity into water management strategies and decision-making. The mapping of ecosystem services is essential if we are to understand how ecosystems participate in social well-being and as a support for policies that influence ecological structure and functioning (Darvishi et al., 2014). Several previous studies have focused on mapping WYES (Chacko et al., 2019; Fan et al, 2020; Redhead et al., 2016); likewise, the impact of Land Use Cover Change (LUCC) on water yield via a measure of dynamic changes in patterns in water yields over a period of time (Lang et al, 2017; Lian et al., 2019) has also been tackled in numerous works (Li et al., 2018;

Scordo et al., 2018).

The Qazvin plain (Iran) is home to an arid metropolitan landscape, typical of the Middle East, where water resources are highly threatened due to non-optimal water management (Yousefi et al., 2021). Water scarcity is habitual (Darvishi et al. 2020a) and is a major problem in many arid and semi-arid countries (Yousefi et al. 2020). Hence, appropriate planning and management of irrigation and cropping patterns in this area are urgently required. Mapping WYES is a priority for this metropolitan region where water is so scarce, and must form part of any attempt to integrate the concept of ecosystem services into decision-making and to develop green infrastructure strategies that will ensure future water supplies (Martinez-Harms & Balvanera 2012; Wade et al., 2010; Troy & Wilson 2006).

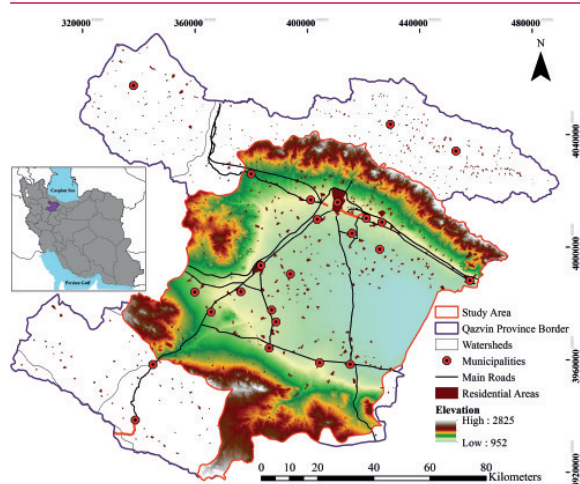
This paper quantifies and maps WYES in the Qazvin metropolitan region, which consists of 19 urban areas and their surrounding territories, using an Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) model to address water scarcity under two scenarios: the 'Continuing the Current Situation' (CCSS) and the 'Land-use Planning' (LPS) scenarios that incorporate LUCC under landscape ecological capability.

Material and Methods

Study site

The Qazvin plain (877 050 ha) lies in the central plateau of Iran (Fig. 1) and has a semi-arid climate with hot summers and relatively cold winters (Darvishi et al. 2020c). One of the most significant rivers in this province is the Taleghan river, dammed by the Taleghan reservoir. This reservoir lies 135 km northwest of Tehran (50°37'–51°5'N, 36°5'–36°25'E) and has a full capacity of 460 million m³ and a dead capacity of 210 million m³. However, due to a severe loss of inflow, it has never stored more than 210 million m³ of water (Mohammadrezapour et al. 2019). Overall, Qazvin province contains 24 different municipalities located in five main water basins. The water basin of the Qazvin plain was chosen due to the intensive agriculture and industrial activity found in the 19 different municipalities located in the plain. The main water sources in this plain are wells and inter-watershed transfer of water from the northern basin. The basin

Figure 1. Distribution of the municipalities and residential areas in the Qazvin plain water basin in Qazvin province.



lies at an altitude of 800–2500 m a.s.l. and is watered by many seasonal rivers.

Data collection

The InVEST model requires georeferenced rasterized biophysical parameters including (i) root restricting layer depth (mm), soil depth and plant available water content (AWC, as a proportion) calculated using data from the Soil Survey of Iran; (ii) the average annual precipitation (mm) taken from the Meteorological Organization of Iran; (iii) the average annual potential evapotranspiration (PET, mm) obtained using the Hargreaves equation (1985); and (iv) a river and LULC map obtained from the Agricultural Organization of Iran. All the input data were resampled at a spatial resolution of 30 m and projected using the Universal Transverse Mercator (WGS_1984_UTM_Zone_39N).

Method

'Continuing the Current Situation' Scenario (CCSS)

The first scenario used a LUCC simulation. We applied the Land Change Modeler (LCM) built-in module with TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling Software (<https://clarklabs.org/terrset>). LCM can be used for modelling LUCC based on a combination of social-economic-ecological criteria (Darvishi et al. 2015; Yousefi et al., 2018; Hewson et al. 2019). Distances from major roads as a social driver of LUCC (Darvishi et al. 2016), as well as river, slope and climate change as ecological drivers of LUCC, were selected (Mertens and Lambin 1997). These variables were significant factors in the LUCC simulation (Dendoncker et al. 2007).

'Land-use Planning' Scenario (LPS)

The second scenario was selected according to the land capability of different land uses. The land capability evaluation characterizes and appraises land development units from a general point of view without taking into account the type of use (AbdelRahman et al., 2016). For this propose, a GIS-based Multi Criteria Decision-Making land capability analysis was performed employing several capability factors including a number of ecological (slope, fault, erosion, soil, elevation

and river) and socioeconomic (distances from roads, residential areas and airports, and land use) parameters (Salari et al. 2019; Fataei et al. 2015; Taibi and Atmani 2017). Then, all the criteria and indices were quantized and normalized using a fuzzy method (Menhaj 2007). An Analytical Hierarchical Process (AHP) ranked the various suitability factors and the resulting weights were used to construct the capability map layers. The derived weights were used for the final land capability maps for different land uses.

Mapping Water yield ecosystem services (WYES)

Water yield in InVEST is defined as the amount of water that runs off the landscape (precipitation minus storage and evapotranspiration losses) (Tallis et al., 2011; Darvishi et al., 2021c). This model uses average annual precipitation (P_x), annual reference evapotranspiration, soil depth, plant available water content, plant root depth and land use characteristics to calculate the average annual water yield (Y_{xj}) in each 300 m × 300 m grid cell as follows:

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xi}}{P_{xi}}\right) P_x$$

where AET is the annual actual evapotranspiration and AET_{xj}/P_x is an approximation of the Budyko curve (Zhang et al., 2001) given as:

$$\frac{AWC_x}{P_x} = \left(\frac{1 + W_x R_{xi}}{1 + W_x R_{xi} + (1/R_{xi})}\right)$$

$$W_{xi} = \left(\frac{AWC_x}{P_x}\right) Z$$

where AWC_x is the volumetric plant available water content and Z is a seasonal rainfall factor. The Budyko dryness index (R_{xi}) is given as

$$R_{xi} = \frac{ETO_x K_{xi}}{P_x}$$

where ETO_x is the reference evapotranspiration from pixel x and k_{xi} is the evapotranspiration coefficient for LULC j . The average annual precipitation (1950–2000) for the West African region was downloaded from the WorldClim database (Hijmans et al., 2005), while the reference annual evapotranspiration was downloaded from the FAO GeoNetwork database (FAO, 2004). Soil-type data for the region was estimated using the FAO Harmonized World Soil Database (HWSD, version 1.2; FAO, 2009).

Result and discussion

Land Use Land Cover (LULC) modelling

The LULC surface area under the CCSS and LPS scenarios was obtained using, respectively, LUCC simulation and land capability evolution (Table 1). The main land cover types in the Qazvin plain are pastures and irrigated and dry farmland. Table 1 shows how pastureland covers 32.3% of the total area of the case study, a figure that decreases to 30.2% under CCSS. However, the result for land capability reveals that this type of land cover will represent 31.1% of the study area under LPS. More pasture-

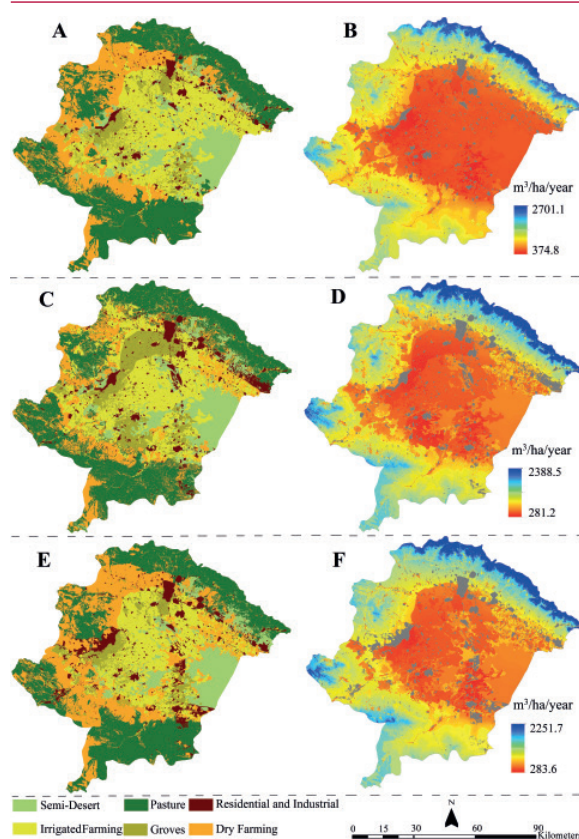
Table 1. Area (%) of LULC in different scenarios.

LULC	Current	CCSS	LPS
Pastures	32.3	30.2	31.1
Semi-desert	11.6	16.4	13
Irrigated Farmland	24	23.1	18.5
Dry Farmland	19.9	12.8	23.2
Groves	7.8	10.8	6.7
Residential and Industrial	4.1	6.3	7.3
Sum	100	100	100

land plandis present in the uplands to the north and south of the plain. Pastures decreased by 2% under CCSS due to the development of dry farmland and residential areas, as well as to the increase in semi-desert land cover (Fig 2).

The amount of semi-desert area was estimated at 11.6% of the study area and increases to 16.4% under CCSS. However, through management and LPS, this increase could remain at 13% in the study area. The rapid growth of semi-desert area under CCSS is due to water scarcity and, consequently, the destruction of agricultural areas.

Figure 2. Land Use/Cover maps and land Water Yield Ecosystem Services (WYES) under the current scenario (A & B), under the 'Continue the Current Situation' scenario (CCSS) (C&D), and under the 'Land-use Planning' scenario (LPS) (E&F)



Dry farmland occupied 19.9% of the total area and was predicted to decrease to 12.8% under CCSS, while under LPS this land use will increase to 23.2%. Given the seasonal nature of precipitation in the Qazvin metropolitan region, the model for land capability predicts a high potential in this area for dry farming. As a result, due to the non-dependence of dry farmland on surface and groundwater, this land use type has great potential for providing ecological capability management in the event of water scarcity (Fig 2).

The amount of irrigated farmland decreases from 24% to 23.1% in the study area under CCSS and to 18.5% under LPS. Due to the water scarcity, irrigated farmland needs to be more carefully managed. This land use is only suitable for 18.5% of the study area. Although the continuation of current trends indicates that a decrease in this land use will occur, most of the decrease in irrigated farmland is due to the conversion to groves of tree crops and not to farm abandonment.

The area occupied by groves will increase from 7.8% to 10.8% under CCSS as a consequence of the greater economic efficiency of these groves. Due to the high demand for water in these groves, the model of land capability in this area predicts that groves will decrease and occupy only 6.7% in order to overcome water scarcity.

LPS demonstrates that the Qazvin metropolitan region has the capacity to host residential and industrial areas over 7.3% of its total surface area since these types of development consume far less water than irrigated agriculture and groves.

Water Yield Ecosystem Services (WYES) modeling

Figure 2 depicts the water yield and land use/cover map under different scenarios. Water yield increased or decreased with LULC depending on the type of conversion (Lang, et al., 2017). The overall water yield was estimated at 752.02 million m³ given the current situation. As can be seen from the spatial distribution, the distribution of the water yield has significant spatial heterogeneity since it decreases gradually from the north of Qazvin to the central part of the region, and then rises again in the eastern areas along the edge of the water basin. It is clear that areas of low water yield are mainly concentrated in the area surrounding the plain and in areas of low elevation, which was consistent with what has been found by Lian et al (2019) that showed the water yield is clearly greater in upland areas.

The LULC modeling shows a decreasing trend in water yields under CCSS, indicating that if this situation continues, the water yield will decrease to 575.32 million m³. Due to the fall in precipitation and increasing evaporation (as predicted by climate change models), such a decline in the water yield in the study area was not unexpected.

In addition, this study showed that if planning could be established based on ecological capability, the amount of water yield in the region will increase to 602.74 million m³, 27.42 million m³ more than under CCSS. The maximum value under CCSS is more than under LPS,

which illustrates how the distribution of land use/covers is based on ecological capability. The range of changes in the water yield in the landscape under the LPS scenario is less than under CCSS.

Conclusion

Water yield assessment and its mapping are two of the key inputs required for accurate water resource planning when managing green infrastructures in metropolitan regions. The method used in this research to assess the Water Yield Ecosystem Service (WYES) provides a basis of knowledge for improving water management and highlights the areas prone to water scarcity in the Qazvin metropolitan region.

The InVEST model is easy to apply and performs well in the Qazvin basin. Although there are still some uncertainties regarding this simulation, the outcomes provide a basis for decision-making as part of the scientific management of water resources in this social-ecological system. However, our study still has some limitations. InVEST represents bio-physical processes in a simplified manner and the model assumes that all the water yield from a pixel reaches a particular point. Consequently, the model does not distinguish between surface and ground water and water transferred between the basins located in the study area. However, its evaluation does provide valuable information regarding the constraints and opportunities for land management. This study can thus help guide decision-makers when developing strategies aimed at ensuring future water supplies.

The water yield calculation and modelling under two different scenarios is an effective input for spatial planning of green infrastructure in the Qazvin metropolitan area. The spatial-based and pixel-based water yield ecosystem service estimation in this study guarantees that planning will be accurate and meaningful on a spatial scale. As well, it can be useful for predicting natural ecosystem disservices such as floods in arid areas caused by seasonal rainfall. Green infrastructure policies are required to protect natural ecosystem services.

Reference

AbdelRahman, M. A., Natarajan, A., & Hegde, R. (2016). Assessment of land suitability and capability by integrating remote sensing and GIS for agriculture in Chamarajanagar district, Karnataka, India. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 19(1), 125-141.

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration- Guidelines for computing crop*

Chacko, S., Kurian, J., Ravichandran, C., Vairavel, S. M., & Kumar, K. (2019). An assessment of water yield ecosystem services in Periyar Tiger Reserve, Southern Western Ghats of India. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1-8.

Darvish, A., Ghorban, M., Fakheran, S., & Soffianian, A. (2014). Network analysis and key actors toward wildlife management (case study: habitat of Caucasi-

an Black Grouse, Arasbaran Biosphere Reserve). *Iranian Journal of Applied Ecology*, 3(9), 29-41.

Darvishi, A., Fakheran, S., & Soffianian, A. (2015). Monitoring landscape changes in Caucasian black grouse (*Tetrao mlokosiewiczii*) habitat in Iran during the last two decades. *Environmental monitoring and assessment*, 187(7), 443.

Darvishi, A., Fakheran, S., Soffianian, A., & Ghorbani, M. (2016). Change detection and land use/cover dynamics in the Arasbaran Biosphere Reserve. *Journal of Natural Environment*, 68(4), 559-572.

Darvishi, A., Mobarghaee Dinan, N., Barghjelveh, S., & Yousefi, M. (2020a). Assessment and Spatial Planning of Landscape Ecological Connectivity for Biodiversity Management (Case Study: Qazvin Province). *Iranian Journal of Applied Ecology*, 9(1), 15-29.

Darvishi, A., Mobarghaee, N., Yousefi, M., & Barghjelveh, S. (2021). Using the method of "Effective Mesh Size" for qualitative evaluation of regional protected areas (Case study: Qazvin province). *Journal of Environmental Studies*, 46(4), 539-554.

Darvishi, A., Yousefi, M., & Marull, J. (2020b). Modelling landscape ecological assessments of land use and cover change scenarios. Application to the Bojnourd Metropolitan Area (NE Iran). *Land Use Policy*, 99, 105098.

Darvishi, A., Yousefi, M., & Mobarghaee Dinan, N. (2021). Evaluating the Correlation Between Pollination Ecosystem Service and Landscape Pattern metrics (Case Study: Qazvin Province). *Iranian Journal of Applied Ecology*, 10(1), 51-63.

Darvishi, A., Yousefi, M., & Mobarghei Dinan, N. (2020c). Investigating the effect of Socio-economic Disturbance Resulting from human activities on Landscape Ecological Function using HANPP index (Case Study: Qazvin Province). *Journal of Natural Environment*, 73(3), 471-484.

Darvishi, A., Yousefi, M., Dinan, N. M., & Angelstam, P. (2021). Assessing levels, trade-offs and synergies of landscape services in the Iranian province of Qazvin: towards sustainable landscapes. *Landscape Ecology*, 1-23.

Dendoncker, N., Rounsevell, M., & Bogaert, P. (2007). Spatial analysis and modelling of land use distributions in Belgium. *Computers, Environment and Urban Systems* 31 (2), 188-205.

Fan, M., Shibata, H., & Chen, L. (2020). Spatial priority conservation areas for water yield ecosystem service under climate changes in Teshio watershed, northernmost Japan. *Journal of Water and Climate Change*, 11(1), 106-129.

FAO, 1976. A framework for land evaluation. *FAO soil bulletin no. 32*, Rome.

FAO, 2004. *Global Map of Monthly Reference Evapotranspiration – 10 Arc Minutes*. Food & Agriculture Organization of the UN, Rome.

- Fataei E, Alipour M, Farhadi H, Mohammadian A (2015) Industrial site selection using MCDM method and GIS in Germi, Ardabil, Iran. *J Ind Intell Inf* 3(4):324-329.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99.
- Hewson, J., Razafimanahaka, J.H., Wright, T.M., et al. (2019). Land Change Modelling to Inform Strategic Decisions on Forest Cover and CO2 Emissions in Eastern Madagascar. *Environmental Conservation* 46 (1), 25-33.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965-1978.
- Lang, Y., Song, W., & Zhang, Y. (2017). Responses of the water-yield ecosystem service to climate and land use change in Sancha River Basin, China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 101, 102-111.
- Lang, Y., Song, W., & Zhang, Y. (2017). Responses of the water-yield ecosystem service to climate and land use change in Sancha River Basin, China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 101, 102-111.
- Leh, M. D., Matlock, M. D., Cummings, E. C., & Nalley, L. L. (2013). Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, ecosystems & environment*, 165, 6-18.
- Li, S., Yang, H., Lacayo, M., Liu, J., & Lei, G. (2018). Impacts of land-use and land-cover changes on water yield: A case study in Jing-Jin-Ji, China. *Sustainability*, 10(4), 960.
- Lian, X. H., Qi, Y., Wang, H. W., Zhang, J. L., & Yang, R. (2020). Assessing Changes of Water Yield in Qinghai Lake Watershed of China. *Water*, 12(1), 11.
- Makhdoom, M. (2001). *Fundamental of Land Use Planning*, Tehran University Press. pp. 289.
- Martínez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 17-25.
- Menhaj MB (2007) *Fuzzy computing*, 1st edn. Amirkabir Pub, Tehran
- Mertens, B., & Lambin, E.F. (1997). Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon: spatial disaggregation of diverse deforestation processes. *Applied Geography* 17 (2), 143-162.
- Mohammadrezapour, O., Yoosefdoost, I., & Ebrahimi, M. (2019). Cuckoo optimization algorithm in optimal water allocation and crop planning under various weather conditions (case study: Qazvin plain, Iran). *Neural Computing and Applications*, 31(6), 1879-1892.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Front. Ecol. Environ.* 7, 4-11.
- Redhead, J. W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D., ... & Bullock, J. M. (2016). Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of the Total Environment*, 569, 1418-1426.
- Redhead, J. W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D., ... & Bullock, J. M. (2016). Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of the Total Environment*, 569, 1418-1426.
- Salari, M., Shariat, S. M., Rahimi, R., & Dashti, S. (2019). Land capability evaluation for identifying industrial zones: combination multi-criteria decision-making method with geographic information system. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(10), 5501-5512.
- Scordo, F., Lavender, T. M., Seitz, C., Perillo, V. L., Rusak, J. A., Piccolo, M., & Perillo, G. M. (2018). Modeling water yield: Assessing the role of site and region-specific attributes in determining model performance of the InVEST seasonal water yield model. *Water*, 10(11), 1496.
- Soil Survey Staff, 1958, *Land Capability Classification*. Soils Memorandum SCS-22.
- Taibi A, Atmani B (2017) Combining fuzzy AHP with GIS and decision rules for industrial site selection. *Int J Interact Multimedia Artif Intell* 4:1-10
- Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olweiro, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkeema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., 2011. *InVEST 2.2.1 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford
- Troy, A., & Wilson, M. A. (2006). Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological economics*, 60(2), 435-449.
- Wade, A.S.I., Asase, A., Hadley, P., Mason, J., Ofori-Frimpong, K., Preece, D., Spring, N., Norris, K., 2010. Management strategies for maximizing carbon storage and tree species diversity in cocoa-growing landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 138, 324-334.
- Water requirements (FAO Irrigation and Drainage Paper 56). Rome: FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Yousefi, M., Darvishi, A., Padró, R., Barghjelveh, S., Dinan, N. M., & Marull, J. (2020). An energy-landscape integrated analysis to evaluate agroecological scarcity. *Science of The Total Environment*, 139998.

Yousefi, M., Darvishi, A., Tello, E., Barghjelveh, S., Dinan, N. M., & Marull, J. (2021). Comparison of two biophysical indicators under different landscape complexity. *Ecological Indicators*, 124, 107439.

Yousefi, M., Mikaniki, J., Ashrafi, A., Neysani, S.N. (2018). Land use change detection and modeling using remote sensing data, markov chains and cellu-

lar automata (Case study: city of Bojnord). *Geograph. Plann. 7* (26), 1-16.

Yuan, M. H., Lo, S. L., & Chiueh, P. T. (2019). Embedding scarcity in urban water tariffs: mapping supply and demand in North Taiwan. *Environmental Earth Sciences*, 78(10), 325.

Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Res. Res.* 37, 701-708.

Regió Metropolitana de Barcelona Territori-Estratègies-Planejament

1. Planejament estratègic i actuació urbanística

(Amb treballs de Jordi Borja, Josep Roig, Juli Esteban, Joan Busquets i Manel Herce. *Maig 1991*)

2. Planejament i àmbit territorial

(Amb treballs de Juli Esteban, Lluís Casassas, Manuel Ribas i Amador Ferrer. *Maig 1991*)

3. Economia i territori metropolitana

(Amb treballs d'Amador Ferrer, Oriol Nel·lo, Joan Trullén, Manuel de Forn i Josep M. Pascual. *Juliol 1991*)

4. Las grandes ciudades españolas: datos básicos

(Repertori estadístic realitzat per l'Institut d'Estudis Metropolitans de Barcelona sota la direcció d'Oriol Nel·lo. *Juliol 1991*)

5. Barcelona: la ciutat central

(Amb treballs d'Anna Cabré, Marina Subirats, Alfredo Pastor i Manuel Ribas. *Setembre 1991*)

6. El fet metropolità: interpretacions geogràfiques

(Amb treballs de Jordi Borja, Juli Esteban, Josep Serra, Joan Eugeni Sánchez i Oriol Nel·lo. *Setembre 1991*)

7. Enquesta metropolitana de Barcelona (1990): primers resultats

(Informe realitzat per l'Institut d'Estudis Metropolitans de Barcelona sota la direcció de Marina Subirats. *Desembre 1991*)

8. La residència secundària

(Treball realitzat per l'Institut d'Estudis Metropolitans de Barcelona sota la direcció de Montserrat Pallarès i Pilar Riera. *Novembre 1991*)

9. Política de sòl i habitatge

(Amb treballs d'Agustí Jover, Joan Ràfols, Manuel Herce, Amador Ferrer i la Secció d'Estadística i Anàlisi Territorial de la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. *Febrer 1992*)

10. Transport i xarxa viària

(Amb treballs de Maria Teresa Carrillo, Anna Matas, Pere Riera, Pelayo Martínez i Alfons Rodríguez. *Febrer 1992*)

11. Els espais no urbanitzats: medi natural, paisatge i lleure

(Amb treballs de Jordi Cañas, Josep M. Carrera, Rosa Barba, Margarida Parés, Carles Pareja, Ramon Arribas, Rosa L. García i Batis Ibarguren. *Abril 1992*)

12. La vertebració de la ciutat metropolitana

(Amb treballs de Joaquim Clusa, Miquel Roa, Amador Ferrer i Juli Esteban. *Abril 1992*)

13. La conurbació barcelonina: realitzacions i projectes

(Amb treballs de Juli Esteban, Amador Ferrer, Constantí Vidal, Antoni Nogués, Joaquim Suñer, Jordi Ferrer, Lluís Cantallops, Manuel Ribas, Estanislau Roca, Imanol Pujana i Francesc Peremiquel. *Juny 1993*)

14. La Regió Metropolitana en el Planejament Territorial de Catalunya

(Informe realitzat pel Servei d'Ordenació Urbanística de la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona, sota la direcció de Santiago Juan. *Desembre 1993*)

15. Els teixits edificats: transformació i permanència

(Treball realitzat per César Díaz, Amador Ferrer, Ramon García i Àngels Ulla. *Desembre 1993*)

16. La xarxa ferroviària: encaix urbà i impacte territorial

(Amb treballs de Juli Esteban, Jordi Prat, Jordi Julià, Robert Vergés, Robert Ramírez, Manuel Acero, Manuel Herce i José Aguilera. *Febrer 1994*)

17. El Vallès Occidental: planejament urbanístic i problemàtica territorial

(Amb treballs d'Oriol Civil, Manel Larrosa, Jordi Casso, Francesc Mestres, Pere Montaña, Ricard Pié i Batis Ibarguren. *Febrer 1994*)

18. La ciutat i la indústria

(Amb treballs d'Antoni Lucchetti, Narcisa Salvador, Javier Sáez, Amadeu Petitbó, Ezequiel Baró, Manuel Villalante, Juli García, Oriol Nel·lo i Josep M. Alibés. *Juliol 1994*)

19. El Baix Llobregat: planejament urbanístic i problemàtica territorial

(Amb treballs de Josep Montilla, Miquel Roa, Joan-Antoni Solans, Javier Sáez, Miguel Durbán, Xavier Eizaguirre, Joan López i José Luis Flores. *Setembre 1994*)

20. Els espais oberts: parcs, rius i costes

(Amb treballs d'Àngel Simon, Joaquim Clusa, Albert Serratosa, Juli Esteban, Marià Martí i Jaume Vendrell. *Octubre 1994*)

21. El Vallès Oriental: planejament urbanístic i problemàtica territorial

(Amb treballs de Jordi Terrades, Josep Homs, Jordi Casso, Ramon Torra, Jordi Prat, Jordi Bertran, Joan López i José Luis Flores. *Novembre 1994*)

22. La ciutat i el comerç

(Amb treballs de Marçal Tarragó, Ricard Pié, Amador Ferrer, Josep M. Carrera, Josep M. Bros, Josep Llobet, Francesc Mestres, Juan F. de Mendoza, José I. Galán, Enric Llarch i Marisol Fraile. *Gener 1995*)

23. El Maresme: planejament urbanístic i problemàtica territorial

(Amb treballs d'Agapit Borràs, Montserrat Hosta, Sebastià Jornet, Pere Lleonart, Ramon Roger i Robert Vergés. *Febrer 1995*)

24. Mobilitat urbana i modes de transport

(Amb treballs d'Oriol Nel·lo, Manuel Villalante, Joaquim Clusa, Jacint Soler, Josep M. Aragay, Juli García, Miguel Àngel Dombriz i Ole Thorson. *Abril 1995*)

25. Enquesta metropolitana de Barcelona (1995): primers resultats

(Informe realitzat per l'Institut d'Estudis Metropolitans de Barcelona sota la direcció de Marina Subirats. *Setembre 1996*)

26. Les formes de creixement metropolità

(Amb treballs d'Antoni Font, Manuel de Solà-Morales, Josep Parcerisa i Maria Rubert de Ventós, Carles Llop, Josep M. Vilanova i Amador Ferrer. *Gener 1997*)

27. Las grandes ciudades españolas: dinámicas urbanas e incidencia de las políticas estatales

(Informe realitzat per Oriol Nel·lo. *Juliol 1997*)

28. Els 20 anys del Pla General Metropolità de Barcelona

(Amb treballs d'Albert Serratosa, Ricard Pié, Amador Ferrer, Fernando de Terán, Josep M. Huertas, Juli Esteban i Joan Antoni Solans. *Novembre 1998*)

29. L'habitatge a les àrees centrals

(Amb treballs de Juli Esteban, Josep M. Carrera, Amador Ferrer, Agustí Jover, Ricard Vergés i Borja Carreras-Moysi. *Febrer 1998*)

30. Indicadors estadístics municipals

(Informe realitzat pel Servei d'Estudis Territorials de la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. *Setembre 1998*)

31. L'Alt Penedès: planejament urbanístic i problemàtica territorial

(Amb treballs d'Enric Mendizabal, Joaquim Clusa, Joan Rosselló, Jordi Casso, Albert Serratosa, Joan López i Joan Miquel Piqué. *Desembre 1998*)

32. L'urbanisme municipal a Catalunya

(Amb treballs d'Amador Ferrer, Joaquim Sabaté i Joan Antoni Solans. *Març 1999*)

33. La renovació urbana als barris fronterers del Barcelonès

(Amb treballs de Jaume Carné, Cèsar Díaz, Emili Mas, Antoni Nogués, Javier Ferrándiz, Jordi Ferrer i Àngela Garcia. *Març 2001*)

34. Enquesta de la Regió de Barcelona 2000: primers resultats

(Informe elaborat per l'Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona, sota la direcció de Salvador Giner. *Octubre 2001*)

35. Estratègia Territorial Europea

(Amb treballs de Joan López, Joan Miquel Piqué, David Shaw i Alexandre Tarroja. *Febrer 2002*)

36. Ciutat compacta, ciutat difusa

(Amb treballs de Josep Maria Carrera, Josep Maria Carreras, Joan Antoni Solans, Salvador Rueda i Oriol Nel·lo. *Maig 2002*)

37. Grans aglomeracions metropolitanes europees

(Trellat realitzat per Josep Serra, Montserrat Otero i Ernest Ruiz, del Servei d'Estudis Territorials de la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. *Juny 2002*)

38. Els nous reptes de la mobilitat a la regió de Barcelona

(Amb treballs de Joan López, Francesc Robusté, Robert Vergés, Manel Larrosa, Jordi Prat i Juli Esteban. *Març 2003*)

39. Estratègies territorials a les regions catalanes

(Amb treballs d'Alexandre Tarroja, Juli Esteban, Jordi Ludevid, Joan Vicente, Francesc González, Josep Oliveras, Joan Vilagrassa i Joan López. *Juliol 2003*)

40. Estructura del mercat de treball

(Amb treballs de Joaquim Capellades i Mireia Farré, Juan Antonio Santana i José Luis Roig, Francesc Castellana, Antonio Bermejo, Rosa Mur i Joan Miquel Piqué, Narcisa Salvador i Jordi Arderiu. *Novembre 2003*)

41. L'ordenació del litoral català

(Amb treballs de Joan Busquets, Jordi Serra, Elisabet Roca, Joan Alemany, Amador Ferrer i Salvador Antón. *Juliol 2004*)

42. Las grandes ciudades españolas en el umbral del siglo XXI

(Informe realitzat per Oriol Nel·lo. *Setembre 2004*)

43. El urbanismo municipal en España

(Amb treballs d'Amador Ferrer i Manuel de Solà-Morales. *Juny 2005*)

44. Planificación de infraestructuras y territorio. El Arco Mediterráneo

(Amb treballs de Francesc Carbonell, Josep Bàguena, Francesca Governà, Joaquín Farinós, Josep Vicent Boira i Jean-Claude Tourret. *Abril 2007*)

45. Polígons d'activitat econòmica: tendències de localització i accessibilitat

(Amb treballs de Carme Miralles-Guasch, Carles Donat, Àngel Cebollada i Frontera, Margarida Castañer, Antoni Ferran i Mèlich i Juli Esteban i Noguera. *Juny 2007*)

46. Habitatge i mobilitat residencial. Primeres dades de l'Enquesta de condicions de vida i hàbits de la població de Catalunya, 2006

(Informe realitzat per Carme Miralles-Guasch, Carles Donat i Jaume Barnada. *Setembre 2007*)

47. El repte del paisatge en àmbits metropolitans

(Amb treballs de Carles Llop, Francesc Muñoz, Enric Batlle, Fabio Renzi, Ramón Torra, Antoni Ferrero, Víctor Ténez i Jaume Busquets. *Febrer 2008*)

48. La mobilitat quotidiana a Catalunya

(Amb treballs de Carme Miralles-Guasch, Laia Oliver Frauca, Obdúlia Gutiérrez, Joan Alberich González, Daniel Polo, Àngel Cebollada, Pilar Riera, Carme Bellet, Josep M. Llop, Antoni F. Tulla, Marta Pallarès-Blanch. *Juliol 2008*)

49. Temps i territori. Les polítiques de temps de les ciutats

(Amb treballs de Teresa Torns, Vicent Borràs, Sara Moreno, Carolina Recio, Ulrich Mückenberger, Sandra Bonfiglioli i Lluç Gwiazdzinski. *Desembre 2008*)

50. Aglomeracions metropolitanes europees

(Amb treballs de Josep M. Carreras, Montserrat Otero i Ernest Ruiz, del Servei d'Informació i Estudis Territorials de la Mancomunitat de Municipis de l'Àrea Metropolitana de Barcelona. *Març 2009*)

51. Transformacions territorials a l'Àrea Metropolitana de Barcelona

(Amb treballs d'Oriol Nel·lo, Joan Alberich, Carles Donat i Laia Oliver. *Juliol 2010*)

52. La societat metropolitana de Barcelona. Una visió a partir de l'Enquesta de condicions de vida i hàbits de la població

(Amb treballs de Marina Subirats, Pedro López, Cristina Sánchez, Sònia Parella, Lluís Flaquer i Antoni Ramon. *Juliol 2010*)

53. La seguretat ciutana a les metròpolis del segle XXI

(Amb treballs de Jaume Curbet, Francesc Guillén Lasierra, Josep Maria Pascual i Esteve, Marcel Cajelait, James Bennett, Betsy Stanko, Christophe Soulez, Alain Bauer, Carles González Murciano i Marta Murrià Sangenís. *Gener 2011*)

54. Escenaris territorials per a les regions europees: el cas de Barcelona

(Amb treballs de Roberto Camagni, Roberta Capello, Jacques Robert, Antonio Affuso, Joan Trullén, Rafael Boix i Vittorio Galletto. *Maig 2011*)

55. El Pla Territorial Metropolità de Barcelona

(Amb treballs de Juli Esteban Noguera, Josep Maria Carrera, Alpuente, Antoni Alarcón Puerto, Carles Castell Puig, Martí Domenech Montagut, Marc Montlleó Balsebre, Pere Montaña Josa, Andreu Ulied, Manel Larrosa, Carles Llop, Joan Antoni Solans Huguet, Ricard Pié Ninot, Ramon Roger Casamada, Agustí Jover, Miquel Morell, Manuel De Torres Capell, Antonio Font, Robert Vergés Fernández, Rodrigo Alaminos Rodríguez, Maria Rovira Duran, Alessandro Delpiano, Tim Marshall, Oriol Nel·lo. *Juliol 2012*)

56. L'impacte social de la crisi a l'Àrea Metropolitana de Barcelona i a Catalunya

(Amb treballs de Sebastià Sarasa, Sergio Porcel i Lara Navarro-Varas. *Maig 2013*)

57. Discursos emergents per a un nou urbanisme

(Amb treballs de Joan Trullén, Xavier Boneta, José Fariña, Xavier Matilla, José María Echarte, Guillermo Acero, Jon Aguirre, Jorge Arévalo, Pilar Díaz, Iñaki Romero, Gemma Fernández, Marc Martí-Costa, Alfons Recio, Miquel Pybus, Albert Arias, Pere Suau-Sánchez, Jordi Bonet, Manu Fernández, Maties Serracant, Pau Avellaneda, Marc Montlleó, i Miquel Morell. *Gener 2014*)

58. Megaregions i desenvolupament urbà sostenible. Factors estratègics per a l'àrea metropolitana de Barcelona en el context europeu

(Amb treballs de: Ricard Gomà, Joan Marull, Vittorio Galletto, Elena Domene, Carme Font, Rafael Boix i Joan Trullén, amb la col·laboració de Manel Pons i Francesc Coll. *Novembre 2016*)

59. Nous reptes en la mobilitat quotidiana. Polítiques públiques per a un model més equitatiu i sostenible

(Amb treballs de: Esther Anaya, Àngel Cebollada, Katherine Pérez, Anna Gómez-Gutiérrez, Irene Martín, Rossend Bosch, Carles Conill, Florida de Ciommo, Patxi J, Lamiquiz, Julio Pozueta, Manuel Benito, Javier González, Salvador Rueda, Núria Pérez Sans, Gemma Solé Massó, Manel Ferri, Albert Villalonga, Miquel Estrada, José Magín Campos, Sergi Saurí, Maite Pérez, Carme Fàbregas i Manel Villalante. *Novembre 2017*)

60. Gentrificació i dret a la ciutat

(Amb treballs de: Ricard Gomà, Núria Benach, Abel Albet, Michael Janoschka, Daniel Sorando, Álvaro Ardua, Oriol Nel·lo, Fernando Antón-Alonso, Sergio Porcel, Irene Cruz, Antonio López Gay, Lara Navarro-Varas, Carles Donat, Albert Arias-Sans, Iolanda Fresnillo, David Bravo, Jaime Palomera, Janet Sanz i Gaia Redaelli. *Juny 2018*)

61. Governança metropolitana

(Amb treballs de: Marc Martí-Costa, Karsten Zimmermann, Patricia Feiertag, José María Fera Toribio, Oriol Estela Barnet, Mariona Tomàs Fornés, Paula Salinas, Maite Vilalta, Tomàs Font i Llovet, Jacob Cirera Val, Joan López Redondo, Hèctor Santcovsky, Jordi Bosch Meda, Carles Donat Muñoz, Sergio Porcel, Lara Navarro-Varas i Irene Cruz. *Desembre 2018*)

62. Turisme i metròpoli. Reflexions per a una agenda integrada

(Amb treballs de: Albert Arias Sans, Francesc López Palomeque, Anna Torres-Delgado, David Rodríguez, Oriol Estela, Saida Palou Rubio, Ricard Pié, Josep M. Vilanova, Tonet Font, Aurora López, Roger Clot, Enrico Porfido, Cynthia C. Perez, Melisa Poeso, Claire Colomb, Thomas Aguilera, Francesca Artioli, Marc Montlleó, Gustavo Rodriguez, Nuno Tavares, Cristina Jiménez Roig, Joana Llinàs, Adrià Ortiz i Aina Pedret. *Octubre 2019*)

63. Metròpolis, vulnerabilitat urbana i polítiques de millora de barris

(Amb treballs de: Sergio Porcel, Fernando Antón Alonso, Irene Muñoz, Francesc Coll, José Manuel Gómez Giménez, Agustín Hernández Aja, Marta Domínguez Pérez, Daniel Sorando Ortín, Pedro Uceda Navas, Clemente J. Navarro, Ana Carolina Pagliuso de Andrade, Cristina Cavaco, Joaquim Sabaté Bel, Pere Picorelli, Ignacio Murgui, Oriol Nel·lo, Helena Cruz Gallach, Ismael Blanco Fillola, Jordi Martí Grau, Mariona Prat Vandellós, Suso López, Carme Pasalamar i Arnau Funes Romero. *Octubre 2020*)

Papers

64

