La qualitat microbiològica de l'aigua i la seva contribució al benestar social

Discurs de presentació d'Anicet Ramon Blanch i Gisbert com a membre numerari de la Secció de Ciències Biològiques, llegit el dia 20 de febrer de 2023

Institut d'Estudis Catalans

SECCIÓ DE CIÈNCIES BIOLÒGIQUES

La qualitat microbiològica de l'aigua i la seva contribució al benestar social

La qualitat microbiològica de l'aigua i la seva contribució al benestar social

Discurs de presentació d'Anicet Ramon Blanch i Gisbert com a membre numerari de la Secció de Ciències Biològiques, llegit el dia 20 de febrer de 2023

Barcelona, 2023

Institut d'Estudis Catalans | Secció de Ciències Biològiques

Biblioteca de Catalunya. Dades CIP

Blanch i Gisbert, Anicet, autor
La Qualitat microbiològica de l'aigua i la seva contribució al benestar social. — Primera edició
Bibliografia
ISBN 9788499657035
I. Institut d'Estudis Catalans. Secció de Ciències Biològiques. II. Títol
1. Aigua — Qualitat — Gestió 2. Aigua — Depuració 3. Aigua — Microbiologia
4. Malalties d'origen hídric
579.68
556.11
628.16
616.9-022.35

© Anicet Ramon Blanch i Gisbert
© 2023, Institut d'Estudis Catalans, per a aquesta edició
Carrer del Carme, 47. 08001 Barcelona

Primera edició: febrer del 2023

Text revisat lingüísticament per la Unitat d'Edició del Servei Editorial de l'IEC

Disseny de la coberta: Azcunce | Ventura
Imatge de la coberta: Font de Maricel (Sitges). Fotografia d'Anicet R. Blanch

Compost per la Unitat de Producció del Servei Editorial de l'IEC
Imprès a Open Print, SL

ISBN: 978-84-9965-703-5
Dipòsit Legal: B 4766-2023

DOI: 10.2436/10.1500.11.1

Aquesta obra és d'ús lliure, però està sotmesa a les condicions de la llicència pública de Creative Commons. Es pot reproduir, distribuir i comunicar l'obra sempre que se'n reconegui l'autoria i l'entitat que la publica i no se'n faci un ús comercial ni cap obra derivada. Es pot trobar una còpia completa dels termes d'aquesta llicència a l'adreça: *http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/es/deed.ca.*

Per a la meva esposa, Maria,
i per als nostres fills: Pau, Mireia i Anna

1. La població humana, la sostenibilitat i la disponibilitat d'aigua de consum segura

L'espècie humana ha presentat un progrés social espectacular durant les darreres dècades. Actualment, els humans estem vivint el període de més benestar social mai no aconseguit abans, en què una gran majoria de la població gaudeix d'unes condicions de vida que clarament són millors que les de les seves generacions anteriors (Pinker, 2019; Norberg, 2017). Aquest progrés del benestar col·lectiu queda ben identificat i és mesurable en xifres, que diferents institucions i organismes estan aportant els darrers anys a partir de dades contrastades i validades procedents de diferents agències nacionals i internacionals. Es constata que hi ha hagut una clara disminució de la mortalitat infantil (menors de cinc anys) durant els darrers trenta anys: de 7.504.930 morts mundials anuals (amb una ràtio de 112,45 morts per cada 1.000 naixements) el 1990 a 2.668.515 (amb una ràtio de 23,61 morts per cada 1.000 naixements) el 2020 (figura 1).

A més a més, aquesta millora ha estat acompanyada per un augment molt significatiu de l'esperança de vida des de 1770 fins a 2019, de més de quaranta-quatre anys a escala mundial i de quaranta-cinc anys a Europa (figura 2). A l'Estat espanyol, des de 1882 fins a 2019, aquest increment ha estat de cinquanta-quatre anys.

Podem també valorar aquesta millora més enllà de la mortalitat infantil o l'esperança de vida. Així, una manera de quantificar el benestar de manera global és amb l'anomenat *índex de desenvolupament humà* (en anglès, *human development index*, HDI). Aquest és un indicador que mesura tres dimensions determinants per al desenvolupament humà: una vida llarga i saludable (mesurada per l'esperança de

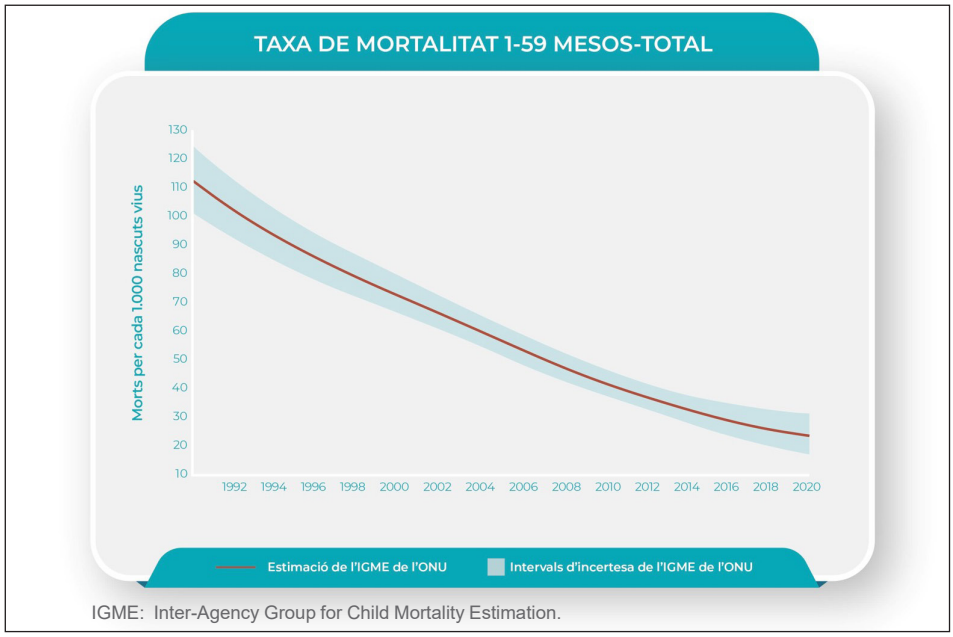

FIGURA 1. Dades de mortalitat infantil durant els primers cinc anys de vida des de 1990 fins a 2020.
FONT: Elaboració pròpia a partir de les dades obtingudes de UN IGME, 2021, <https://childmortality.org/data>.

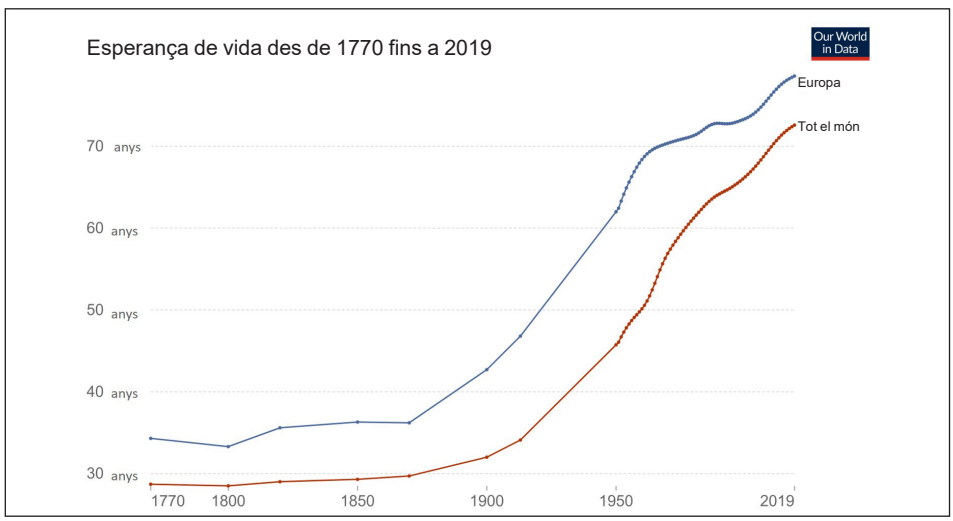

FIGURA 2. Esperança de vida en el món i a Europa des de 1770 fins a 2019.
FONT: Adaptat de Roser, Ortiz-Ospina i Ritchie, 2013, <https://ourworldindata.org/life-expectancy#life-expectancy-has-improved-globally>.

vida), l'accés a l'educació (anys mitjans d'escolarització esperats dels nens en edat d'ingrés a l'escola i els anys mitjans d'escolarització de la població adulta) i un nivell de vida digne (renda nacional bruta *per capita* ajustada al nivell de preus del país). En la figura 3 es pot observar com aquest índex ha augmentat significativament fins a arribar en alguns països pràcticament a doblar-se (per exemple, la Xina o l'Índia), tendència que es pot observar en la majoria dels països (Roser, 2014, actual. 2019).

Hi ha hagut diferents factors, que s'han donat principalment durant el darrer segle, que ens han permès aconseguir aquest progrés. Aquests factors han tingut i tenen un efecte significatiu no només en l'increment de la mitjana d'esperança de vida, sinó també en la millora progressiva del benestar de tots els humans, de manera que les darreres generacions estan vivint transformacions importants i continuades en el seu estil de vida. La revolució científica i la transferència sistemàtica dels resultats de la recerca durant els darrers dos-cents anys en diferents activitats humanes (agricultura, ramaderia, alimentació, enginyeria de processos, salut i assistència sanitària, mobilitat de persones i de béns de consum, etc.) han tingut un paper determinant per a aquesta transformació de la societat sense precedents en la història de la humanitat. El mètode científic recolzat en la curiositat, l'intercanvi, la crítica, la comparació i l'acumulació de coneixement, conjuntament amb la tecnologia, entesa com l'aplicació de la ciència per a la resolució de problemes pràctics,

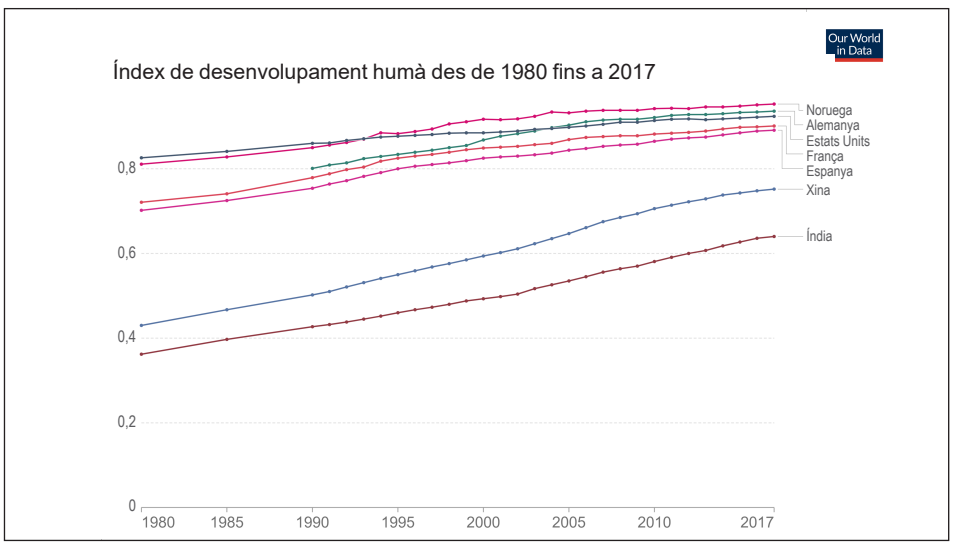

Figura 3. Índex de desenvolupament humà en diferents països des de 1980 fins a 2017. S'observa un increment continuat al llarg dels anys tot i que alguns països presenten unes millores més ràpides en els darrers anys.
Font: Adaptat de Roser, 2014 (actual. 2019), <https://ourworldindata.org/human-development-index#the-human-development-index-around-the-world>.

ens han obert una nova societat basada en el coneixement (Norberg, 2021). Alguns d'aquests factors tenen un efecte directe i clau en aquesta transformació social. El descobriment, la disponibilitat i l'accés extensiu dels antibiòtics; el disseny de vacunes contra malalties infeccioses, conjuntament amb els plans nacionals i internacionals de vacunació, i la disponibilitat d'aigua potable per al consum humà i el sanejament de les aigües residuals són alguns dels factors decisius en aquesta millora de la qualitat de vida. Tots tres factors han permès una disminució significativa de la mortalitat per malalties infeccioses i, conseqüentment, han contribuït a l'augment de la població mundial d'uns 2.500 milions de persones l'any 1950 fins als quasi 7.800 milions de l'any 2020. Tot i que la taxa de creixement de la població mundial està baixant des de 1970, s'espera que la població mundial continuï creixent fins i tot si s'aconsegueixen aplicar les mesures proposades per les Nacions Unides per intentar evitar-ho (United Nations, 2021). Creixerà a un ritme més lent, però s'estima que el 2030 superarem els 8.500 milions, ens acostarem als 10.000 milions cap a l'any 2050 i s'hi afegiran fins a 1.000 milions més de persones fins a finals del segle XXI.

A la millora d'aquest augment de l'esperança de vida, sense dubte, hi ha contribuït també l'increment significatiu de recursos agrícoles, que han anat augmentant a mesura que la tecnologia agrària i ramadera ha incorporat nous coneixements (figura 4), tot i que aquests increments poden ser diferents, atenent al tipus de producte agropecuari. Això ha permès, per exemple, que només entre 1961 i 2020 les terres de cultiu creixessin un 12 %, però la producció agrícola es disparés en més d'un 370 % (Norberg, 2017).

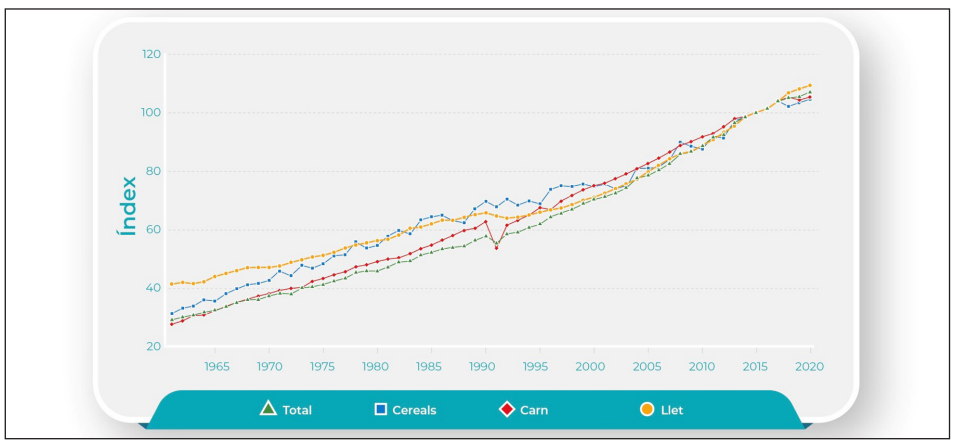

FIGURA 4. Índex de producció mundial total d'aliments, de cereals, de carn (ramaderia) i de llet des de 1961 fins a 2020. Valor de referència per al càlcul de l'índex calculat segons la producció 2014-2016.
FONT: Elaboració pròpia a partir de les dades obtingudes de FAO, 2022, *FAOSTAT*: *Production indices 2021*, <https://www.fao.org/faostat/en/#compare> (consulta: 30 maig 2022).

Però, en cap cas, totes aquestes millores aconseguides no ens han de permetre ignorar alguns dels reptes importants que tenim en aquest segle XXI. Les Nacions Unides van establir l'any 2015 l'Agenda 2030 per al Desenvolupament Sostenible, aprovada per tots els estats membres (United Nations, 2015). S'hi proposa un model compartit de pau i prosperitat per a les persones i el planeta, ara i en el futur. Es recullen disset objectius de desenvolupament sostenible (ODS), que són una crida urgent a l'acció de tots els països, desenvolupats i en desenvolupament, per a millorar globalment la salut i l'educació, reduir la desigualtat i estimular el creixement econòmic, i, al mateix temps, abordar el canvi climàtic i preservar els nostres oceans i boscos.

L'objectiu número sis destaca de nou un dels tres factors clau relacionats amb la salut de les persones i amb la prosperitat de la humanitat que s'han citat prèviament: «Garantir la disponibilitat i la gestió sostenible de l'aigua i el sanejament per a tothom». En els darrers anys, des de la declaració d'aquests objectius, es reafirma que l'accés a l'aigua potable, el sanejament i la higiene és la necessitat humana més bàsica per a la salut i el benestar. Actualment, ens trobem que entre el 2015 i el 2020 la població que utilitza serveis d'aigua potable i un sanejament gestionats de manera segura ha augmentat del 70 % al 74 % i del 47 % al 54 %, respectivament. D'altra

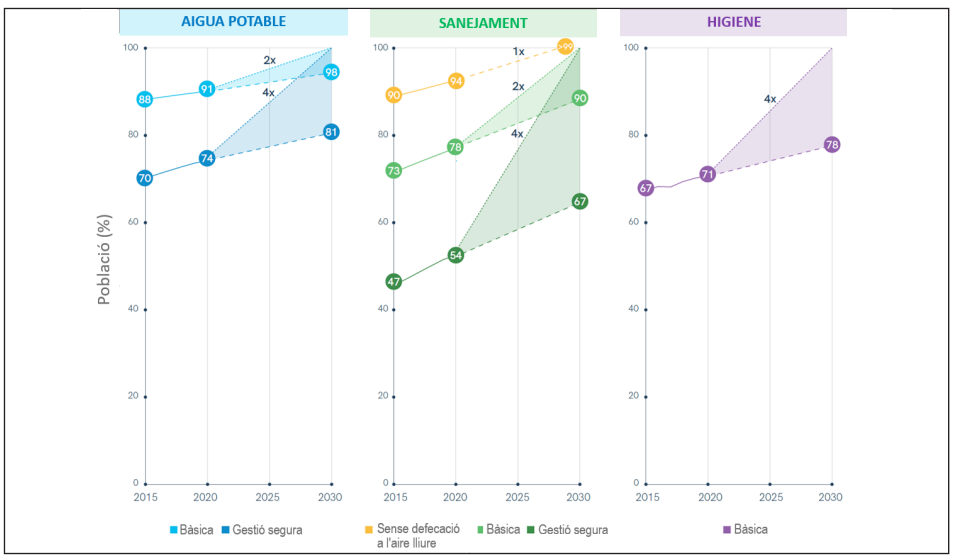

FIGURA 5. Percentatge de la cobertura global dels serveis d'aigua potable, sanejament i higiene en el període 2015-2020, i acceleració necessària per a assolir els objectius l'any 2030.
FONT: Adaptat de WHO-UNICEF, 2021. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS) o el Fons de les Nacions Unides per a la Infància (UNICEF). Ni l'OMS ni l'UNICEF no són responsables del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848>.

banda, però, també s'indica que la població amb accés a instal·lacions de rentat de mans amb aigua i sabó a la llar tan sols ha augmentat del 67 % al 71 %.

Per tant, si es vol assolir la cobertura universal el 2030, com s'estableix en l'objectiu sisè, les taxes de progrés d'aquests serveis bàsics haurien de quadruplicar-se els propers anys (figura 5), repte que sembla difícil d'aconseguir. Les millors prediccions apunten que l'any 2030 un 19 % de la població mundial (1.600 milions de persones) no disposarà encara d'aigua potable, un 33 % (2.800 milions) no tindrà un sanejament adient d'aigües residuals i un 22 % (1.900 milions) no viurà amb unes condicions d'higiene bàsiques amb instal·lacions bàsiques de rentat de mans amb sabó a casa (WHO-UNICEF, 2021).

El repte encara és més important si tenim en compte que la demanda d'aigua està augmentant, no només pel ràpid creixement de la població, sinó també per un increment important de la urbanització i l'augment de les necessitats d'aigua de diferents sectors com l'agricultura, la indústria i l'energia (Harris *et al.*, 2020; Hoekstra, 2015; Hadian i Madani, 2013). Aquesta situació és veu agreujada per l'existent estrès hídric provocat per dècades d'ús indegut i d'una mala gestió de l'aigua, d'una extracció excessiva d'aigües subterrànies i per la contaminació dels recursos hidrològics. Aquesta situació també ha estat causada per la degradació dels ecosistemes, per l'escassetat d'aigua accentuada per l'escalfament global i per una poca inversió en sanejament i potabilització de l'aigua sobretot entre territoris transfronterers (United Nations, 2022). Tot plegat ens està portant a definir actuacions d'emergència com recentment s'ha constatat en el Fòrum Econòmic Mundial de Davos 2022, on, atenent aquesta situació agreujant, es va crear la Comissió Mundial d'Economia de l'Aigua, integrada per economistes, científics, líders comunitaris i responsables polítics, amb l'objectiu d'investigar models de governança per a protegir a els recursos hídrics, estudiar el valor de l'aigua arreu del món i cercar maneres d'assegurar-ne el subministrament. Les decisions que prenem avui sobre l'accés a l'aigua, la seva qualitat, i les solucions per al tractament i la seva reutilització ens determinaran les condicions de vida futures arreu del món. Necessitem aigua per a viure i la necessitarem per a sobreviure. Els reptes i les oportunitats per a trobar solucions caldrà afrontar-los perquè ningú no es quedi sense aquest bé preuat que és l'aigua. Tot i que fer prediccions de la situació en què ens podem trobar més enllà del 2030 és molt incert, hi ha algunes anàlisis basades en un mètode inductiu sistemàtic a partir de coneixements i dades establertes que han permès identificar quatre escenaris possibles molt diferents sobre la disponibilitat d'aigua de qualitat que ens podem trobar cap al 2040 (Kemira, 2022). Tots quatre escenaris requereixen d'una presa de decisions urgent i continuada durant les dues properes dècades.

En qualsevol predicció que es faci, el sanejament de les aigües residuals i una gestió de la qualitat de l'aigua de consum han estat i són determinants no exclusivament, però sí principalment, per al control de les malalties infeccioses de trans-

missió per l'aigua i, més concretament, d'aquelles de transmissió fecal-oral. En conseqüència, la gestió correcta d'aquest control és decisiva per a una millora del benestar global dels humans i és essencial per a un desenvolupament sostenible de futur. La contaminació microbiana de l'aigua de consum a causa de la contaminació fecal dels recursos hídrics representa el major risc per a la seguretat de l'aigua de consum. L'accés a l'aigua potable sanitàriament segura és un dret humà aconseguit des de fa poc més d'un segle que hom no qüestiona, tot i que més de 2.000 milions de persones encara no hi tenen accés (WHO-UNICEF, 2021). És un dels reptes, probablement el més important, entre els objectius per a un desenvolupament sostenible marcats per les Nacions Unides en la seva agenda fins al 2030.

2. La transició epidemiològica i el desenvolupament del benestar facilitats per la gestió de les malalties infeccioses transmeses per l'aigua

És ben conegut que diferents microorganismes causants de malalties infeccioses a través de diferents formes de transmissió han estat els agents causants d'importants epidèmies que han determinat la història de la humanitat (Sherman, 2007). Normalment utilitzem el terme *epidèmia* quan hi ha un augment immediat i extraordinari de morts ocasionades per una malaltia específica causada per un agent infecciós. Les epidèmies han modelat de manera determinant les poblacions humanes a tot el món i durant els diferents períodes de la història de la humanitat. Tot i que el creixement de la població humana ha estat molt destacable en els darrers anys, cal no oblidar que també va haver-hi un creixement demogràfic relativament importat entre els segles XII i XIII que es pot relacionar, de manera similar al que ens passa actualment, amb els primers desenvolupaments de nuclis urbans (concentració de població) i amb un augment de les rutes comercials i de la navegació d'altura (augment de la mobilitat). Aquestes dues millores durant aquells segles ja actuaren també com a factors que facilitaren una expansió més fàcil i ràpida de les malalties infeccioses per diferents patògens (per exemple, la pesta bubònica causada per *Yersinia pestis*), de manera similar a com ens ha tornat a passar en la recent pandèmia de la covid-19 causada pel coronavirus SARS-CoV-2. En cada moment, aquestes situacions epidemiològiques han acabat provocant, tard o d'hora i de manera directa o indirecta, canvis significatius en l'organització social en els anys posteriors. Durant el segle XIX ja es van començar a percebre dos dels fenòmens rellevants que permeteren un cert control i l'inici de les polítiques de prevenció d'aquestes epidèmies degudes a agents infecciosos: el procés de desenvolupament de la ciència mèdica, que facilità també noves pràctiques sanitàries, i l'aparició de les vacunes conjuntament amb noves mesures d'higiene.

Aquests canvis socials i sanitaris ocorreguts al llarg dels segles ens permeten definir tres grans cicles epidèmics basant-nos en diferents tipus de malalties infeccioses que afectaren i determinaren la població mundial, i particularment l'europea, des de l'edat mitjana (Moll, 2002):

— El cicle de la pesta (segles XIV-XVII), en què la mortalitat fou deguda principalment a diverses epidèmies d'aquesta malaltia arreu del món començant amb l'anomenada *pesta negra* (1348), més tardanament la pesta de Marsella (1720) i encara se'n donen alguns brots a principis del segle XIX a Catalunya i Balears, i l'any 1910 a València (Moll, 2002).

— El cicle de la verola (segle XVIII), que inclou també algunes epidèmies de tifus, febres tifoides i paludisme. Les epidèmies causades pel virus de la verola s'estenen fins ben entrat el segle XIX tot i disposar de vacunes, ja que la vacunació es veia limitada pel fet que la població no acceptava ser vacunada. Es pot disposar d'una informació detallada dels brots ocorreguts als Països Catalans en treballs previs (Moll, 2022).

— El cicle del còlera (segle XIX), que també inclou algunes epidèmies de febres tifoides i febre groga. Les epidèmies de còlera causades per *Vibrio cholerae* o les febres tifoides causades per *Salmonella typhi* van minvant de manera significativa, sobretot a Europa, a principis del segle XX a mesura que es dona un progrés social incorporant la potabilització de l'aigua de consum i els sistemes de recollida controlada i sanejament de les aigües residuals. Tot i així, encara es troben en el nostre país brots epidèmics molt importants no només a finals del segle XIX, com les epidèmies de còlera a València i les Terres de l'Ebre (López i Alemany, 1985), quan es va aplicar la vacunació innovadora per part del doctor Jaume Ferran i Clua, sinó també a principis del segle XX, com al Vendrell l'any 1911 (Pellicer i Caralt, Peris i Roig i Pedrerol i Mas, 1985), o les febres tifoides de 1914 a Barcelona (Montrós i Perelló, 1915).

Aquesta classificació en el temps no ens permet distingir les epidèmies causades per les diferents formes de transmissió de les malalties. Conèixer aquests mecanismes de transmissió ha esdevingut essencial per a poder definir programes de control o de prevenció específics i així anar aprenent i definint diferents mesures sanitàries i higièniques, que han acabat disminuint els efectes finals d'una epidèmia causada per un mateix patogen al llarg de la història. Cal distingir tres mecanismes de transmissió de les malalties:

— En un primer grup hi tenim les malalties de transmissió directa, en què els patògens es transmeten directament des d'una persona o animal infectat a una altra persona o animal no infectat. En aquest grup hi trobem les malalties de transmissió de persona a persona per contacte entre elles o intercanvis de fluids corporals, incloent-hi les de transmissió sexual (virus de la immunodeficiència humana, de l'Ebola, del xarampió, de la grip…), i aquelles altres malalties transmeses en

tossir o esternudar, cosa que pot provocar que les gotes que contenen l'agent infecciós caiguin sobre les persones properes (tuberculosi, grip, varicel·la…).

— En un segon grup hi trobem les malalties de transmissió indirecta, en què el patogen es transmet d'una persona infectada a una altra, tot i que les dues persones no han tingut cap contacte directe. Inclouen les malalties anomenades de *transmissió fecal-oral*, en què les femtes, sovint en quantitats microscòpiques, es transmeten per via oral d'una persona o animal infectat a una altra persona. Aquí hi trobem les malalties infeccioses de transmissió per l'aigua o pels aliments (còlera, febre tifoide i gastroenteritis per norovirus). Dintre de les malalties de transmissió indirecta hi tenim també les de transmissió per l'aire. L'agent infecciós entra a l'aire quan una persona infectada esternuda, tus, riu, respira, etc., i pot romandre a l'aire durant un període de temps prolongat i suficient perquè una altra persona entri en contacte amb l'agent en respirar l'aire contaminat (xarampió, grip, SARS-CoV-2, refredat comú…). En aquest grup també hi hem d'incloure la transmissió a través d'objectes inanimats, que anomenem *fòmits* (poms de les portes, passamans, teclats d'ordinador…), on el patogen pot persistir un temps suficient per a transmetre's i infectar una altra persona (varicel·la, malaltia de Lyme, SARS-CoV-2, febre aftosa, refredat comú…).

— Finalment, hi ha les malalties de transmissió per un vector, en què el patogen requereix que un altre organisme transmeti una malaltia de persona a persona o d'animal a persona. Aquesta darrera situació és un tipus de transmissió zoonòtica (d'animal a persona), però difereix de la zoonosi directa, en què un animal vertebrat contreu una malaltia i la transmet directament a una persona, com passa amb la ràbia. Quan parlem de la transmissió per un vector sovint hi intervé un insecte, a través de la seva picada a una persona o un animal (malària, pesta, virus del Zika…).

De tots aquests mecanismes de transmissió, el control de les malalties infeccioses transmeses per l'aigua ha estat determinant per al que s'anomena *la transició epidemiològica*, ocorreguda durant el segle XX en la població humana. Ens referim a aquestes malalties com de transmissió fecal-oral quan són degudes a una infecció en humans o en animals causada per microorganismes (fongs, bacteris, virus) o paràsits que s'ingereixen a través de l'aigua contaminada o en contacte amb les femtes.

En els darrers dos segles hi ha hagut una clara disminució d'epidèmies infeccioses de transmissió fecal-oral a través de l'aigua a tot el món, i particularment als països desenvolupats, molt relacionada amb el desenvolupament del benestar social. Aquest fet ha estat impulsat principalment per dos factors. El primer ha estat l'aplicació sistemàtica dels avenços científics indicats anteriorment a la praxi mèdica; el segon, les actuacions sobre la qualitat de les aigües i el seu sanejament, cosa que ha estat determinant per a una clara millora de la qualitat de vida dels

ciutadans. Aquesta transformació sanitària i de qualitat de vida ocorreguda a Europa ja durant el segle XIX es dona de manera més tardana en el segle XX a l'Estat espanyol (Robles, García i Bernabeu, 1996). En el cas de la societat espanyola, l'evolució de l'esperança de vida i la taxa de mortalitat infantil ens permeten identificar com un increment continuat de la primera i una disminució molt important de la segona estan estretament relacionats amb la transformació en l'atenció sanitària i en la millora de la prevenció i la salut pública (figura 6).

El descens d'un 95 % de la mortalitat es dona bàsicament per la disminució de les malalties infeccioses transmeses per l'aigua que arriba i està principalment relacionat amb la població que tendeix a concentrar-se en ciutats més grans, on s'ha fet un gran esforç d'urbanització i es disposa de manera progressiva d'aigua corrent controlada. L'any 1950 un 66 % dels habitatges de l'Estat espanyol no disposaven d'aigua corrent, i aquesta xifra disminueix a un 1,26 % l'any 1990. Similarment, el nombre de cases que no tenien excusats era d'un 58 % el 1950 i es va reduir a un 3 % l'any 1990 (figura 7). Aquestes millores en els serveis també van estar acompanyades per un increment de la capacitat econòmica de les famílies i de la despesa de les administracions públiques en sanitat i infraestructures.

Per tant, la gestió de la qualitat de l'aigua de consum i els serveis de sanejament han contribuït a una consolidació i expansió globalitzada de la societat del benestar, que ha estat la causa principal de la transició epidemiològica dels darrers segles. Aquest canvi ha produït un nou escenari en què el control d'altres tipus de malalties ha passat a primer terme. També ha comportat una nova manera de gestionar els riscos i aplicar actuacions de prevenció de manera sostinguda al llarg dels anys en la gestió de l'aigua. Això ha estat possible per la definició continuada i progressiva d'indicadors de processos, i la seva aplicació operativa en la gestió diària de productes i serveis que afecten la qualitat de vida de les persones i les societats.

Actualment, ens trobem de nou, o potser continuem estant, en una nova etapa de globalització (augment i concentració de la població humana i increment de la seva mobilitat) com la que es va viure en els segles XII i XIII. No obstant això, ara es dona en una dimensió planetària que ens comportarà continuar inequívocament millorant en molts d'aquests aspectes comentats en l'apartat anterior. El canvi de dimensió del repte fa que ens enfrontem també amb la necessitat de trobar solucions aplicables a aquesta nova etapa. Si ens centrem en les malalties infeccioses fecal-orals de transmissió per l'aigua, no existeix cap mena de dubte que l'aigua segura i fàcilment disponible és i serà essencial en aquest nou repte, no només per a la salut pública, sinó també per a la qualitat de vida relacionada amb el seu ús diari per a beure i per a diferents usos domèstics, per a la producció d'aliments o, fins i tot, per als usos recreatius, agrícoles o industrials. La millora del subministrament global d'aquesta aigua sanitàriament segura i del sanejament de les aigües residuals

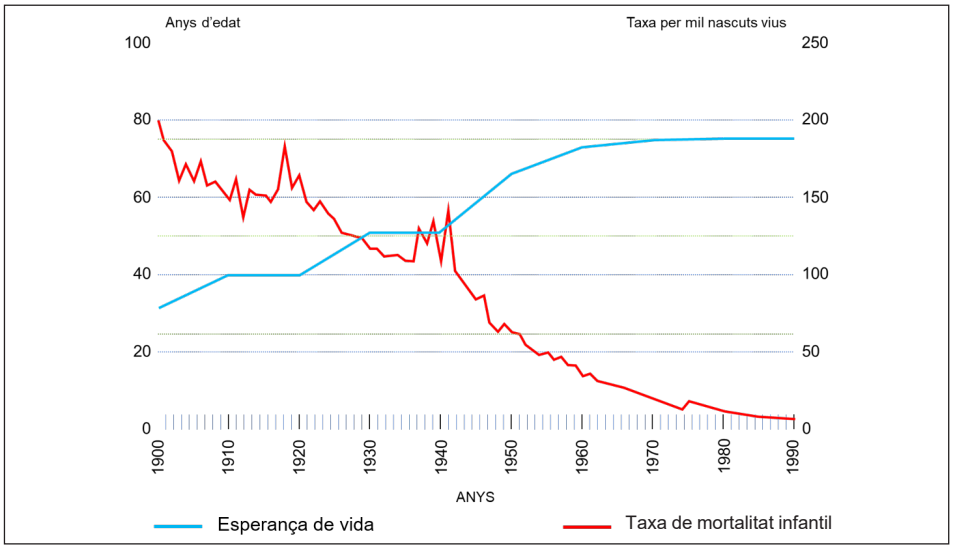

FIGURA 6. Canvis en l'esperança de vida i la taxa de mortalitat infantil a l'Estat espanyol entre 1900 i 1990.
FONT: Adaptat de Robles, García i Bernabeu, 1996.

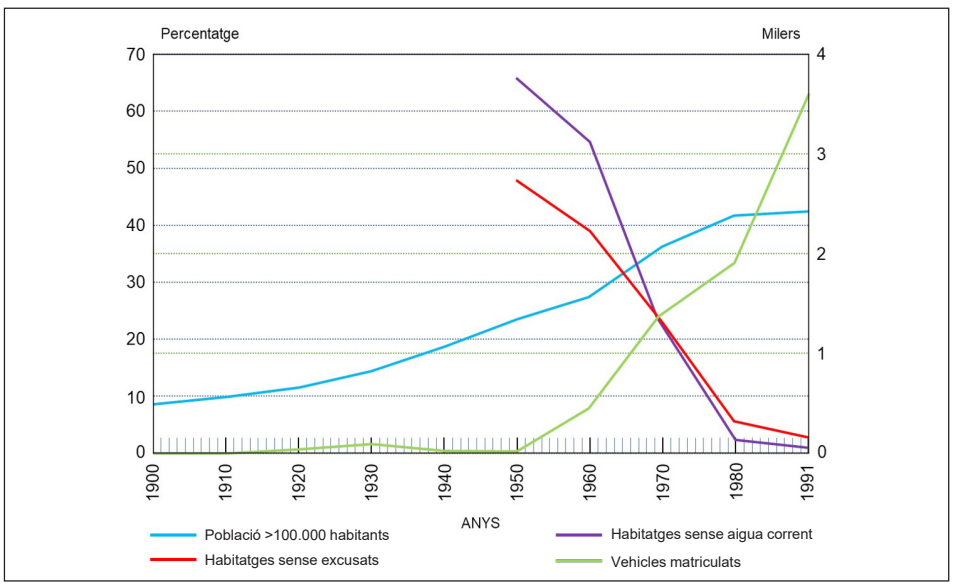

FIGURA 7. Percentatge de la població que es desplaça a viure a poblacions de més de 100.000 habitants (1900-1991), dels habitatges sense aigua corrent ni excusats (1950-1991) o de vehicles matriculats per cada 100.000 habitants (1901-1990) a l'Estat espanyol.
FONT: Adaptat de Robles, García i Bernabeu, 1996.

són dos elements clau per a afrontar l'enorme transformació social i econòmica de la humanitat que ja actualment estem palpant. Sense una millora i una gestió més eficient dels recursos hídrics, com ara la recuperació d'aigües residuals mitjançant el tractament i el control de la contaminació microbiològica i química, no es podrà impulsar el creixement econòmic sostenible dels països ni fer una contribució important a la reducció de la pobresa.

3. Els agents causals de les malalties infeccioses de tipus fecal-oral de transmissió per l'aigua

3.1. *Característiques diferencials dels patògens de transmissió fecal-oral*

La determinació del tipus de transmissió d'un agent infecciós cal establir-la per unes característiques diferencials relacionades amb les interaccions entre l'hoste, el patogen i l'ecosistema que comparteixen o on es troben. Així, un agent infecciós causant d'una malaltia es considera de transmissió fecal-oral a través de l'aigua si hi ha una evidència documentada de les característiques següents:

— L'agent causal és infecciós i capaç de replicar-se en l'hoste.

— L'agent causal ha d'estar present en el contingut intestinal dels humans o animals, en residus fecals ambientals d'origen humà o animal, en aigües residuals o en diferents tipologies d'aigua amb contaminació fecal.

— Hi ha d'haver evidència epidemiològica ben documentada d'infecció, malaltia o mort per l'agent causal per aquests mitjans hídrics d'exposició.

— L'agent causal ha d'infectar exclusivament a través del tracte gastrointestinal de les persones infectades, sense que mai no s'hagi documentat la seva presència com a microorganisme infecciós capaç de replicar-se en residus fecals o en aigües fecals en el medi ambient.

A més a més, per a poder fer una valoració correcta de la seva infectivitat, és important conèixer la relació dosi-resposta d'infectivitat que presenta en humans o en animals, de manera que es puguin fer avaluacions quantitatives dels efectes sobre la salut de l'hoste. Aquesta valoració ha d'estar basada en evidències i s'ha de fer mitjançant mètodes d'avaluació quantitativa del risc i, per tant, l'anàlisi requereix tant una avaluació coneguda de l'exposició com les dades dels efectes sobre la salut. En el cas de la recent pandèmia de la covid-19 pel virus SARS-CoV-2, encara que el virus es troba a les aigües residuals, no es pot considerar una malaltia de transmissió per l'aigua, ja que no compleix algunes de les característiques que s'han indicat (Sobsey, 2022), que sí que compleixen, per exemple, els norovirus descrits l'any 1929 (Ludwig-Begall, Mauroy i Thiry, 2021; Zahorsky, 1929).

3.2. *Importància del control dels patògens de transmissió fecal-oral i impacte en la salut pública*

Tot i que encara no es coneixia l'existència dels microorganismes, la importància d'una aigua potable i d'un sanejament adient de les aigües residuals per al benestar d'una comunitat es coneix des de fa milers d'anys, tal com ens ho han permès determinar algunes mostres arqueològiques de latrines i sistemes de drenatge d'aigües residuals de l'Imperi de Mesopotàmia (3500-2500 aC). També s'han trobat restes d'uns primers sistemes de sanejament urbà i tractament d'aigües residuals a Harappa, Mohenjo-daro i Rakhigarhi, a la civilització de la vall de l'Indus (3000 aC), a les illes Òrcades de l'actual Escòcia (3200 aC) i a l'antic Egipte (2100 aC). No obstant això, es considera que a l'antiga Grècia es on es van iniciar els principis conceptuals de la gestió moderna de l'aigua de consum i les aigües residuals, que va continuar durant l'Imperi romà amb la construcció dels sistemes de distribució públics o privats d'aigua a través d'infraestructures com els aqüeductes, els serveis públics de banys o la separació diferencial de les aigües residuals (Bond *et al.*, 2013). Tanmateix, la relació entre sanejament i malaltia no va rebre una atenció i una aplicació reals mundialment fins al segle XIX, fet probablement molt relacionat amb els avenços científics en la microbiologia. Fins llavors, moltes ciutats utilitzaven lavabos i sistemes de clavegueram molt semblants als de moltes parts del món actuals on encara no es tracten les aigües residuals, i això facilitava la propagació de malalties, els brots epidèmics i també alteracions en el medi ambient. El punt d'inflexió d'aquesta nova concepció de la gestió de les aigües s'associa sovint a l'epidèmia de còlera de 1854 a Londres. Els doctors John Snow i Henry Whitehead van descobrir, utilitzant la cartografia de la ciutat, com el còlera s'estenia a través de l'aigua contaminada perquè els malalts utilitzaven el mateix subministrament d'aigua a través d'una bomba que prenia l'aigua d'una canonada d'entrada que estava per sota d'una sortida d'aigües residuals. Observaren que gran part del subministrament d'aigua a Londres en aquell moment estava contaminat per excrements humans. És al final del segle XIX que es promou l'eliminació controlada d'aigües residuals i el proveïment d'aigua corrent a les llars dels Estats Units d'Amèrica i del Regne Unit (Naughton i Mihelcic, 2017), la qual cosa és l'inici del que es va anomenar el *Great Sanitary Awakening* ('gran despertar sanitari'). A Europa, de manera similar, a causa de l'epidèmia de còlera dels anys 1830 es va començar a donar importància a sistemes adequats de gestió de l'aigua, principalment als barris benestants de les grans ciutats, i s'inicia així un període que va del 1850 al 1870 en què es van construir les primeres grans infraestructures de clavegueram. A finals del segle XIX, és el sector públic el que pren el protagonisme i s'estén l'accés als serveis d'aigua i sanejament a tota la població (Abellán, 2017). A Catalunya la situació va seguir un procés semblant, de manera que la concen-

tració de la població en les ciutats grans i la manca d'infraestructures que continuaven provocant problemes d'higiene pública facilitaren els greus episodis de còlera, tifus i altres malalties durant el segle XIX i principis del segle XX. Barcelona estava encara emmurallada i havia triplicat la seva població quan es va veure afectada per l'epidèmia de còlera de 1854. La principal font d'abastament d'aigua a la ciutat fins a finals del segle XIX depenia pràcticament del rec Comtal, construït al segle XI i més pensat per a moure els molins hidràulics i utilitzar les aigües sobrants per al rec (Gaya i Fuertes, 2014). La construcció de l'Eixample barceloní encara presentava algunes carències per a l'establiment d'una xarxa de clavegueram moderna. L'any 1893 l'enginyer Pere Garcia i Fària va elaborar un pla de reforma del subsol (el *Proyecto de Saneamiento del Subsuelo de Barcelona*) utilitzant dades de mortalitat del Registre Civil i analitzant-les per barris i per causes, i així demostrà que els barris sense una canalització de les aigües residuals eren els que presentaven més mortalitat (Gaya i Fuertes, 2014). També durant aquest període de finals del segle XIX i principis del segle XX, es va iniciar el desenvolupament de xarxes de clavegueram en les principals ciutats del país.

Tot i així, aquest desenvolupament dels sistemes de clavegueram construïts en aquells anys arreu del món encara no proporcionava un tractament de les aigües residuals ni tampoc abordava problemes de sanejament en l'àmbit rural, fora de les grans ciutats. Per tant, la propagació de malalties i la contaminació ambiental van continuar. Les tecnologies modernes de tractament d'aigües residuals no van aplicar-se en un ús generalitzat fins als anys trenta i quaranta (Cutler i Miller, 2005). A Catalunya, fou a la ciutat de Reus on es va construir la primera depuradora d'aigües residuals de l'Estat espanyol, i fou l'any 1937, en plena Guerra Civil espanyola, que va entrar en funcionament amb el nom de Depuradora d'Aigües Residuals del Molinet.

Aquestes intervencions de salut pública van aconseguir reduir dràsticament la incidència de malalties de tipus fecal-oral transmeses per l'aigua principalment entre la població urbana i, tal com s'ha descrit anteriorment, van ser una causa important en l'augment de l'esperança de vida en la primera meitat del segle XX. Tot i que els darrers setanta anys hi ha hagut un continuat progrés en la gestió de l'aigua, l'any 2016 l'aigua potable no segura i el sanejament inadequat van comportar aproximadament unes 829.000 morts en el món, equivalent al 60 % de les morts per diarrees totals (Prüss-Ustün *et al.*, 2019). De nou les dades ens permeten comprovar que aquesta situació està molt relacionada amb una renda *per capita* baixa o mitjana com a indicadora del benestar social dels països (figura 8).

Recentment, segons una revisió de la situació feta per l'Organització Mundial de la Salut (OMS, en anglès WHO) i el Fons de les Nacions Unides per a la Infància (UNICEF) l'any 2020 un 74 % de la població mundial disposa de serveis d'aigua de consum gestionats de manera segura (WHO-UNICEF, 2021). Aproximadament

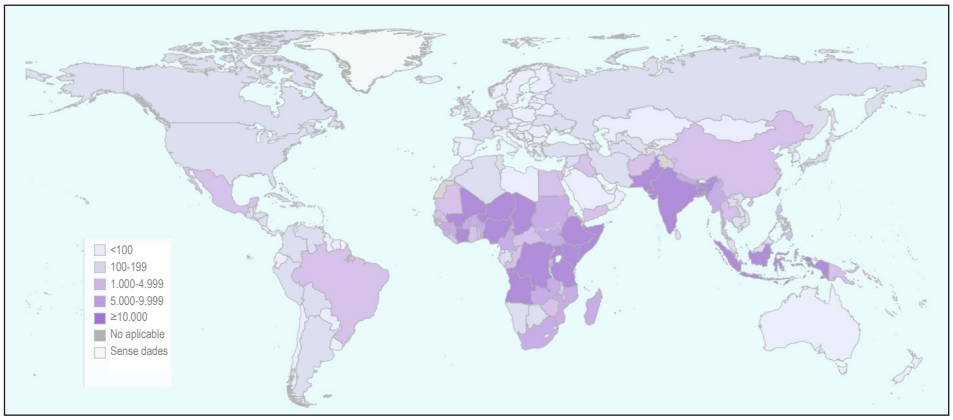

Figura 8. Morts per diarrea deguda a una aigua potable no segura i un sanejament inadequat.
Font: Adaptat de WHO, 2016. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS). L'OMS no és responsable del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <http://gamapserver.who.int/gho/interactive_charts/phe/wsh_mbd/atlas.html>.

uns 2.000 milions de persones no tenen aquest servei, del quals 1.200 milions només tenen serveis bàsics, 282 milions tenen serveis limitats, 367 milions utilitzen recursos no millorats i 122 milions encara recullen aigua de consum diari directament de l'aigua superficial sense controls. En els entorns rurals d'àmbit mundial, vuit de cada deu persones encara no tenen ni tan sols els serveis bàsics (figura 9).

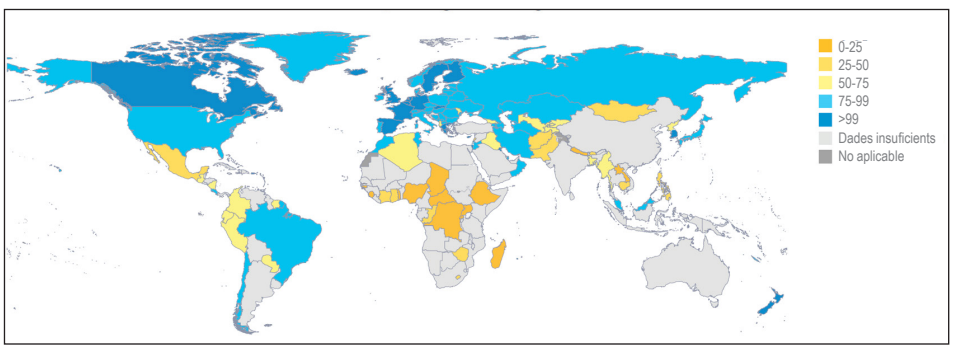

Figura 9. Percentatge de la població l'any 2020 que utilitza serveis d'aigua potable gestionats de manera segura. Només 138 països disposen d'aquests serveis.
Font: Adaptat de WHO-UNICEF, 2021. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS) o el Fons de les Nacions Unides per a la Infància (UNICEF). Ni l'OMS ni l'UNICEF no són responsables del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848>.

Pel que fa al sanejament de les aigües residuals de manera segura, també l'any 2020, els serveis arriben a un 54 % de la població mundial. Hi ha 3.600 milions de persones que no tenen aquests serveis, dels quals 1.900 milions tenen serveis bàsics, 580 milions tenen serveis limitats, 616 milions tenen instal·lacions no millorades i 494 milions practiquen la defecació a l'aire lliure. Dos terços de les persones que encara no tenen ni tan sols serveis bàsics viuen en zones rurals, i gairebé la meitat d'aquestes persones viuen a l'Àfrica subsahariana (figura 10).

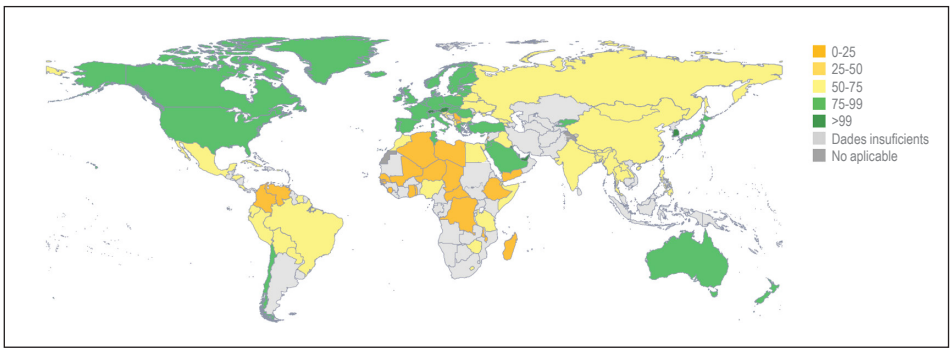

Figura 10. Percentatge de la població l'any 2020 que utilitza serveis de sanejament d'aigües residuals gestionats de manera segura. Només 120 països disposen d'aquests serveis.
Font: Adaptat de WHO-UNICEF, 2021. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS) o el Fons de les Nacions Unides per a la Infància (UNICEF). Ni l'OMS ni l'UNICEF no són responsables del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848>.

Els serveis i l'educació per a una higiene bàsica són també essencials i complementaris a la gestió de les aigües per tal d'aconseguir el control de les malalties infeccioses (no només les de transmissió per l'aigua). L'any 2020, un 71 % de la població mundial tenia accés, com a mínim, a instal·lacions bàsiques de rentat de mans amb aigua i sabó a casa. Hi ha 2.300 milions de persones que no disposen de serveis bàsics d'higiene, dels quals 670 milions no tenen accés a cap mena de rentat de mans (figura 11).

Aquestes observacions ens indiquen que la simple millora de les xarxes de distribució d'aigua potable segura pot no comportar una millora dels efectes desitjats per a la salut si no va acompanyada d'una implantació d'instal·lacions de sanejament, d'una eliminació segura de les femtes dels nens i dels animals, de la cessació de la defecació a l'aire lliure i de la millora de la higiene personal i domèstica.

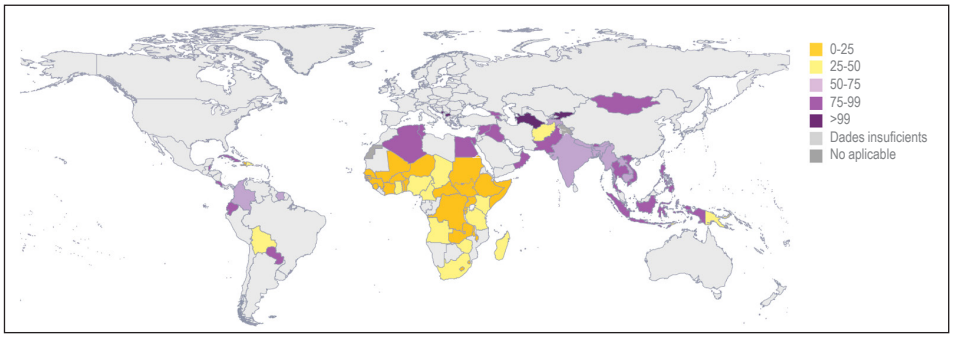

Figura 11. Percentatge de la població l'any 2020 que utilitza serveis d'higiene bàsics. Només 79 països disposen d'aquests serveis.
Font: Adaptat de WHO-UNICEF, 2021. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS) o el Fons de les Nacions Unides per a la Infància (UNICEF). Ni l'OMS ni l'UNICEF no són responsables del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848>.

3.3. *Diversitat dels agents infecciosos causants de malalties de transmissió fecal-oral a través de l'aigua*

Hi ha un nombre important d'agents infecciosos que es transmeten a través de l'aigua i que són els patògens que coneixem com els agents causants de les malalties infeccioses de transmissió fecal-oral, generalment a través de l'aigua. S'han documentat més de quatre-cents organismes patògens (virus, bacteris i paràsits) transmesos per l'aigua. Quan els recursos hídrics es contaminen per aigües residuals o per aportacions de material fecal d'origen humà o animal, poden contenir no només bacteris entèrics patògens com *Vibrio cholerae, Salmonella* spp., *Shigella* spp. o *Campylobacter* spp., sinó també virus patògens com els enterovirus, els adenovirus, els virus de l'hepatitis, de la poliomielitis o els norovirus, alguns paràsits com els protozous *Cyclospora, Giardia, Cyptosporidium*, fongs com els *Microsporidia* o nematodes com diferents espècies dels gèneres *Trichuris* i *Ascaris*. Aquests diferents patògens poden transmetre malalties com el còlera, la diarrea, la disenteria, l'hepatitis A i E, la febre tifoide, la poliomielitis o l'ascariasi, entre moltes altres. En la taula 1 es presenta una breu relació d'alguns d'aquests patògens, els seus efectes sobre la salut i el seu mode de transmissió.

La gestió adequada dels recursos hídrics està molt associada a la salut humana, perquè l'aigua s'utilitza per a molts propòsits que faciliten la transmissió de patògens (beguda, higiene personal, activitats recreatives, reg agrícola, producció d'aliments…). El repte que apareix és com controlem tots aquests patògens causants de les malalties infeccioses fecal-orals, ja que aquests usos tenen una impor-

Taula 1
Exemples de patògens transmesos per l'aigua

Patògens transmesos per l'aigua	***Efectes sobre la salut***	***Mode de transmissió***
Virus		
Adenovirus	Infeccions respiratòries; gastroenteritis; malaltia febril (relacionada amb la febre) amb conjuntivitis	Transmissió fecal-oral; transmissió per aigua
Astrovirus	Diarrea	Transmissió fecal-oral
Coxsackievirus	Diarrea i vòmits; erupcions cutànies; miocarditis i pericarditis (inflamació del teixit cardíac i del sac membranós que embolcalla el cor, respectivament); meningitis asèptica	Transmissió de persona a persona; transmissió fecal-oral; aigües contaminades, especialment aigües recreatives
Echovirus	Infeccions subclíniques; miocarditis; meningitis asèptica	Via fecal-oral
Enterovirus	Gastroenteritis; poliomielitis (inflamació de la substància grisa de la medul·la espinal); meningitis; malaltia respiratòria; diabetis; encefalitis (inflamació del cervell)	Via fecal-oral o via respiratòria
Virus de l'hepatitis	Gastroenteritis	Via fecal-oral; aigua i aliments contaminats fecalment; transmissió de persona a persona
Norwalk/Calicivirus	Diarrea i vòmits	Aigües superficials, aigües subterrànies o gel contaminats; marisc contaminat; nedar en aigua que conté aigües residuals
Rotavirus	Diarrea	Aigües superficials amb contaminació fecal; mundialment una de les principals causes de diarrea infantil
Bacteris		
Arcobacter	Diarrea	Dipòsits d'aigua potable i depuradores
Aeromonas hydrophila	Gastroenteritis	Biofilms d'aigua potable
Campylobacter (incloent *C. jejuni*, *C. coli*, i d'altres espècies relacionades)	Gastroenteritis aguda	Productes d'aus de corral contaminats; llet no pasteuritzada; aigua
Helicobacter pylori	Malaltia gastroduodenal inclosa la gastritis activa crònica; malaltia d'úlcera duodenal pèptica i altament probable; càncer gàstric	Desconegut; la transmissió fecal-oral és molt improbable
Legionella spp.	Malaltia del legionari (inflamació pulmonar aguda) i febre de Pontiac (forma de malaltia semblant a la grip)	Des d'aigua de font a aigua potable
Mycobacterium avium complex	Malaltia pulmonar	Sistema de tractament i distribució d'aigua potable
Escherichia coli patogèniques	Colitis hemorràgica (hemorràgia del còlon inflamat) amb diarrea amb sang i síndrome hemoliticourèmica (malaltia aguda després d'una infecció respiratòria que causa diarrea amb sang)	Contacte amb carn de boví o làctics contaminats

Taula 1 (*Continuació*)
Exemples de patògens transmesos per l'aigua

Patògens transmesos per l'aigua	***Efectes sobre la salut***	***Mode de transmissió***
Pseudomonas aeruginosa	Infeccions nosocomials (infeccions associades a estades hospitalàries) en pacients immunodeprimits i pacients amb malalties subjacents com ara infeccions de ferides i vies urinàries i pneumònia; traqueobronquitis en pacients amb fibrosi quística	Aigua exposada a la contaminació fecal; aigües superficials influïdes per l'abocament d'aigües residuals; aigua rica en nutrients
Yersinia enterocolitica	Infeccions gastrointestinals	Desconegut; aliments i aigua contaminats són les fonts més probables
Protozous		
Acanthamoeba	Encefalitis amebiana granulomatosa (inflor del cervell caracteritzada per teixit de granulació) en persones immunodeprimides; queratitis (infecció greu i potencialment encegadora de la còrnia)	Contaminació de lents de contacte o estoig d'emmagatzematge
Cryptosporidium parvum	Infeccions subclíniques i diarrea autolimitada en adults sans; diarrea aguda en nadons i persones immunodeprimides	Aigües potables
Cyclospora cayetanensis	Diarrea, rampes abdominals, disminució de la gana i febre baixa que pot durar diverses setmanes	Desconegut; es creu que la ruta fecal-oral, directament o per aigua, és altament probable
Giardia lamblia	Infeccions subclíniques i diarrea autolimitada en adults sans; diarrea aguda en nadons i persones immunodeprimides	Aigües potables
Microsporidia	Diarrea i colangiopatia (infecció de les vies biliars) en persones immunodeprimides	Aigües superficials; aigües contaminades per aigües residuals
Toxoplasma gondii	Malaltia semblant a la grip i/o glàndules inflades al coll, a les aixelles o a l'engonal	Aigua contaminada per gats
Nematodes		
Ascaris spp.	Dolor abdominal, obstrucció intestinal, colèctasi, pancreatitits	Aigües potables i aliments, transmissió fecal-oral
Trichuris trichiura	Dolor abdominal, diarrea sanguinolenta, prolapse rectal infantil	Aigües potables i aliments, transmissió fecal-oral

Font: Adaptat de National Research Council, 2004, <https://doi.org/10.17226/11010>. Traduït i reproduït amb el permís de la National Academy of Sciences, cortesia de la National Academies Press, Washington, DC.

tància cabdal. Una vigilància analítica expansiva i extensiva dels diferents recursos hídrics i per a tots els patògens potencials resulta econòmicament, tècnicament i logísticament inviable. Els procediments de vigilància i monitorització d'aquests patògens s'han basat i es basen en el principi de seguiment final de microorganismes indicadors i en un nombre reduït de patògens seleccionats.

Durant les darreres dècades s'han desenvolupat mètodes de detecció i enumeració mitjançant tècniques moleculars basades en la detecció de determinats antígens o seqüències d'àcids nucleics específiques del patogen o d'alguns microorganismes indicadors seleccionats (Dufour *et al.*, 2003; National Research Council, 2004; Jofre i Blanch, 2010). Tots aquests mètodes, més enllà dels avantatges i de les limitacions que cadascun d'ells té, ens proporcionen un ventall d'instruments per a un bon control dels brots de les malalties de transmissió fecal-oral. No obstant això, no podem aplicar-los en l'anàlisi rutinària per a una determinació i control de tots els patògens potencials. Els requeriments operatius, no només econòmics sinó també del temps que consumiria la seva aplicació, comportarien un desajust molt crític entre l'ús d'una aigua i la disponibilitat dels resultats de l'anàlisi de qualitat microbiològica per a prendre decisions en la gestió i el control sanitari. Per tant, ha estat essencial reduir el nombre de microorganismes analitzats mitjançant la definició, la selecció i l'anàlisi rutinària d'un reduït nombre de microorganismes que esdevenen una adequada representació no només de la presència dels diferents tipus de patògens en l'aigua, sinó també de si són infecciosos i si comporten un risc per a la salut.

4. Microorganismes indicadors, índex i models per al control dels patògens de transmissió fecal-oral

Davant la limitació de poder fer una anàlisi exhaustiva de tots els patògens de transmissió hídrica que ens podem trobar en una mostra d'aigua, s'han establert progressivament i des de finals del segle XIX, uns microorganismes que ens aporten una informació suficientment sòlida de la possible presència o absència d'un conjunt de patògens que poden estar presents en una aigua. La seva anàlisi ens proporciona unes garanties que aquella aigua és apta per a un consum o un ús específic (bany, elaboració d'aliments, reg agrícola i de jardineria, etc.) sanitàriament segurs.

Al llarg dels anys, aquests microorganismes que s'han anat seleccionant ens estan permetent avaluar tant la presència de contaminació fecal com la dels potencials patògens a l'aigua. S'han proposat i utilitzat diversos grups de microorganismes amb certes característiques específiques, però no n'hi ha cap que poguéssim escollir com un indicador universal per a tots els patògens de transmissió hídrica. A més a més, resulta important distingir l'aplicació o l'objectiu d'ús d'aquests microorganismes seleccionats com a indicadors. Tal vegada només es requereix per a determinar la presència o l'absència dels patògens en una mostra d'aigua específica, i aquesta necessitat és ben diferent de si es pretén avaluar l'efectivitat de diferents processos de tractament de l'aigua. Aquestes aplicacions diferents ens porten a distingir clarament tres termes (Dufour *et al.*, 2003; WHO, 2022):

— *Organismes indicadors o indicadors de procés.* Aquest terme s'ha d'utilitzar quan els organismes seleccionats mesuren l'efectivitat d'un procés de tractament (per exemple, desinfecció amb clor, tractaments biològics secundaris d'aigües residuals, tractaments amb UV, etc.).

— *Organismes índex.* L'organisme seleccionat assenyala la presència de patògens, i és una mesura de la contaminació fecal en l'aigua.

— *Organismes model.* Un exemple n'és un organisme molt estudiat, *Escherichia coli,* que permet experimentar i entendre fenòmens biològics particulars que ens proporcionaran informació sobre el funcionament d'altres organismes (per exemple, patògens bacterians però no vírics o paràsits).

També s'utilitza sovint el terme *indicador fecal* referint-se al fet que s'està detectant la presència de contaminació fecal en l'aigua, encara que també ens permet deduir al mateix temps la possible presència de patògens (Ashbolt, Grabow i Snozzi, 2001). Tot i que el concepte d'indicador microbià ha estat discutit al llarg del temps, actualment hi ha un ampli consens per part de la comunitat científica sobre els criteris que ha de complir un indicador, tal com han recollit algunes agències ambientals i de salut (Dufour *et al.*, 2003; US EPA, 2015):

— L'indicador ha d'estar present quan hi ha patògens presents en aigües contaminades i absent en aigües no contaminades sense patògens.

— L'indicador s'ha de relacionar amb el risc per a la salut.

— L'indicador ha d'estar present en major quantitat que el patogen.

— L'indicador no s'ha de multiplicar a l'entorn natural.

— L'indicador ha de presentar una persistència ambiental similar o més gran que el patogen.

— L'indicador ha de ser almenys tan resistent com el patogen als processos de desinfecció i de tractament de l'aigua.

— L'indicador ha de ser no patogen per a minimitzar el risc per a la salut dels analistes.

— L'indicador ha de ser detectable mitjançant mètodes fàcils, ràpids, barats i estandarditzables.

5. Breu història dels indicadors microbians proposats per al control de les malalties infeccioses de transmissió per l'aigua

És important ressaltar que els indicadors fecals microbians que s'han utilitzat exitosament des de fa més d'un segle, i que encara s'estan fent servir habitualment i majoritàriament, estan basats en diferents grups bacterians. Aquests indicadors bacterians s'han definit i millorat en la seva detecció i enumeració amb aportacions tecnològiques successives al llarg del segle passat. En primer lloc, es van utilitzar diferents característiques del *seu metabolisme* bacterià per a millorar-ne

el creixement de manera selectiva i diferencial mitjançant medis de cultiu definits en la seva composició per tal de facilitar la seva anàlisi. Per exemple, la detecció de la formació de determinats àcids i/o la producció de gas derivat del metabolisme de fonts de carboni. Posteriorment, es va observar que l'ús de *determinats inhibidors* (per exemple, l'ús de sals biliars) facilitava una major selectivitat per a detectar aquests indicadors bacterians i, fins i tot, facilitava l'ús d'algun grup bacterià més adequat com a indicador. Una nova etapa metodològica es va iniciar en incorporar-se l'aplicació d'alguns *enzims molt associats a alguns indicadors bacterians,* de manera que ens aportava una informació diferencial i més específica de la seva presència, com, per exemple, la destacable especificitat de la β-glucuronidasa per a detectar *Escherichia coli* enfront d'altres enterobacteriàcies. Aquestes successives millores metodològiques també han promogut el desenvolupament de proves i mètodes comercials fàcils d'utilitzar. Més recentment, amb el desenvolupament de *tècniques moleculars* basades en la detecció específica amb anticossos o amb fragments de seqüències diana d'àcids nucleics associades als patògens o als indicadors s'han proposat nous mètodes. Ara bé, com ja s'ha assenyalat abans, la seva estandardització, la seva aplicació en anàlisi rutinària i/o el seu ús requerit en regulacions i normatives nacionals o internacionals encara està en un estadi inicial o presenta limitacions operatives importants per a la determinació del risc sanitari i la presa de decisions en la gestió dels recursos hídrics.

Des d'un principi, es va considerar la determinació dels bacteris totals heterotròfics presents en una mostra d'aigua. El principal motiu que s'incorporessin els bacteris heterotròfics en les normatives i regulacions de qualitat de l'aigua ha estat que un nombre elevat de microorganismes heterotròfics en una mostra poden interferir amb l'enumeració dels microorganismes indicadors fecals (Edberg *et al.*, 2000). La cerca del millor grup bacterià com a indicador de la presència de contaminació fecal i per al control dels patògens presents en una aigua ha anat canviant al llarg del darrer segle, però sempre buscant una aportació més adient a la valoració del risc sanitari associat a l'ús d'una aigua i, en concret, relacionant aquest risc amb la concentració mesurada de l'indicador seleccionat. És així com podem fer una breu cronologia de les contribucions més significatives que ens permet veure com els nous coneixements en microbiologia al llarg dels anys han millorat de manera continuada la monitorització de la qualitat microbiològica de les aigües:

— 1880. Von Fritsch descriu dues espècies de *Klebsiella* (*K. pneumoniae* i *K. rhinoscleromatis*) comunament associades a les femtes humanes (Geldreich, 1978).

— 1885. Es donen dos fets destacables relacionats amb l'ús d'indicadors bacterians: Percy Frankland i Grace Frankland inicien anàlisis bacteriològiques rutinàries a l'aigua potable de Londres (Hutchinson i Ridgway, 1977), i Theodore von Escherich descriu per primera vegada *Bacillus coli* en els excrements dels nens alimentats amb alletament matern. Aquesta espècie després es rebatejarà com a

Escherichia coli (Migula, 1895; Castellani i Chalmers, 1919), que actualment és un dels indicadors bacterians de qualitat de l'aigua més utilitzats i estesos arreu del món.

— 1891. Edward Frankland proposa identificar un organisme característic en aigües residuals que indiqui l'evidència de contaminació de l'aigua potencialment perillosa (Hutchinson i Ridgway, 1977).

— 1889. Herbert E. Durham inclou un petit tub de vidre (campana de Durham) dintre d'un tub d'assaig amb brou de cultiu com un mètode per a analitzar la producció de gas a partir de glucosa, que permet identificar bacteris relacionats metabòlicament amb *B. coli* que comparteixen aquesta propietat. Si els microorganismes presents produeixen gas, aquest queda atrapat a l'interior del tub i es produeix una bombolla visible del gas generat. Llavors l'organisme es considera com a fermentador del sucre present en el brou de cultiu amb producció d'àcid i de gas.

— 1893. S'aplica el *mètode Wurtz*, que permet enumerar *E. coli* mitjançant la inoculació de mostres d'aigua directament sobre plaques d'agar amb lactosa de liti. Es basa en el concepte de formació d'àcids a partir de lactosa com a criteri de diagnòstic.

— 1899. Es proposa *Clostridium perfringens* com a indicador fecal (Klein i Houston, 1899). Des d'aleshores, s'ha aplicat només en alguns països i per a la gestió i el control de la qualitat de l'aigua, dels aliments o dels biosòlids (per exemple, llots de depuradora), perquè té una persistència més llarga en l'ambient que els altres indicadors bacterians (per exemple, *E. coli*) i els patògens entèrics. Alguns autors associen unes concentracions més elevades de *Cl. perfringens* a les femtes d'animals de sang calenta que a les femtes humanes (Rosebury, 1962; Cabelli, 1978).

— 1900. S'introdueix el concepte *bacteris coliformes*, referit a aquells bacteris que s'assemblen a *B. coli*, i es comencen a utilitzar a Gran Bretanya com a indicadors bacterians (Horrocks, 1901). També en paral·lel durant aquest temps, es proposa un grup de bacteris coccoides grampositius, coneguts com a *estreptococs fecals*, com a indicadors bacterians fecals (Houston, 1900; Winslow i Hunnewell, 1902), però la dificultat de diferenciar els estreptococs fecals dels no fecals n'impedeix inicialment l'ús (Kenner, 1978). També a principis del segle XX, es descriuen els bacteriòfags del tracte intestinal dels humans (D'Herelle, 1926).

— 1905. Alfred Theodore MacConkey descriu un medi de cultiu que permet determinar els bacteris que fermenten la lactosa i la tolerància a les sals biliars, que actualment es coneix com a *brou de MacConkey* (MacConkey, 1905).

— 1907. S'observa que el grup *coliformes* és un grup molt heterogeni en què també es poden trobar bacteris d'origen no fecal (Winslow i Walker, 1907).

— 1914. S'adopta la determinació quantitativa dels bacteris coliformes per a l'anàlisi d'aigua potable pel mètode estadístic del nombre més probable (NMP) (Wolf, 1972) a partir dels estàndards del Servei de Salut Pública dels Estats Units (US Public Health Service Drinking Water Standards).

— 1934. S'introdueix el recompte de colònies per a l'enumeració de bacteris a l'aigua (HMSO, 1934). Durant aquells anys, es va debatre sobre les característiques que haurien de definir el grup de coliformes i es proposen diferents mètodes per a classificar-los. Es va requerir un aïllament inicial com a coliformes presumptius i posteriorment un mètode de confirmació.

— 1938. S'estableix la prova IMViC (indole, vermell de metil, Voges-Proskauer i citrat) per a diferenciar els anomenats *coliformes fecals* dels d'altres orígens (Parr, 1938).

— Dècada de 1940. Continua el debat obert sobre com definir el grup de coliformes per tal de diferenciar els que són d'origen fecal i els d'origen ambiental. Rússia i Alemanya comencen a intentar fer créixer bacteris en filtres de membrana.

Els bacteriòfags se suggereixen per primera vegada com a microorganismes model per a indicar la presència de patògens entèrics, la seva correlació amb la concentració de contaminació fecal (Abdoelrachman, 1943; Guelin, 1948) i el seu paper en la purificació de l'aigua estancada (Guelin, 1950). Els bacteriòfags van ser descoberts de manera independent per Frederick W. Twort a Anglaterra el 1915 i per Félix d'Hérelle a l'Institut Pasteur de París el 1917 (Adams, 1959). Tot i això, caldrà esperar uns quants anys per a proposar alguns grups específics de bacteriòfags (colífags i bacteriòfags de *Bacteroides*) com a organismes model i indicadors per als virus entèrics humans.

— 1943. Comença l'ús combinat del cultiu bacterià sobre filtres de membrana i el brou d'Endo per a analitzar l'aigua potable a Alemanya. Això permet que aquesta aplicació per a l'enumeració dels indicadors sigui una alternativa viable al mètode NMP (Waite, 1985).

— 1948. Es detecten coliformes fermentadors atípics de lactosa a 44 °C i indole negatius, mentre que *E. coli* fermenta la lactosa a 44 °C però és indole positiu (Mackenzie, Windle-Taylor i Gilbert, 1948). Així, els bacteris del grup *E. coli* es consideren per primera vegada indicadors de contaminació fecal (*coliformes fecals*), però es continua tenint en compte el nombre total de bacteris que fermenten lactosa (*coliformes totals*). Amb els anys, es comprova que l'ús del concepte *coliformes totals* presenta errors a l'hora d'indicar el risc associat a la presència de patògens. Tot i això, aquest grup d'indicadors ha proporcionat informació pràctica per a avaluar l'eficiència dels processos de gestió de l'aigua durant moltes dècades.

— Dècada de 1950. La microbiologia de l'aigua es fonamenta principalment i de manera generalitzada en l'enumeració de coliformes (totals o fecals) i *E. coli* mitjançant la fermentació de la lactosa amb producció de gas i utilitzant el mètode NMP. Tot i així, la definició arbitrària d'*E. coli* i alguns coliformes propers continua fins a la dècada de 1990.

— 1957. El medi selectiu de Slanetz i Bartley es defineix per a la detecció i l'enumeració d'estreptococs fecals, tot i que, dintre d'aquest grup, els enterococs són els indicadors preferits per a la detecció de la contaminació fecal. En aquest grup predominen les espècies intestinals d'*Enterococcus*, però també es poden detectar altres espècies d'altres hàbitats on no hi ha presència de contaminació fecal.

— 1958. Se suggereix l'ús de bifidobacteris com a indicadors fecals (Mossel, 1958). Els bifidobacteris són microorganismes entèrics, anaerobis obligats, molt sensibles a l'oxigen i presents en una elevada concentració en femta humana. Tanmateix, en aquell moment, el seu cultiu era molt difícil i això en limitava l'ús rutinari, i només *Cl. perfringens*, entre els anaerobis obligats, fou considerat com un possible indicador de la qualitat microbiològica de l'aigua.

— 1969. Es proposa la relació dels coliformes fecals i dels estreptococs fecals per a distingir la contaminació fecal humana de l'animal (Geldreich i Kenner, 1969). Un valor de dos o menys pot indicar contaminació animal, i una proporció de quatre o superior pot indicar contaminació humana. Les diferències sobre la persistència i la resistència d'aquests dos indicadors bacterians i les diferències en el nombre de mètodes utilitzats han posat en dubte l'ús universal d'aquesta relació. Tot i així, la ràtio encara podria ser útil per a controlar l'origen d'una contaminació fecal recent (Howell, Coyne i Cornelius, 1995).

— 1976. Es notifica el primer cas de criptosporidiosi en humans (Meisel *et al.*, 1976; Nime *et al.*, 1976). Els anys següents se succeeixen diferents casos aïllats sense donar-hi gaire importància, fins que, l'any 1982, els Centres per al Control i Prevenció de Malalties (CDC, de l'anglès Centers for Disease Control and Prevention) dels Estats Units d'Amèrica van publicar un article en el qual s'associaven 21 casos de diarrea aguda i prolongada causada per *Cryptosporidium* en pacients amb SIDA (CDC, 1984). La necessitat de definir un indicador per a malalties transmeses per l'aigua i causades per paràsits va anar adquirint importància.

— Dècada de 1980. Existeix un ampli consens en la comunitat científica internacional respecte a la idea que els bacteris coliformes no són paràmetres adequats per a avaluar la qualitat virològica de l'aigua potable (Melnick i Gerba, 1982). L'ús dels bacteriòfags d'origen entèric com a millors indicadors de la qualitat virològica de les aigües rep més interès i es valora com una opció molt factible. Es desenvolupen mètodes per a la detecció i l'enumeració de bacteriòfags somàtics o F-específics que infecten principalment *E. coli* i altres enterobacteris intestinals, i dels bacteriòfags que infecten *Bacteroides fragilis* (Tartera i Jofre, 1987; Lucena *et al.*, 1996). Posteriorment, aquests mètodes es van estandarditzar i homologar per les agències de normalització nacionals (US-Environmental Protection Agency) i internacionals (ISO, International Organization for Standardization).

— 1986. Hillel I. Shuval *et al.* (1986) indiquen la importància de controlar els ous d'helmints en aigua per a ús agrícola en un estudi finançat pel Banc Mundial.

— 1987. L'OMS publica les primeres directrius que inclouen la detecció d'ous d'helmints en l'abastament i el sanejament d'aigua als països en desenvolupament.

— Dècada de 1990. L'extens desenvolupament i ús de medis selectius basats en l'ús d'agents inhibidors en la seva formulació fa que una fracció de les poblacions bacterianes no pugui créixer en aquests medis (Watkins i Xiangrong, 1997). Això constitueix una contribució important per tal d'enumerar millor els indicadors bacterians, ja que es desenvolupen medis selectius basats en substrats específics en lloc d'agents selectius inhibidors. Aquesta aportació fa aparèixer una nova generació de mètodes ràpids i tests de detecció i d'enumeració per als principals grups d'indicadors. Aquest fet ajuda a definir millor els principals indicadors bacterians de la qualitat de l'aigua, com ara els coliformes totals, els coliformes fecals i *E. coli*. A més, les agències d'estandardització nacionals o internacionals revisen i consoliden els mètodes normalitzats per a la seva anàlisi. Aquests èxits continus ajuden a l'aplicació de l'anàlisi rutinària de la determinació de poblacions coliformes (coliformes totals, coliformes fecals, *E. coli*), enterococs i *Cl. perfringens*, utilitzades amb èxit en processos de control i tractament de l'aigua per a garantir-ne la qualitat i seguretat microbiològica (Hutchinson i Ridgway, 1977).

— 1993. Un brot massiu de criptosporidiosi a Milwaukee (Wisconsin), on més de 403.000 persones foren infectades per consumir aigua contaminada per *Cryptosporidium* spp. procedent del llac Michigan que no es va tractar eficientment a la planta de potabilització (Mac Kenzie *et al.*, 1994), va reforçar la necessitat d'establir també indicadors de paràsits patògens transmesos per l'aigua. Aquest fet, conjuntament amb la transmissió per l'aigua de *Giardia lamblia* en un brot d'amebiasi atribuït a la contaminació per aigües residuals d'un subministrament d'aigua en un edifici d'apartaments de Tòquio (Davis i Ritchie, 1948) i posteriorment, des dels anys setanta, amb la detecció de diferents brots causats per *Giardia* spp. als Estats Units (Adam *et al.*, 2016), van fer que principalment els paràsits *Cryptosporidium* spp. i *Giardia* spp. es considerin patògens emergents no només en països en desenvolupament sinó també en aquests desenvolupats. La selecció d'un indicador per a aquests protozous de transmissió hídrica esdevé important tant per a les administracions de salut pública i medi ambient com per a les empreses relacionades amb la gestió i el consum d'aigua potable.

— Dècada de 2000. Amb el canvi de mil·lenni, augmenta l'interès per a determinar l'origen fecal de la contaminació de l'aigua, la qual cosa es tradueix en estudis interlaboratoris per a avaluar nous indicadors fecals que permetin diferenciar la font de contaminació fecal, i s'estableix el concepte *seguiment de fonts microbianes* (MST, de l'anglès *microbial source tracking*) per a aquest nou camp de recerca (Blanch *et al.*, 2006; Hagedorn, Blanch i Harwood, 2011; Stewart *et al.*, 2013). S'han proposat molts indicadors possibles d'MST, però no hi ha consens en quin és el

més adequat. Tot i això, sembla que cal utilitzar més d'un indicador per a determinar l'origen de la contaminació fecal. També amb el canvi de mil·lenni, s'apliquen intensament tècniques moleculars per a desenvolupar nous indicadors o millorar els mètodes establerts per als indicadors tradicionals. Tot i això, aquestes tècniques moleculars tenen importants reptes, com l'estandardització, els límits alts de detecció per a determinar l'absència de l'indicador en determinats tipus d'aigua i la informació limitada sobre la seva relació amb la infecció per patògens per a l'avaluació de riscos quantitatius microbians.

— 2010. Progressivament s'incorporen els bacteriòfags de bacteris entèrics (colífags) com a indicadors vírics per a l'anàlisi de la qualitat vírica de les aigües en les guies internacionals de procediments per part de l'OMS (WHO, 2017*a*; WHO, 2022) i en regulacions i normatives nacionals i internacionals (Ballesté *et al.*, 2022).

6. Present, reptes i perspectives de futur per al control de les malalties infeccioses de transmissió fecal-oral per l'aigua

6.1. *Els indicadors microbians actuals d'ús rutinari per al control de la contaminació fecal de l'aigua*

Des de l'inici de la utilització dels indicadors microbians per al control de les malalties infeccioses de transmissió fecal-oral els criteris d'aplicació d'uns o altres s'han anat adaptant al llarg dels anys i també s'han anat actualitzant les tècniques d'anàlisi normalitzades que cal emprar. Els indicadors bacterians han estat bàsicament els que ens han proporcionat la millora del control d'aquest tipus de malalties infeccioses, tot i que s'han observat algunes limitacions. Una directiva i un reglament europeus, recentment actualitzats i aprovats, ens faciliten una bona indicació resumida de quins són els indicadors microbians actuals més estesos i utilitzats: la directiva d'aigües de consum humà (Directiva (UE) 2020/2184 del Parlament Europeu i del Consell, de 16 de desembre 2020, relativa a la qualitat de l'aigua destinada al consum humà) i la regulació europea del control de la reutilització d'aigües (Reglament (UE) 2020/741 del Parlament Europeu i del Consell, de 25 de maig 2020, sobre els requisits mínims per a la reutilització d'aigua).

Els indicadors bacterians de la directiva europea d'aigües de consum són els següents:

— *E. coli* com a paràmetre microbiològic bàsic de qualitat.

— Enterococs intestinals com a paràmetre microbiològic bàsic de qualitat.

— *Cl. perfringens* (incloses espores) com a paràmetre indicador que es considerarà si l'avaluació de risc en un sistema de potabilització d'aigua indica que és convenient mesurar-lo.

— Recompte de colònies a 22 °C, com a paràmetre indicador que no hi ha canvis anòmals.

— Bacteris coliformes totals, com a paràmetre indicador que no hi ha canvis anòmals.

També s'indica que es requereix l'anàlisi d'algun bacteri no indicador (*Legionella* spp.) a l'efecte de l'avaluació de riscos dels sistemes de distribució domiciliària. A més a més, i per primera vegada, s'incorpora l'anàlisi d'un indicador víric, els colífags somàtics, com a paràmetre operatiu en l'aigua abans de tractar-la. Si es detecta una concentració superior a 50 UFP/100 mL, ha d'analitzar-se durant les etapes del cicle de tractament, per tal de determinar el grau d'eliminació aconseguit per les barreres existents i avaluar si el risc que els virus patògens sobrevisquin al tractament està suficientment controlat. Aquest fet és molt destacable en la història del control microbiològic de l'aigua perquè aquest indicador víric millora la seguretat de l'aigua potable i ajuda a prevenir brots infecciosos causats per patògens vírics presents, tot i que aquesta aigua presenti l'absència dels indicadors bacterians establerts. Aquests casos es donen arreu del món i al nostre país, dissortadament, en tenim un exemple, com va ser el cas del brot de norovirus en les aigües embotellades d'Arinsal (Andorra), ocorregut a l'abril de 2016.

Els indicadors microbians en la regulació europea de reutilització de l'aigua s'inclouen per als controls de validació de les aigües regenerades per al regadiu agrícola:

— *E. coli* com a indicador bacterià.

— Els colífags (somàtics, F-específics o totals) com a indicadors vírics.

— Les espores de *Cl. perfringens* o els bacteris formadors d'espores reductores de sulfit com a indicadors de protozous patògens.

Actualment està en revisió la directiva europea d'aigües de bany. La directiva vigent (Directiva 2006/7/CE del Parlament Europeu i del Consell, de 15 de febrer de 2006, relativa a la gestió de la qualitat de les aigües de bany) inclou només dos indicadors bacterians: *E. coli* i enterococs intestinals. La incorporació d'un indicador víric, i concretament els colífags, ha estat considerada com a necessària i molt important per part de diferents autoritats sanitàries (US EPA, 2015): s'ha pres en consideració per part de l'OMS per a la nova directiva europea (WHO, 2018) i ha estat recomanada en diferents estudis científics per a la millora de la qualitat de les aigües de bany (Love *et al.*, 2010; Contreras-Coll *et al.*, 2002; Mocé-Llivina, Lucena i Jofre, 2005). Cada vegada hi ha més evidències que, fins i tot a la Unió Europea, probablement a causa de la creixent vigilància i notificació, la detecció de brots infecciosos relacionats amb el bany està augmentant, i els virus en són la causa principal. Una metaanàlisi basada en un total de 87 investigacions durant un període de trenta-cinc anys que va incloure 18 països de la Unió Europea va indicar que en un 52 % de les mostres relacionades amb problemes per a la salut

pública derivats de les aigües de bany es van detectar virus de transmissió hídrica (Farrell *et al.*, 2021). Per tant, és molt probable que en la millora continuada del control de la qualitat microbiològica bacteriana de l'aigua de bany, més d'hora o més tard, s'hi incorporin també els colífags com a indicadors vírics. Aquesta incorporació dels colífags és molt evident quan els esdeveniments de pluges fortes en temporada de bany alteren la qualitat microbiològica permesa i cal esperar uns dies perquè es recuperi la qualitat i permetre de nou el bany. La persistència ambiental més gran dels indicadors i patògens vírics en l'aigua respecte a la dels indicadors bacterians fa que en aquestes situacions encara hi hagi virus infecciosos en l'aigua de bany fins i tot quan els indicadors bacterians ja han tornat a uns valors dintre dels límits paramètrics de seguretat establerts en la directiva d'aigües de bany.

6.2. *Els colífags, nous indicadors vírics incorporats en la gestió rutinària de l'aigua*

Fins ara, s'han detectat més de cent cinquanta virus entèrics humans en aigües contaminades fecalment (Farkas *et al.*, 2019; Rodríguez-Lázaro *et al.*, 2012; Tran, Gin i Ngo, 2015) que inclouen, entre d'altres, adenovirus, norovirus i sapovirus, enterovirus, rotavirus, virus de les hepatitis A i E, astrovirus i poliomavirus. Tal com s'ha comentat anteriorment, els indicadors bacterians utilitzats amb èxit durant moltes dècades no sempre ens informen de la presència de virus patògens que poden causar brots de malalties infeccioses. Molts d'aquests brots s'han produït en aigües bacteriològicament segures o aigües que havien estat tractades prèviament (Blanco *et al.*, 2017; Giammanco *et al.*, 2018; Karagiannis *et al.*, 2010). Actualment, i depenent dels països, entre un 5 % i un 10 % dels brots causats a través de les aigües de consum s'associen a la presència de patògens vírics, i ja s'ha indicat l'elevat percentatge de situacions que també es donen en aigües de bany a la Unió Europea. En qualsevol cas, els virus constitueixen una fracció molt important de les infeccions de transmissió per aigua. Aquest tipus d'observacions han contribuït al fet que es vagin incorporant els colífags com a indicadors vírics (Jofre *et al.*, 2016; Toribio-Avedillo *et al.*, 2021) en les directives i regulacions a mesura que s'actualitzen. Avui en dia, ja hi ha més d'una vintena de normatives nacionals o internacionals que des del 2010 estan incloent aquest nou indicador microbià per tal de complementar i millorar els indicadors bacterians en la valoració de risc per als diferents usos de l'aigua (Ballesté *et al.*, 2022). Aquesta incorporació principalment dels colífags somàtics com a paràmetres de qualitat vírica en les noves regulacions arreu del món ha estimulat el desenvolupament de mètodes ràpids de detecció de colífags que permeten obtenir dades en temps real o en un dia laborable i informen sobre la infectivitat (US EPA, 2015;

Blanch *et al.*, 2020). Entre d'altres, citarem el mètode Bluephage, desenvolupat i patentat a la Universitat de Barcelona (Muniesa *et al.*, 2018; Méndez *et al.*, 2020) i posteriorment transferit a una empresa derivada (*spin-off*) de la mateixa universitat per a la seva comercialització industrial com a mètode fàcil d'utilitzar (Bluephage, SL, *www.bluephage.com*).

6.3. *La determinació de l'origen de la contaminació fecal en l'aigua*

Els indicadors microbians convencionals no permeten diferenciar l'origen de la contaminació fecal en l'aigua, i poder discernir-ne l'origen és necessari per a fer l'anàlisi correcta de risc que es requereix actualment per a la presa de decisions per a la gestió de l'aigua i per a reduir l'impacte de les malalties transmeses per l'aigua (Bain *et al.*, 2014). El risc associat a una contaminació fecal d'origen humà o animal és diferent, ja que hi ha una certa especificitat entre els patògens i els seus hostes, tot i que també cal tenir en compte aquelles malalties causades per patògens que poden infectar els humans i també els animals (patògens zoonòtics).

Aquesta necessitat de determinar l'origen de la contaminació fecal es va convertir en un tema de preocupació a principis dels anys vuitanta, a causa de les pressions socials i legals davant de la determinació de qui és el responsable del fet que es doni una contaminació fecal concreta en un recurs hídric (fuites en xarxes de clavegueram o fosses sèptiques, abocaments irregulars d'aigües residuals, usos no permesos, incontrolats o excessius de purins com a adob, escorrenties d'aigües residuals de granges o zones ramaderes, contaminació fecal difusa per contribucions de la fauna salvatge, aportacions d'aigües d'escorrenties després d'un esdeveniment de pluja, etc.). Des de llavors, i tal com s'ha comentat anteriorment, s'ha convertit en un camp de recerca ben establert conegut per la seva denominació en anglès *microbial source tracking* (MST, 'seguiment de fonts microbianes'). L'ús dels indicadors o marcadors específics d'MST ens permet millorar la gestió de la contaminació mitigant-la i/o controlant-la en el seu origen, de manera que es poden recuperar amb més eficiència les aigües afectades, estimar adequadament el risc sanitari, prendre les mesures legals oportunes i establir responsabilitats econòmiques (Hagedorn, Blanch i Harwood, 2011).

En els darrers anys s'ha fet un treball important per a definir uns microorganismes que estiguessin específicament associats a un hoste humà o animal de manera que, a través de la seva detecció, poguéssim identificar la procedència de la contaminació fecal (Blanch *et al.*, 2015; Shanks *et al.*, 2015). No només s'han considerat algunes espècies o grups de microorganismes específics d'un hoste (*Bifidobacterium* spp., *Bacteroides* spp., *Rhodococcus coprophilus*, bacteriòfags que infecten *Bacteroides* spp., genotips de colífags F-específics d'RNA, etc.), sinó que també s'ha valorat l'ús d'alguns compostos químics relacionats amb els hostes (esterols

fecals, cafeïna, agents blanquejants fluorescents, isòtops del bor, de l'hidrogen, del nitrogen i de l'oxigen…) i d'algunes dianes moleculars en cèl·lules eucariotes (DNA mitocondrial principalment). Actualment es disposa d'un nombre elevat d'indicadors, dianes o marcadors d'MST que es classifiquen per la seva especificitat a l'hoste al qual s'associen i per la sensibilitat de la tècnica per a la seva detecció. Hi ha hagut diferents aproximacions conceptuals per a definir i utilitzar aquests indicadors d'MST, i així ens trobem que cal diferenciar els indicadors l'anàlisi dels quals es basa en un cultiu microbià en què es valora no només la presència de l'indicador d'MST sinó també la seva infectivitat en detectar si està o no està viu o actiu, d'aquells indicadors d'MST que no requereixen cultiu perquè es basen en una diana molecular específica de l'indicador. Aquesta especificitat habitualment es defineix a partir d'algun gen específic de l'indicador seleccionat (resistència a un antibiòtic, una toxina, un component estructural específic del microorganisme…) o a partir d'un fragment específic del gen del 16S rRNA, que té caràcter de signatura taxonòmica. Els indicadors o marcadors d'MST també es poden classificar atenent a si requereixen o no la disponibilitat prèvia de bases de dades de referència basades en l'anàlisi de caràcters fenotípics (resistència a antibiòtics, utilització de fonts de carboni…) o en l'anàlisi de caràcters genotípics (perfils d'amplificació múltiple diversos, anàlisi de polimorfismes en la longitud de fragments amplificats per PCR amb iniciadors arbitraris o fragments de restricció amplificats (AFLP), ribotipificació per patrons del gen del 16S rRNA…) per a determinar si els resultats d'una mostra concreta pertanyen o no a un determinat hoste per comparació amb el patró de dades definit. Aquestes diferents aproximacions metodològiques han comportat un treball intents de desenvolupament de tècniques adequades i estandarditzades per a la detecció d'aquests marcadors d'MST. Fins ara, cap d'aquests indicadors d'MST per si sol permet una determinació adient, i se'n requereixen com a mínim un parell per a definir models de predicció de l'origen de la contaminació fecal (Belanche-Munoz i Blanch, 2008). S'han desenvolupat diferents aproximacions numèriques per a facilitar nous models de predicció (Sánchez, Belanche i Blanch, 2011; Ballesté *et al.*, 2020). Tots ells requereixen indicadors d'MST específics, tècniques que ofereixin una bona sensibilitat i un coneixement de la seva persistència ambiental i la seva resistència als tractaments de sanejament o potabilització. Aquests factors permeten ajustar els models de predicció atenent als efectes de la dilució d'una aportació de contaminació fecal, la seva eliminació natural o per tractaments de l'aigua receptora (Ballesté, García-Aljaro i Blanch, 2018; Brooks i Field, 2016; Boehm *et al.*, 2019; Lucena *et al.*, 1995).

L'ús d'aquests indicadors o marcadors d'MST encara no s'ha incorporat de manera rutinària en la legislació de les aigües, tot i que en algunes normatives, com és el cas de l'actual directiva europea que regula la qualitat de les aigües de

bany (Directiva 2006/7/CE del Parlament Europeu i del Consell, de 15 de febrer de 2006, relativa a la gestió de la qualitat de les aigües de bany), han posat èmfasi en la importància de poder determinar l'origen de la contaminació fecal i aconsellen o preveuen la seva anàlisi. També s'han utilitzat exitosament per l'Agència Catalana de l'Aigua (Carrey *et al.*, 2021) amb l'objectiu de revisar l'origen de la contaminació de l'aigua en casos incerts i identificar noves zones vulnerables a Catalunya segons la Directiva europea de nitrats (91/676/CEE). Per tant, és de preveure que en un futur els indicadors d'MST es consideraran paràmetres de compliment en regulacions per a una millora continuada del control i la gestió dels recursos hídrics.

6.4. *Els nous mètodes moleculars, la metagenòmica i la proteòmica*

La majoria de les tècniques estandarditzades de detecció i enumeració per a analitzar aquests indicadors microbians depenen del cultiu per a obtenir resultats, que comporta un temps de creixement i incubació que normalment pot requerir diversos dies (des d'hores per als colífags fins a arribar a alguns dies per als virus entèrics). Les darreres dècades s'han adaptat tècniques moleculars, majoritàriament basades en la tècnica PCR, per a detectar alguns indicadors microbians i patògens de manera qualitativa i quantitativa. Cal anar amb compte amb l'ús i l'aplicació d'aquestes tècniques moleculars, ja que no proporcionen informació sobre la infectivitat quan detecten dianes moleculars habitualment definides sobre seqüències específiques en gens de l'indicador o del patogen. Un resultat positiu no ens permet diferenciar si l'agent infecciós o l'indicador és o no és infecciós, ja que la diana molecular en si no ens informa sobre si el patogen està viu o actiu, o bé mort o inactiu (Jofre i Blanch, 2010).

Per tal de millorar aquesta limitació, s'han desenvolupat tècniques d'amplificació d'àcids nucleics basades en la integritat de la membrana per a la detecció preferent de bacteris viables o de la membrana o càpsides per als virus viables. Es tracta d'utilitzar la reacció en cadena de la polimerasa (PCR) amb el compost monoazida d'etidi (EMA-PCR) o la monoazida de propidi (PMA-PCR). Tots dos compostos són colorants d'agents intercalants al DNA que només entren a les cèl·lules bacterianes o virions quan hi ha una ruptura de membrana o càpsida (cèl·lules mortes o virions inactius), mentre que no poden travessar la membrana o càpsida intacta de les cèl·lules vives o virions actius (Nogva *et al.*, 2003). Ambdós compostos s'han utilitzat en diversos estudis d'ecologia microbiana (Rudi *et al.*, 2005; Nocker i Camper, 2006; Bae i Wuertz, 2009; Delgado-Viscogliosi, Solignac i Delattre, 2009; Leifels *et al.*, 2021) i s'ha anat observant que tots dos també poden penetrar a les cèl·lules bacterianes o virions amb embolcalls intactes (Nocker, Cheung i Camper, 2006; Gedalanga i Olson, 2009; Fittipaldi, Nocker i Codony, 2012). Llavors, no es

pot mesurar de manera significativa al DNA genòmic associat a les cèl·lules bacterianes o virions viables (Nocker i Camper, 2006; Flekna *et al.*, 2007; Nocker, Sossa i Camper, 2007; Kim *et al.*, 2008). S'ha observat que l'absorció d'aquests dos compostos tant per les cèl·lules bacterianes com pels virions intactes depèn de l'espècie bacteriana o del virus, i que hi ha una important dificultat per a establir les condicions del procediment com són, principalment, la durada i la temperatura d'incubació, la concentració de reactius i la font de llum (Nocker, Cheung i Camper, 2006; Lazou *et al.*, 2019; Leifels *et al.*, 2021). Tots els esforços i les millores metodològiques que fins ara s'han realitzat no han resultat gaire útils per a una analítica robusta i estandarditzable, i tampoc per a una d'aplicació universal.

Tot i aquestes limitacions, recentment unes seqüències específiques (anomenades *crAssphage*) relacionades amb alguns bacteriòfags que infecten *Bacteroides* associats amb humans (Dutilh *et al.*, 2014) han demostrat proporcionar una identificació específica i sensible de la font de contaminació fecal a l'aigua (García-Aljaro *et al.*, 2017). A més, s'ha proposat la determinació de crAssphage per a normalitzar els resultats de l'anàlisi molecular de patògens a l'aigua i així millorar les interpretacions de les dades de vigilància d'aigües residuals, com s'ha estat fent darrerament en les anàlisis de SARS-CoV-2 (Wilder *et al.*, 2021). Aquesta utilització de crAssphage també permet avaluar la variabilitat temporal i espacial de la contaminació fecal (Sala-Comorera *et al.*, 2021). No obstant això, l'aplicabilitat de tots aquests indicadors i marcadors moleculars, ja sigui en models de predicció o en l'avaluació de riscos, està condicionada per una manca de metodologies suficientment contrastades, robustes i estandarditzades, i, sobretot, pel fet de no proporcionar informació sobre la infectivitat.

S'han iniciat també estudis de microbioma en les aigües embotellades (Sala-Comorera *et al.*, 2020) i en les plantes de potabilització d'aigua de consum (Pinar-Méndez *et al.*, 2022) basats en les noves metodologies de metagenòmica i proteòmica. Tot i que l'anàlisi de la biodiversitat microbiana en aquests ecosistemes pot aportar un nou coneixement en els efectes i canvis que es donen respecte de la presència dels indicadors o dels patògens potencials, queda molt lluny de poder contribuir de manera significativa a una millora de l'ús dels indicadors microbians en el control de la qualitat microbiològica de l'aigua i el control de brots infecciosos.

6.5. *La valoració del risc i l'anàlisi de punts crítics*

Durant les darreres dècades s'ha anat imposant una nova manera de gestionar el control de les malalties infeccioses transmeses per l'aigua. S'ha passat d'un control *a posteriori* de la qualitat de l'aigua a una gestió més global basada en la determinació i gestió del risc. Des d'aquesta nova visió tenen una especial importància els conceptes *avaluació quantitativa del risc microbiològic* (AQRM o en anglès

quantitative microbial risk assessment, QMRA) i *implantació de plans de seguretat de l'aigua* (PSA o en anglès *water safety plans*, WSP). L'AQRM és un enfocament de modelització matemàtica que s'utilitza per a estimar el risc d'infecció i de malaltia quan una població està exposada a microorganismes presents en l'aigua.

Un pla de seguretat de l'aigua (PSA) és un terme i concepte encunyat i promogut per l'OMS l'any 2004, en la tercera edició de les directrius per a la qualitat de l'aigua potable (WHO, 2004), i amb el suport de l'Associació Internacional de l'Aigua (IWA, de l'anglès International Water Association) (Howard i Bartram, 2005; Macleod, Guenther i Delaire, 2020). Un PSA pretén aplicar un historial de bones pràctiques de gestió a la seguretat de l'aigua potable d'una manera sistemàtica i organitzada. És una metodologia de treball que consisteix a avaluar, prioritzar i gestionar el risc en un proveïment d'aigua, i que té com a objectius principals: *a*) la identificació dels riscos des del recurs hídric fins al punt de lliurament de l'aigua de consum humà al ciutadà, *b*) la priorització dels riscos que es puguin trobar, i *c*) la mitigació dels riscos a través de mesures correctores i mesures preventives eficaces i adequades. Tant l'AQRM com els PSA són eines essencials per a la quantificació del risc microbiològic, però la seva aplicació requereix dades sistemàtiques i fiables de qualitat microbiològica de l'aigua.

No tots els patògens de transmissió per l'aigua tenen un mateix risc intrínsec per als humans, ja que hi ha una sèrie de factors propis de cada patogen que ens determinen un valor específic per a cadascun d'ells, tals com el seu significat per a la salut de les persones, la seva persistència ambiental, la seva resistència als tractaments, la relativa infectivitat i si poden compartir-se amb alguna espècie animal (taula 2).

Això comporta la selecció dels indicadors microbians més adients per a determinar l'eficàcia dels tractaments i el control de la infectivitat dels patògens que hi puguin ser presents. En determinats contextos aquesta selecció es complementa amb l'anàlisi de patògens de referència o d'interès, segons el PSA, amb l'objectiu d'utilitzar-los com a elements de verificació dels tractaments. Actualment ens trobem que la disponibilitat de tècniques moleculars ràpides de detecció de patògens bacterians o vírics podria portar a errors en la determinació de la qualitat microbiològica d'una aigua si no s'apliquen adequadament i de manera conjunta amb els valors proporcionats pels indicadors microbians i les dades històriques epidemiològiques de la comunitat que fa ús del recurs.

Per tal d'evitar aquests errors, és molt important tenir en compte que un resultat de presència de còpies genòmiques (referència a un genoma viral o bacterià) no testifica la seva naturalesa infecciosa i, per tant, el risc d'utilització d'una aigua. Per exemple, la presència d'un genoma viral pot ser un indicador d'una contaminació anterior, especialment després d'un tractament desinfectant/oxidant. De tota manera, si la presència d'un genoma viral pot sobreestimar el risc d'infecció, la seva absència és, al revés, indicació fefaent de l'absència del virus infecciós.

Taula 2
Factors determinants del risc associat a la presència de patògens en l'aigua

Patogen	*Espècie / Gènere / Grup*	*Importància per a la salut*	*Persistència en els subministraments d'aigua*	*Resistència al clor*	*Infectivitat relativa*	*Origen important*
Virus						
Adenoviridae	Adenovirus	Moderada	Llarga	Moderada	Alta	No
Astroviridae	Astrovirus	Moderada	Llarga	Moderada	Alta	No
Caliciviridae	Norovirus, sapovirus	Alta	Llarga	Moderada	Alta	Potencial
Hepeviridae	Virus de l'hepatitis E	Alta	Llarga	Moderada	Alta	Potencial
Picornaviridae	Enterovirus, parechovirus, virus de l'hepatitis A	Alta	Llarga	Moderada	Alta	No
Reoviridae	Rotavirus	Alta	Llarga	Moderada	Alta	No
Bacteris						
Burkholderia	*B. pseudomallei*	Alta	Pot multiplicar-se	Baixa	Baixa	No
Campylobacter	*C. coli* *C. jejuni*	Alta	Moderada	Baixa	Moderada	Sí
Escherichia coli – soques diarrogèniques		Alta	Moderada	Baixa	Baixa	Sí
Escherichia coli – soques enterohemorràgiques	*E. coli* O157	Alta	Moderada	Baixa	Alta	Sí
Francisella	*F. tularensis*	Alta	Llarga	Moderada	Alta	Sí
Legionella	*L. pneumophila*	Alta	Pot multiplicar-se	Baixa	Moderada	No
Micobacteris (no tuberculosos)	*Mycobacterium avium* complex	Baixa	Pot multiplicar-se	Alta	Baixa	No
Salmonella typhi		Alta	Moderada	Baixa	Baixa	No
Altres soques de *Salmonella*	*S. enterica* *S. bongori*	Alta	Pot multiplicar-se	Baixa	Baixa	Sí
Shigella	*S. dysenteriae*	Alta	Curta	Baixa	Alta	No
Vibrio	*V. cholerae* O1 i O139	Alta	De curta a llarga	Baixa	Baixa	No
Protozous						
Acanthamoeba	*A. culbertsoni*	Alta	Pot multiplicar-se	Alta	Alta	No
Cryptosporidium	*C. hominis/parvum*	Alta	Llarga	Alta	Alta	Sí
Cyclospora	*C. cayetanensis*	Alta	Llarga	Alta	Alta	No
Entamoeba	*E. histolytica*	Alta	Moderada	Alta	Alta	No
Giardia	*G. intestinalis*	Alta	Moderada	Alta	Alta	Sí
Naegleria	*N. fowleri*	Alta	Pot multiplicar-se	Baixa	Moderada	No
Helmints						
Dracunculus	*D. medinensis*	Alta	Moderada	Moderada	Alta	No

Font: Adaptat de WHO, 2022. Aquesta traducció no ha estat creada per l'Organització Mundial de la Salut (OMS). L'OMS no és responsable del contingut ni de l'exactitud d'aquesta traducció. L'edició original en anglès està disponible a <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>.

Per a evitar una aplicació inadequada d'un resultat positiu en la detecció d'un patogen quan s'utilitza una tècnica molecular, l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) va publicar i aconsellar l'ús del flux de presa de decisions (figura 12) (AFSSA, 2006). Aquest flux de valoració permet fer una interpretació correcta dels resultats d'anàlisis relatius a la presència de partícules víriques determinades per mètodes moleculars en una xarxa de distribució d'aigua.

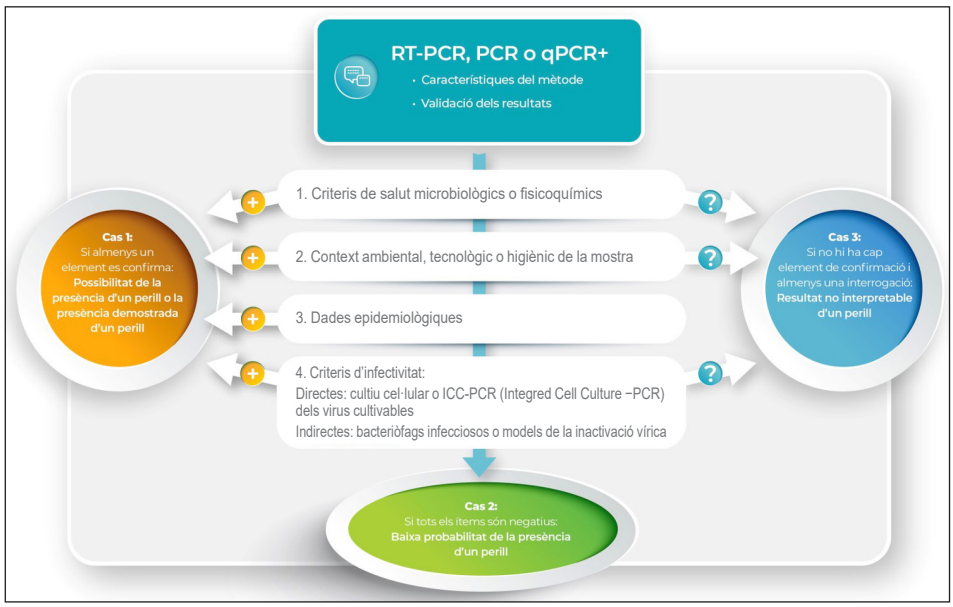

FIGURA 12. Diagrama de flux de la interpretació d'un resultat positiu per mitjà de tècniques de biologia molecular seguint les orientacions indicades per AFSSA 2006.
FONT: Elaboració pròpia a partir d'AFSSA, 2006.

En aquest diagrama de flux s'integren dades addicionals classificades en quatre criteris que es resumeixen breument:

1) *Criteris de salut microbiològics o fisicoquímics.* Es té en compte el context microbiològic i fisicoquímic proporcionat pels resultats de les analítiques rutinàries establertes en la normativa vigent o en d'altres pròpies. Si les anàlisis bacteriològiques realitzades, conjuntament amb la recerca de virus a l'aigua de beguda, mostren l'absència de gèrmens de control de la contaminació fecal per a totes les mostres (sortida de la depuradora i diversos punts de la xarxa de distribució d'aigua) aquest criteri serà negatiu. En totes aquestes mostres s'han realitzat anàlisis fisicoquímiques que proporcionen informació sobre la terbolesa. Cal tenir en compte que actuacions de manteniment simples poden provocar una alta terbolesa però, tot i així, tots els resultats obtinguts poden complir els criteris sanitaris

normatius. Per tant, si hi ha un compliment dels criteris sanitaris normatius microbiològics i referències de qualitat fisicoquímica que no revelen cap contaminació fecal abans i durant el període de recollida de mostres d'aigua per a l'anàlisi viral, aquest criteri no es podrà considerar positiu.

2) *Criteri del context ambiental, tecnològic o higiènic*. Cal considerar si:

— el genoma del virus s'ha detectat en un nombre significatiu de dipòsits, unitats de treball o punts de mostreig del total dels quals es van prendre mostres;

— el genoma de dos virus s'ha detectat conjuntament en dos dipòsits, unitats de treball o punts de mostreig del total dels quals es van prendre mostres;

— en la mateixa data es va detectar o bé:

a) la presència del genoma d'un virus en concret en dos punts de mostreig diferents; o bé

b) la presència del genoma de diferents virus (per exemple, norovirus, adenovirus, astrovirus, virus de l'hepatitis A…) en diferents reservoris o punts de mostreig.

Per tal d'avaluar el context ambiental, tecnològic o higiènic de la mostra (que pot indicar l'origen de la contaminació viral de l'aigua, la seva data i possiblement la durada de l'exposició de l'aigua a la contaminació viral), s'ha de tenir sempre en compte un conjunt de punts crítics. Per tant, si les dades disponibles relatives al context ambiental, tecnològic o higiènic de la mostra no confirmen la contaminació per agents infecciosos de l'aigua de la xarxa considerada per aquest estudi, aquest criteri no és positiu. Tanmateix, cal tenir en compte la detecció de genomes vírics per biologia molecular, trobats simultàniament per a alguns d'ells i repetidament per a altres, així com l'absència de clor residual en determinats punts de la xarxa.

3) *Criteri epidemiològic.* Si l'agència o autoritat epidemiològica no disposa de dades epidemiològiques de casos relacionats amb el resultat molecular positiu per un virus en concret en la regió, aquest criteri no es complirà. Tampoc no es considerarà si els sistemes de seguiment existents actualment no permeten estimar les taxes d'incidència amb prou precisió, o bé si no s'ha fet cap investigació epidemiològica específica per a buscar una associació entre els casos del resultat molecular positiu detectat i el consum d'aquesta aigua. De la mateixa manera, si no es disposa de dades epidemiològiques sobre casos de gastroenteritis viral vinculades al consum d'aquesta aigua, de nou aquest criteri no és positiu. Per tant, si les dades epidemiològiques disponibles fins al moment d'obtenció d'un resultat molecular positiu no permeten establir una relació entre els casos deguts a un virus en concret o casos de gastroenteritis viral i el consum d'aquesta aigua, no es podrà considerar positiu aquest criteri. Aquest criteri d'infectivitat diferencia dos nivells:

a) directe: cal considerar els resultats obtinguts per cultiu cel·lular o per proves integrades de cultiu cel·lular i PCR;

b) indirecte: cal considerar els resultats obtinguts per l'ús dels bacteriòfags infecciosos (no resultats moleculars) o models d'inactivació vírica.

4) *Criteris d'infectivitat*. Si no s'ha realitzat cap anàlisi que aporti informació sobre la possible infectivitat dels virus el genoma dels quals s'ha detectat a l'aigua, les dades aportades no permeten prendre una decisió sobre aquest aspecte.

Tal com s'observa en la figura 12, segons les dades disponibles per a cada un d'aquests quatre criteris, el diagrama de flux que es mostra pot tenir tres interpretacions possibles:

1) alta probabilitat d'un perill o confirmació de la presència d'aquest,
2) baixa probabilitat d'un perill,
3) resultat no interpretable.

Novament, l'ús dels indicadors microbians i la selecció dels patògens de referència, així com dels mètodes de detecció i d'enumeració que s'utilitzen, resulten essencials per a fer una valoració sanitària adient d'una aigua basant-se en una anàlisi de risc i aplicant plans sanitaris d'actuació.

6.6. *Un nou concepte en l'anàlisi dels recursos hídrics: «One water, una sola aigua»*

La qualitat microbiològica de l'aigua ha de ser vigilada al llarg del seu cicle complet i sota la perspectiva del concepte «One world, one health». Aquest nou concepte, «Un món, una salut», es va establir en la Conferència Ministerial Internacional de Nova Delhi del desembre de 2007 sobre la grip aviària i pandèmica (HPAI, de l'anglès *highly pathogenic avian influenza*) per quatre agències especialitzades (l'Organització de les Nacions Unides per a l'Agricultura i l'Alimentació, FAO; l'Organització Mundial per a la Salut Animal, OMSA, fundada com a OIE; l'OMS i l'UNICEF conjuntament amb el Banc Mundial i el Coordinador del Sistema de les Nacions Unides per a la Grip (UNSIC). Es va recomanar que la comunitat internacional aprofités les experiències amb l'HPAI i es desenvolupés a mitjà termini una nova aproximació per a abordar les malalties infeccioses emergents (FAO *et al.*, 2008). Aquesta nova visió, «Un món, una salut», estableix un enfocament més interdisciplinari i intersectorial per prevenir malalties epidèmiques o epizoòtiques i per mantenir la integritat de l'ecosistema. Requereix un esforç de col·laboració de múltiples disciplines que treballen localment, nacionalment i globalment per tal de protegir al mateix temps la salut humana, animal i ambiental. Ens permet identificar com els problemes d'índole ambiental poden generar les condicions favorables per al desenvolupament de malalties infeccioses de transmissió per l'aigua. Una baixa qualitat de l'aigua d'un riu pot posar en perill l'ecosistema natural al qual pertany i, alhora, també pot comportar la necessitat d'un esforç addicional a l'hora de potabilitzar-la per al seu consum com a aigua de boca si es vol evitar el risc de transmissió de malalties en el cas que el tractament no sigui l'adequat (WHO, 2017*b*).

D'altra banda, l'aigua com a recurs està també completament vinculada al

nou concepte de gestió d'una economia circular. Aquesta economia es basa en un millor aprofitament dels recursos per part de les empreses i de la societat en general. En el cas de l'aigua, es tracta de buscar les fórmules per a reutilitzar les aigües residuals i donar-los els màxims usos possibles abans de retornar-les als rius, als llacs o al mar. D'aquesta manera, es reduiria la necessitat d'incrementar les noves captacions d'aigua, es mantindria una càrrega d'aigües freàtiques adient, millorarien les reserves de recurs en els embassaments, llacs i reservoris, i disposaríem d'uns rius més cabalosos. La conseqüència és una reducció dels costos de la potabilització i dels costos dels tractaments de sanejament de les aigües residuals; ja que, d'aquesta manera, hi hauria menys volum d'aigües per a depurar. En definitiva, una millor sostenibilitat dels recursos hídrics.

Precisament, aquest aprofitament circular de l'aigua és determinant en el context de desenvolupament social i de benestar en una economia circular arreu del món. En un primer nivell destaquen tots els beneficis que té per al medi ambient i les conseqüències que se'n deriven. Si es fa servir menys aigua, els rius tenen més cabal i, en un país com el nostre, amb pluges molt irregulars, s'allarga el temps que l'aigua pot estar en els pantans i es redueix la pressió sobre els aqüífers. És la fórmula per a assegurar que els rius tinguin vida i poder aguantar millor els períodes de sequera sense necessitat de restriccions en el consum d'aigua, fet habitual en diferents llocs del país. Aquestes dependències per a aconseguir un recurs d'aigua potable continuada i de qualitat es perceben d'una manera diferent per un ciutadà del centre o del nord d'Europa, amb gran disponibilitat d'aigua, que pels ciutadans dels països del sud d'Europa, amb pluges irregulars i unes conques d'escassos quilòmetres que, molt sovint, es queden seques. En una Europa diversa i complexa, aquestes diferents percepcions sovint es veuen reflectides en l'elaboració i l'aprovació de les directives europees relacionades amb l'aigua i els seus usos.

Sota aquesta perspectiva holística i integrativa, i de forma paral·lela a aquella de «One world, one health», ja fa uns anys que es va definir una nova visió de gestió de l'aigua anomenant-la «One water» («Una sola aigua»). Consisteix en un nou enfocament per a gestionar els recursos hídrics per a la resiliència i la sostenibilitat a llarg termini, satisfent les necessitats tant de la comunitat com dels ecosistemes. Aquest enfocament considera que totes les aigües d'un territori són igual d'importants. Així, en el nostre context social i econòmic i medi ambiental, es tenen en compte les aigües superficials, les aigües subterrànies, l'aigua regenerada i la recollida, i les aportacions d'aigües pluvials (directament sobre les aigües superficials o emmagatzemada en els embassaments).

De nou, la selecció dels indicadors microbians més adients per a cada matriu d'aigua resulta essencial per tal de poder mantenir una qualitat sota l'enfocament de «One water». Com a conseqüència, les revisions legislatives europees al voltant de l'aigua s'estan realitzant sota aquestes visions d'economia circular i de

sostenibilitat com «Una sola aigua» amb l'objectiu d'aconseguir un millor aprofitament dels recursos i un major respecte pel medi ambient. En el nostre context, ens comportarà, en primer terme, un major aprofitament de les aigües regenerades per a diferents usos (activitats agrícoles diverses, gestió d'entorns naturals, recuperació d'aqüífers, recàrrega de les conques fluvials…).

En el context d'una anàlisi integrativa dels recursos hídrics en un territori, no té cap fonament aplicar el control de la qualitat microbiològica d'un tipus de matriu d'aigua a través de la selecció d'uns indicadors microbians i ignorar o seleccionar inadequadament els indicadors microbians en un altre tipus de matriu d'aigua. Per això, a mesura que es revisen les normatives i regulacions de gestió de les diferents matrius d'aigua (aigües de consum en xarxa, embotellades, regenerades o de reutilització, aigües superficials, higienització i potencial reutilització de llots de depuradora, aigües de bany, aigües de manipulació i preparació dels aliments, etc.) esdevé imprescindible incorporar de manera coordinada i coherent els indicadors microbians descrits anteriorment.

6.7. *La digitalització integral de la gestió de l'aigua. Cap a una aigua digital*

Ens trobem actualment en plena «era digital», que ha deixat enrere l'era industrial i que està definint noves estructures socials i una nova economia del coneixement. Una característica que defineix aquest temps és que la informació es mou més ràpid que el moviment físic. Aquesta era ha estat precedida pel període en què la informació esdevé un recurs decisiu, i en el moment que la informació deixa de ser escassa fa començar l'economia del coneixement, que permet generar un avantatge competitiu molt diferencial a les societats que l'han incorporat (Castells, 2005).

Aquesta societat del coneixement i el seu pensament digital està ja afectant totes les fases del cicle de l'aigua, des de la gestió dels recursos, la tecnologia dels diferents tractaments i la seva eficiència, el consum i el compromís amb els clients o usuaris, fins a la reutilització, la recollida i la recuperació sostenible econòmicament i ambientalment d'un recurs tan important com és l'aigua. De fet, la digitalització de la gestió de l'aigua (Digital Water) té el potencial de revolucionar el sector industrial i econòmic, de transformar l'administració social i política, així com de modificar la interacció amb clients i la cadena de subministrament a través dels diferents proveïdors del servei, d'una manera que fins fa poc era inimaginable (UK Water Partnership, 2020). La digitalització del sector facilitarà, entre d'altres, les següents accions pràctiques:

— L'explotació de les dades de les conques per a la seva gestió integral i la interacció amb conques veïnes utilitzant intel·ligència artificial i l'aprenentatge automàtic (*machine learning*) suportat per un augment de la capacitat d'emmagatzematge d'informació i una fàcil i més ràpida connectivitat.

— El desenvolupament de models de predicció, el mapatge de recursos hídrics disponibles i la seva qualitat en temps real amb una gestió coordinada dels diferents recursos en un territori.

— La monitorització de la humitat del sòl en temps real enllaçant-ho amb dades meteorològiques, i incloent la monitorització de conreus per a millorar l'agricultura amb relació al producte, l'estalvi energètic i el consum d'aigua. Això permetrà desenvolupar aplicacions de baix cost per a les economies en desenvolupament.

— La tecnologia de sensors, robotització i automatització de processos que faciliten l'adquisició més ràpida i en temps real de nova informació i la presa de decisions.

— La minimització del manteniment i l'optimització del rendiment de les xarxes de distribució i de les de sanejament.

— La simplificació de processos, la reconfiguració de serveis, la creació de nous mercats i la desaparició d'alguns dels mercats o models de negoci de l'aigua existents a través de l'establiment de diverses qualitats i tipus d'aigua, identificant serveis i usos diferents a preus distints per a l'usuari final, així com la disponibilitat de tarifes i preus socials per a col·lectius amb limitacions econòmiques, etc.

— La gestió intel·ligent d'inundacions desenvolupant una visió localitzada i en temps real de les vulnerabilitats actuals i futures, identificant les maneres més efectives de reduir la vulnerabilitat en l'àmbit domèstic, local i regional, i maximitzant els períodes d'avís d'inundació. També ha de permetre il·limitadament el desenvolupament i l'anàlisi d'escenaris potencials de risc o crisi.

— L'avaluació del risc sanitari dels recursos hídrics en temps real i la predicció en el temps amb models ajustats als diferents territoris.

La microbiologia de l'aigua relacionada amb la salut també està plenament immersa en aquesta transformació de la gestió digital dels recursos hídrics. La determinació de la qualitat de l'aigua per a la salut valorant els riscos sanitaris en els diferents usos (beguda, preparació d'aliments, bany, agricultura i ramaderia, industrial, gestió ambiental, etc.) en temps pràcticament real ja comença a veure's com un dels nous requeriments d'aquest nou escenari de l'aigua digital. A més a més, cal tenir en compte que s'estima que el 66 % de la població mundial viurà en grans ciutats l'any 2050. En les seccions prèvies s'ha detallat que la urbanització facilita sovint l'accés a l'aigua potable i al sanejament a un nombre més gran de persones, però les ciutats hauran de ser capaces de fer front a les necessitats d'una població creixent i envellida, i a un increment de la demanda d'aigua en unes zones urbanes molt concentrades en el planeta. L'increment de població, l'extensió del benestar social i l'avanç cap a una societat del coneixement comporta un increment de demanda d'aigua segura *per capita* més gran. Per tant, la digitalització de la gestió de l'aigua ens ha de permetre utilitzar la nostra aigua de manera més segu-

ra i més sostenible, i gestionar les infraestructures de manera més eficaç i eficient. La biologia molecular, i particularment la tecnologia del DNA, la seqüenciació massiva i l'anàlisi de les seves dades; el desenvolupament de sensors en línia en temps real suportats per nous compostos químics cromogènics i fluorogènics conjuntament amb la fotònica; el processament automatitzat de mostres, la robòtica i l'automatització del laboratori de microbiologia ens estan permetent una digitalització de les anàlisis microbiològiques i nous coneixements sobre la biodiversitat microbiana en les aigües i les modificacions dels microbiomes associats als canvis en el medi ambient o als processos de tractament de les aigües. Una contribució per a la detecció i enumeració fàcil, ràpida (amb resultats al voltant de les sis hores d'iniciar l'anàlisi) i amb traçabilitat de la mostra i digitalització de les dades en xarxa ha estat realitzada per l'empresa derivada (*spin-off*) de la Universitat de Barcelona Bluephage SL (*www.bluephage.com*). El mètode desenvolupat permet detectar els colífags de bacteris entèrics utilitzats com a indicadors vírics a través de la detecció de la lisi de les cèl·lules bacterianes hoste causada per la infecció dels colífags presents en l'aigua i amb una sensibilitat d'un colífag en 100 mL (Méndez *et al.*, 2020). Aquesta detecció es du a terme gràcies a unes modificacions genètiques realitzades en la soca bacteriana hoste (US Patent 9.932.645 B2, EPO 3068894) que faciliten la detecció dels colífags quan infecten les cèl·lules bacterianes modificades, i es fa mitjançant un compost cromogènic (Muniesa *et al.*, 2018; Toribio-Avedillo *et al.*, 2019 i 2020). El canvi de color que es dona per aquest compost es captura digitalment amb imatges des d'un simple telèfon mòbil, s'envia a un servei informàtic al núvol, on es realitza el càlcul de la concentració vírica en la mostra de l'aigua, i es respon a l'usuari en pocs segons. Tota la informació per a la traçabilitat de la mostra i del resultat obtingut s'arxiva en l'espai de l'usuari al núvol informàtic. Les dades i els resultats es poden exportar posteriorment de manera digital cap al sistema de gestió d'informació del laboratori (LIMS, de l'anglès *laboratory information management system*) de l'usuari (figura 13).

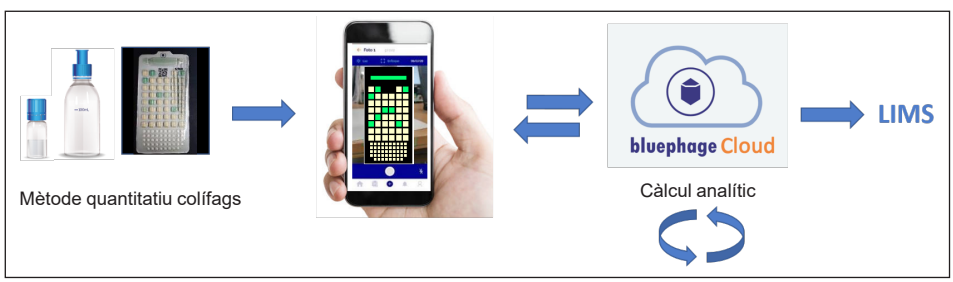

FIGURA 13. Procediment de detecció ràpida, fàcil, amb traçabilitat de les mostres i la digitalització dels resultats per a la detecció dels colífags com a indicadors vírics.
FONT: Elaboració pròpia.

L'avaluació de la seguretat sanitària i la determinació del risc microbiològic d'una aigua, basats tant en l'anàlisi dels indicadors microbians com dels patògens de referència, utilitzant aquestes noves tecnologies i coneixements està ja desenvolupant aquesta nova etapa digital de les dades de la microbiologia que contribueix al desenvolupament de l'*aigua digital*.

7. Epíleg

L'aigua és essencial per a mantenir la vida al nostre planeta, però també és una matriu que permet la transmissió d'agents causants de malalties infeccioses en la biosfera. Els recursos d'aigua dolça de fàcil accés i que ens permetin posteriorment garantir una qualitat sanitària són molt limitats, i no superen el 0,4 % del total de l'aigua del planeta. Els coneixements científics i tècnics, principalment desenvolupats des de la segona part del segle XIX fins a l'actualitat, ens permeten transformar les diferents aigües del planeta en una aigua potable. La disponibilitat d'aigua potable, tal com la concebem en les societats més desenvolupades des de fa poc més d'un centenar d'anys, és un bé preuat, no gratuït, i que desitgem universal. L'aigua potable, sanitàriament segura, és una de les contribucions més significatives de la nostra civilització i absolutament determinant per al benestar social.

Aconseguir de manera regular i garantida aigua potable requereix el control i, si cal, l'eliminació dels patògens que es transmeten a través de l'aigua. Aquesta gestió sanitària de l'aigua s'ha aconseguit aplicant exitosament i de manera controlada els processos de potabilització de les aigües de beguda i de sanejament de les aigües residuals. Tots dos procediments, conjuntament amb el desenvolupament de la ciència mèdica, que ha definit noves pràctiques sanitàries, el descobriment dels antibiòtics, el desenvolupament de vacunes i l'establiment de noves mesures i pràctiques d'higiene, han estat determinants per al control de les malalties de transmissió per l'aigua. L'aigua sanitàriament segura ha contribuït a una transformació sanitària i ens ha donat una qualitat de vida que han quedat reflectides en una significativa transició epidemiològica en la història dels humans.

La disponibilitat d'una aigua segura per a la salut s'ha aconseguit exitosament mitjançant l'ús dels indicadors microbians degudament seleccionats. Al llarg dels anys s'ha anat identificant millor quins indicadors microbians necessitem i s'han optimitzat les tècniques per a la seva detecció i enumeració. La incorporació raonada i raonable d'indicadors microbians que complementin o substitueixin els actuals, com és el cas recent d'anar incorporant els indicadors vírics, ens permet millorar la qualitat sanitària de les aigües i evitar així brots infecciosos que encara es donen en societats desenvolupades, a més d'ajudar a obrir noves perspectives que facilitin l'accés a una aigua més segura en països en desenvolupament.

L'aigua potable, com l'entenem en el segle XXI, no és un recurs natural i il-

limitat. Té un cost i està sotmès a una economia basada en la sostenibilitat que comporta indefectiblement un ús energètic eficient. Només una gestió de les aigües basada en una anàlisi de risc sanitari que ens permeti continuar controlant les malalties infeccioses de transmissió per l'aigua i una visió integrativa d'aquest recurs vital sota el prisma d'«Una sola aigua» ens facilitaran de manera sostenible continuar contribuint a un benestar social per a tothom.

La nova concepció de gestió de l'aigua digital comporta la digitalització dels diferents paràmetres en la gestió de les aigües (físics, químics, microbiològics, geològics, socials, econòmics, etc.) i ens ha de permetre una previsió i un aprofitament millorat del recurs per a tots els humans durant aquest segle.

Bibliografia

Abdoelrachman, R. (1943). «Can we use the shiga bacteriophage as an indicator for a faecal pollution of water?». *Antonie Van Leeuwenhoek*, 9 (1), p. 143-151.

Abellán, J. (2017). *Water supply and sanitation services in modern Europe*: *Developments in 19th-20th centuries.* Comunicació presentada al XII Congreso Internacional de la Asociación Española de Historia Económica (6-9 setembre). Salamanca: Universitat de Salamanca.

Adam, E. A.; Yoder, J. S.; Gould, L. H.; Hlavsa, M. C.; Gargano, J. W. (2016). «*Giardiasis* outbreaks in the United States, 1971-2011». *Epidemiol. Infect.*, 144 (13) (octubre), p. 2790-2801.

Adams, M. H. (1959). *Bacteriophages*. Nova York: Interscience Publishers Inc. 592 p.

AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments) (2006). *Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments relatif à l'interprétation des résultats d'analyses relatifs à la présence de particules virales dans un réseau de distribution d'eau. Saisine 2005-SA-0096*. França: AFSSA. 6 p.

Ashbolt, N. J.; Grabow, W. O. K.; Snozzi, M. (2001). «Indicators of microbial water quality». A: Fewtrell, L.; Bartram, J. (ed.). *Water quality*: *Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Londres: World Health Organization: IWA Publishing, p. 289-316.

Bae, S.; Wuertz, S. (2009). «Discrimination of viable and dead fecal *Bacteroidales* bacteria by quantitative PCR with propidium monoazide». *Appl. Environ. Microbiol.*, 75 (9), p. 2940-2944.

Bain, R.; Cronk, R.; Wright, J.; Yang, H.; Slaymaker, T.; Bartram, J. (2014). «Fecal contamination of drinking-water in low- and middle-income countries: A systematic review and meta-analysis». *PLOS Med.*, 11 (5), e1001644. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1001644>.

Ballesté, E.; Belanche-Muñoz, L. A.; Farnleitner, A. H.; Linke, R.; Sommer, R.; Santos, R.; Monteiro, S.; Maunula, L.; Oristo, S.; Tiehm, A. A.; Stange, C.; Blanch, A. R. (2020). «Improving the identification of the source of faecal pollution in water using a modelling approach: From multi-source to aged and diluted samples». *Water Res.*, 171, 115392. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115392>.

Ballesté, E.; Blanch, A. R.; Muniesa, M.; García-Aljaro, C.; Rodríguez-Rubio, L.; Martín-Díaz, J.; Pascual-Benito, M.; Jofre, J. (2022). «Bacteriophages in sewage: Abundance, roles, and applications». *FEMS Microbes*, 3, p. 1-12. <https://doi.org/10.1093/femsmc/xtac009>.

Ballesté, E.; García-Aljaro, C.; Blanch, A. R. (2018). «Assessment of the decay rates of microbial source tracking molecular markers and faecal indicator bacteria from different sources». *J. Appl. Microbiol.*, 125 (6), p. 1938-1949. <https://doi.org/10.1111/jam.14058>.

Belanche-Muñoz, L.; Blanch, A. R. (2008). «Machine learning methods for microbial source tracking». *Environmental Modelling & Software*, 23 (6), p. 741-750.

Blanch, A. R.; Ballesté, E.; Weidhaas, J.; Santo Domingo, J.; Ryu, H. (2015). «Methods of targeting animal sources of fecal pollution in water». A: Yates, M.; Nakatsu, C.; Miller, R.; Pillai, S. (ed.). *Manual of environmental microbiology*. 4a ed. Washington, DC: American Society of Microbiology, p. 3.4.4-1-3.4.4-28.

Blanch, A. R.; Belanche-Muñoz, L.; Bonjoch, X.; Ebdon, J.; Gantzer, C.; Lucena, F.; Ottoson, J.; Kourtis, C.; Iversen, A.; Kuhn, I.; Moce, L.; Muniesa, M.; Schwartzbrod, J.; Skraber, S.; Papageorgiou, G. T.; Taylor, H.; Wallis, J.; Jofre, J. (2006). «Integrated analysis of established and novel microbial and chemical methods for microbial source tracking». *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 (9), p. 5915-5926.

Blanch, A. R.; Lucena, F.; Muniesa, M.; Jofre, J. (2020). «Fast and easy methods for the detection of coliphages». *J. Microbiol. Methods*, 173, 105940. <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2020.105940>.

Blanco, A.; Guix, S.; Fuster, N.; Fuentes, C.; Bartolomé, R.; Cornejo, T.; Pintó, R. M.; Bosch, A. (2017). «Norovirus in bottled water associated with gastroenteritis outbreak, Spain, 2016». *Emerg. Infect. Dis.*, 23 (9), p. 1531-1534. <https://doi.org/10.3201/eid2309.161489> .

Boehm, A. B.; Silverman, A. I.; Schriewer, A.; Goodwin, K. (2019). «Systematic review and meta-analysis of decay rates of waterborne mammalian viruses and coliphages in surface waters». *Water Res.*, 164, 114898. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114898>.

Bond, T.; Roma, E.; Foxon, K. M.; Templeton, M. R.; Buckley, C. A. (2013). «Ancient water and sanitation systems - applicability for the contemporary urban developing world». *Water Sci. Technol.*, 67 (5), p. 935-941. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.628>.

Brooks, L. E.; Field, K. G. (2016). «Bayesian meta-analysis to synthesize decay rate constant estimates for common fecal indicator bacteria». *Water Res.*, 104, p. 262-271. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.005>.

Cabelli, V. J. (1978). «Obligate anaerobic bacterial indicators». A: Berg, G. (ed.). *Indicators of viruses in water and food.* Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, p. 171-200.

Carrey, R.; Ballesté, E.; Blanch, A. R.; Lucena, F.; Pons, P.; López, J. M.; Rull, M.; Solà, J.; Micola, N.; Fraile, J.; Garrido, T.; Munné, A.; Soler, A.; Otero, N. (2021). «Combining multi-isotopic and molecular source tracking methods to identify nitrate pollution sources in surface and groundwater». *Water Res.*, 188, 116537. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116537>.

Castells, M. (2005). *La era de la información*: *Economía, sociedad y cultura.* Vol. 1: *La sociedad red*. Madrid: Alianza Editorial. 655 p.

CDC (1984). «Update: Treatment of *Cryptosporidium* in patients with acquired immunodeficiency syndrome (AIDS)». *Morbidity and Mortality Weekly Report*, 33 (9), p. 117-119.

Contreras-Coll, N.; Lucena, F.; Mooijman, K.; Havelaar, A.; Pierz, V.; Boque, M.; Gawler, A.; Höller, C.; Lambiri, M.; Mirolo, G.; Moreno, B.; Niemi, M.; Sommer, R.; Valentin, B.; Wiedenmann, A.; Young, V.; Jofre, J. (2002). «Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe». *Water Res.*, 36 (20), p. 4963-4974. <https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00229-4>.

Cutler, D.; Miller, G. (2005). «The role of public health improvements in health advances: The twentieth-century United States». *Demography*, 42 (1) (febrer), p. 1-22.

Davis, C.; Ritchie, L. S. (1948). «Clinical manifestations and treatment of epidemic amebiasis occurring in occupants of the Mantetsu apartment building, Tokyo, Japan». *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 28 (6), p. 817-823.

Delgado-Viscogliosi, P.; Solignac, L.; Delattre, J. M. (2009). «Viability PCR, a culture independent method for rapid and selective quantification of viable *Legionella pneumophila* cells in environmental water samples». *Appl. Environ. Microbiol.*, 75 (11), p. 3502-3512.

D'Herelle, F. (1926). *The bacteriophage and its behavior*. Traducció a l'anglès de G. H. Smith. Baltimore, MD: Williams and Wilkins. 629 p.

Dufour, A.; Snozzi, M.; Koster, W.; Bartram, J.; Ronchi, E.; Fewtrell, L.; World Health Organitzation (2003). *Assessing microbial safety of drinking water*: *Improving approaches and methods.* Londres: World Health Organization: Organisation for Economic Co-operation and Development: IWA Publishing. 293 p. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42790>.

Dutilh, B. E.; Cassman, N.; McNair, K.; Sanchez, S. E.; Silva, G. G. Z.; Boling.; L., Barr, J. J.; Speth, D. R.; Seguritan, V.; Aziz, R. K.; Felts, B.; Dinsdale, E. A.; Mokili, J. L.; Edwards, R. A. (2014). «A highly abundant bacteriophage discovered in the unknown sequences of human faecal metagenomes». *Nat. Commun.*, 5, 4498.

Edberg, S. C.; Rice, E. W.; Karlin, R. J.; Allen, M. J. (2000). «*Escherichia coli*: The best biological drinking water indicator for public health protection». *J. Appl. Microbiol.*, 88 (S1), p. 106S-116S. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x>.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2022). *FAOSTAT*: *Production indices 2021* [en línia]. <https://www.fao.org/faostat/en/#compare> [Consulta: 30 maig 2022].

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations); OIE (World Organisation for Animal Health); WHO (World Health Organization); UNSIC (United Nations System Influenza Coordination); UNICEF (United Nations Children's Fund); The World Bank (2008). *Contributing to One World, One Health*: *A strategic framework for reducing risks of infectious diseases at the animal-human-ecosystems interface*. 68 p.

Farkas, K.; Adriaenssens, E. M.; Walker, D. I.; McDonald, J. E.; Malham, S. K.; Jones, D. L. (2019). «Critical evaluation of crAssphage as a molecular marker for

human-derived wastewater contamination in the aquatic environment». *Food Environ. Virol.*, 11 (2), p. 113-119. <https://doi.org/10.1007/s12560-019-09369-1>.

Farrell, M. L.; Joyce, A.; Duane, S.; Fitzhenry, K.; Hooban, B.; Burke, L. P.; Morris, D. (2021). «Evaluating the potential for exposure to organisms of public health concern in naturally occurring bathing waters in Europe: A scoping review». *Water Res.*, 206, 117711. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117711>.

Fittipaldi, M.; Nocker, A.; Codony, F. (2012). «Progress in understanding preferential detection of live cells using viability dyes in combination with DNA amplification». *J. Microbiol. Methods.*, 91 (2), p. 276-289.

Flekna, G.; Stefanic, P.; Wagner, M.; Smulders, F. J.; Mozina, S. S.; Hein, I. (2007). «Insufficient differentiation of live and dead *Campylobacter jejuni* and *Listeria monocytogenes* cells by ethidium monoazide (EMA) compromises EMA/real-time PCR». *Res. Microbiol.*, 158 (5), p. 405-412.

García-Aljaro, C.; Ballesté, E.; Muniesa, M.; Jofre, J. (2017). «Determination of crAssphage in water samples and applicability for tracking human faecal pollution». *Microb. Biotechnol.*, 10 (6), p. 1775-1780.

Gaya i Fuertes, J. (2014). *Barcelona i l'aigua*: *L'abastament d'aigua a la Barcelona moderna i la seva projecció al futur*. Sant Feliu de Llobregat: Edicions del Llobregat. 319 p.

Gedalanga, P. B.; Olson, B. H. (2009). «Development of a quantitative PCR method to differentiate between viable and nonviable bacteria in environmental water samples». *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 82 (3), p. 587-596. <https://doi.org/10.1007/s00253-008-1846-y>.

Geldreich, E. E. (1978). «Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes». A: Berg, G. (ed.). *Indicators of viruses in water and food*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, p. 51-97.

Geldreich, E. E.; Kenner, B. A. (1969). «Concepts of faecal streptococci in stream pollution». *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.*, 41 (8), p. R336-R352.

Giammanco, G. M.; Bonura, F.; Urone, N.; Purpari, G.; Cuccia, M.; Pepe, A.; Li Muli, S.; Cappa, V.; Saglimbene, C.; Mandolfo, G.; Marino, A.; Guercio, A.; Di Bartolo, I.; De Grazia, S. (2018). «Waterborne norovirus outbreak at a seaside resort likely originating from municipal water distribution system failure». *Epidemiol. Infect.*, 146 (7), p. 879-887.

Guelin, A. (1948). «Etude quantitative de bacteriophages de la mer». *Ann. Inst. Pasteur*, 74, p. 104-112.

— (1950). «Sur la presence du bacteriophage perfringens dans les eaux et son role dans l'epuration des eaux stagnantes». *Ann. Inst. Pasteur*, 79, p. 447.

Hadian, S.; Madani, K. (2013). «The water demand of energy: Implications for sustainable energy policy development». *Sustainability*, 5 (11), p. 4674-4687.

Hagedorn, C.; Blanch, A. R.; Harwood, V. J. (2011). *Microbial source tracking*: *Methods, applications, and case studies*. Nova York: Springer Science+ Business Media.

Harris, F.; Moss, C.; Joy, E. J. M.; Quinn, R.; Scheelbeek, P. F. D.; Dangour, A. D.; Green, R. (2020). «The water footprint of diets: A global systematic review and meta-analysis». *Adv. Nutr.*, 11 (2) (març), p. 375-386.

Harwood, V. J.; Staley, C.; Badgley, B. D.; Borges, K.; Korajkic, A. (2014). «Micro-

bial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: Relationships between pathogens and human health outcomes». *FEMS Microbiol. Rev.*, 38 (1), p. 1-40.

HMSO (His Majesty's Stationery Office) (1934). *The bacteriological examination of water supplies.* 1a ed. Londres: HMSO. (Reports on Public Health and Medical Subjects; 71)

Hoekstra, A. Y. (2015). «The water footprint of industry». A: Klemes, J. (ed.). *Assessing and measuring environmental impact and sustainability*. Butterworth-Heinemann, p. 221-254.

Horrocks, W. H. (1901). *An introduction to the bacteriological examination of water*. Londres: J. and C. Churchill.

Houston, A. C. (1900). «On the value of examination of water for *Streptococci* and *Staphylococci* with a view to detection of its recent contamination with animal organic matter». A: *29th Annual Report of the Local Government Board 1899-1900*: *Supplement containing the Report of the Medical Officer for 1899-1900*. Londres: London City Council, p. 548.

Howard, G.; Bartram, J. (2005). «The new WHO guidelines: Establishing comprehensive water safety frameworks». *Waterlines*, 23 (4), p. 4-7.

Howell, J. M.; Coyne, M. S.; Cornelius, P. L. (1995). «Faecal bacteria in agricultural waters of the blue grass region of Kentucky». *J. Environ. Qual.*, 24 (3), p. 411-419.

Hutchinson, M.; Ridgway, J. W. (1977). *Microbiological aspects of drinking water supplies*. Londres: Academic Press. 180 p.

Jofre, J.; Blanch, A. R. (2010). «Feasibility of methods based on nucleic acid amplification techniques to fulfil the requirements for microbiological analysis of water quality». *J. Appl. Microbiol.*, 109 (6), p. 1853-1867. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2010.04830.x>.

Jofre, J.; Lucena, F.; Blanch, A. R.; Muniesa, M. (2016). «Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources». *Water*, 8 (5), p. 199.

Karagiannis, I.; Sideroglou, T.; Gkolfinopoulou, K.; Tsouri, A.; Lampousaki, D.; Velonakis, E. N.; Scoulica, E. V.; Mellou, K.; Panagiotopoulos, T.; Bonovas, S. (2010). «A waterborne *Campylobacter jejuni* outbreak on a Greek island». *Epidemiol. Infect.*, 138 (12), p. 1726-1734.

Kemira (2022). *Water management 2040*: *Future scenarios* [en línia]. Finlàndia: Kemira Oyj. 32 p. <https://www.kemira.com/insights/report-water-management-2040/> [Consulta: 27 desembre 2022].

Kenner, B. A. (1978). «Fecal streptococcal indicators». A: Berg, G. (ed.). *Indicators of viruses in water and food*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, p. 147-169.

Kim, J.; Pitts, B.; Stewart, P. S.; Camper, A.; Yoon, J. (2008). «Comparison of the antimicrobial effects of chlorine, silver ion and tobramycin on biofilms». *Antimicrob. Agents Chemother.*, 52 (4), p. 1446-1453.

Klein, E.; Houston, A. C. (1899). «Further report on bacteriological evidence of recent and therefore dangerous sewage pollution of elsewise potable waters». A: *28th Annual Report of the Local Government Board 1898-1899*: *Supplement containing the Report of the Medical Officer for 1898-1899*. Londres: London City Council.

Lazou, T. P.; Iossifidou, E. G.; Gelasakis, A. I.; Chaintoutis, S. C.; Dovas, C. I. (2019). «Viability quantitative PCR utilizing propidium monoazide, Spheroplast

formation, and *Campylobacter coli* as a bacterial model». *Appl. Environ. Microbiol.*, 85 (20) (octubre), e01499-19.

Leifels, M.; Cheng, D.; Sozzi, E.; Shoults, D. C.; Wuertz, S.; Mongkolsuk, S.; Sirikanchana, K. (2021). «Capsid integrity quantitative PCR to determine virus infectivity in environmental and food applications - A systematic review». *Water Res. X*, 11, 100080. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100080>.

López i Alemany, M. (1985). «L'epidèmia de còlera dels anys 1884 al 1886 i la seva incidència a la ciutat d'Amposta». *Gimbernat*: *Revista d'Història de la Medicina i de les Ciències de la Salut*, 3, p. 235-250.

Love, D. C.; Lovelace, G. L.; Money, E. S.; Sobsey, M. D. (2010). «Microbial fecal indicator concentrations in water and their correlation to environmental parameters in nine geographically diverse estuaries». *Water Qual. Expo. Health.*, 2, p. 85-95.

Lucena, F.; Araújo, R.; Jofre, J. (1996). «Usefulness of bacteriophages infecting *Bacteroides fragilis* as index microorganisms of remote faecal pollution». *Water Res.*, 30 (11), p. 2812-2816. <https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00193-5>.

Lucena, F.; Lasobras, J.; Munoz, R.; Araujo, R.; Jofre, J. (1995). «Bacteriophage persistence in the sea environment». *Water Sci. Technol.*, 31 (5-6), p. 195-198.

Ludwig-Begall, L. F.; Mauroy, A.; Thiry, E. (2021). «Noroviruses-the state of the art, nearly fifty years after their initial discovery». *Viruses*, 13 (8) (agost), p. 1541.

MacConkey, A. T. (1905). «Lactose-fermenting bacteria in faeces». *J. Hyg. (Lond.)*, 5 (3), p. 333-379.

Mackenzie, E. F. W.; Windle-Taylor, E.; Gilbert, W. E. (1948). «Recent experiences in the rapid identification of *Bacterium coli* type 1». *J. Gen. Microbiol.*, 2, p. 197-204.

Mac Kenzie, W. R.; Hoxie, N. J.; Proctor, M. E.; Gradus, M. S.; Blair, K. A.; Peterson, D. E.; Kazmierczak, J. J.; Addiss, D. G.; Fox, K. R.; Rose, J. B.; Davis, J. P. (1994). «A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply». *N. Engl. J. Med.*, 331 (3) (juliol), p. 161-167.

Macleod, C.; Guenther, V.; Delaire, C. (2020). «History of water safety plans» [en línia] (novembre). 5 p. <https://aquaya.org/wp-content/uploads/2020_HistoryofWaterSafetyPlans_ThematicBrief_Dec07-2.pdf>. [Aquaya Thematic Brief]

Meisel, J. L.; Perera, D. R.; Meligro, C.; Rubin, C. E. (1976). «Overwhelming watery diarrhea associated with a cryptosporidium in an immunosuppressed patient». *Gastroenterology*, 70 (6), p. 1156-1160.

Melnick, J. L.; Gerba, C. P. (1982). «Viruses in surface and drinking waters». *Environ. Intl.*, 7 (1), p. 3-7.

Méndez, J.; Toribio-Avedillo, D.; Mangas-Casas, R.; Martínez-González, J. (2020). «*Bluephage*, a method for efficient detection of somatic coliphages in one hundred milliliter water samples». *Sci. Rep.*, 10 (1), 2977. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60071-w>.

Mocé-Llivina, L.; Lucena, F.; Jofre, J. (2005). «Enteroviruses and bacterio- phages in bathing waters». *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 (11), p. 6838-6844.

Moll, I. (2002). «Epidemiologia des de l'edat mitjana fins a l'actualitat». *Gimbernat*: *Revista d'Història de la Medicina i de les Ciències de la Salut*, 37, p. 21-54.

Montrós i Perelló, J. (1915). *Estudio clínico de la fiebre tifoidea*. Tesi doctoral. Barcelona: Universitat de Barcelona.

Mossel, D. A. A. (1958). «The suitability of bifidobacteria as part of a more extended bacterial association, indicating faecal contamination of foods». A: *Proc. 7th Internat. Congr. Microbiol. Abstract of Papers*, p. 440.

Muniesa, M.; Ballesté, E.; Imamovic, L.; Pascual-Benito, M.; Toribio-Avedillo, D.; Lucena, F.; Blanch, A. R.; Jofre, J. (2018). «*Bluephage*: A rapid method for the detection of somatic coliphages used as indicators of fecal pollution in water». *Water Res.*, 128, p. 10-19. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.030>.

National Research Council (2004). *Indicators for waterborne pathogens*. Washington, DC: The National Academies Press. 328 p. <https://doi.org/10.17226/11010> [Consulta: 30 juliol 2022].

Naughton, C.; Mihelcic, J. R. (2017). «Introduction to the importance of sanitation». A: Rose, J. B.; Jiménez-Cisneros, B. (ed.). *Water and sanitation for the 21st Century*: *Health and microbiological aspects of excreta and wastewater management (Global Water Pathogen Project)*. Part 1: *The health hazards of excreta: Theory and control*. Lansing, MI: Michigan State University: UNESCO.

Nime, F. A.; Burek, J. D.; Page, D. L.; Holscher, M. A.; Yardley, J. H. (1976). «Acute enterocolitis in a human being infected with the protozoan *Cryptosporidium*». *Gastroenterology*, 70 (4), p. 592-598.

Nocker, A.; Camper, A. K. (2006). «Selective removal of DNA from dead cells of mixed bacterial communities by use of ethidium monoazide». *Appl. Environ. Microbiol.*, 72 (3), p. 1997-2004.

Nocker, A.; Cheung, C. Y.; Camper, A. K. (2006). «Comparison of propidium monoazide and ethidium monoazide for differentiation of live vs. dead bacteria by selective removal of DNA from dead cells». *J. Microbiol. Methods*, 67 (2), p. 310-320.

Nocker, A.; Sossa, K.; Camper, A. K. (2007). «Molecular monitoring of disinfection efficacy using propidium monoazide in combination with quantitative PCR». *J. Microbiol. Meth.*, 70 (2), p. 252-260.

Nogva, H. K.; Dromtorp, S. M.; Nissen, H.; Rudi, K. (2003). «Ethidium monoazide for DNA based differentiation of viable and dead bacteria by 5' nuclease PCR». *Biotechniques*, 34 (4), p. 804-813.

Norberg, J. (2017). *Progress*: *Ten reasons to look forward to the future*. Londres: Oneworld Publications. 256 p.

— (2021). *Abierto*: *La historia del progreso humano*. Barcelona: Deusto. 527 p.

Parr, L. W. (1938). «The occurrence and succession of coliform organisms in human feces». *Amer. J. Hyg.*, 27 (1), p. 67-87.

Pellicer i Caralt, M.; Peris i Roig, J.; Pedrerol i Mas, M. (1985). «Epidèmia de còlera al Vendrell a 1911». *Gimbernat*: *Revista d'Història de la Medicina i de les Ciències de la Salut*, 3, p. 385-396.

Pinar-Méndez, A.; Galofre, B.; Blanch, A. R.; García-Aljaro, C. (2022). «Culture and molecular methods as complementary tools for water quality management». *Sci. Total Environ.,* 848, 157789.

Pinker, S. (2019). *Enlightenment now*: *The case for reason, science, humanism, and progress*. Nova York: Penguin Books.

Prüss-Ustün, A.; Wolf, J.; Bartram, J.; Clasen, T.; Cumming, O.; Freeman, M. C.; Gordon, B.; Hunter, P. R.; Medlicott, K.; Johnston, R. (2019). «Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene for selected adverse health outcomes: An updated analysis with a focus on low- and middle-income countries». *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 222 (5), p. 765-777.

Robles, E.; García, F.; Bernabeu, J. (1996). «La transición sanitaria en España desde 1900 a 1990». *Revista Española de Salud Pública*, 70 (2), p. 221-233.

Rodríguez-Lázaro, D.; Cook, N.; Ruggeri, F. M.; Sellwood, J.; Nasser, A.; Nascimento, M. S. J.; D'Agostino, M.; Santos, R.; Saiz, J. C.; Rzeżutka, A.; Bosch, A.; Gironés, R.; Carducci, A.; Muscillo, M.; Kovač, K.; Diez-Valcarce, M.; Vantarakis, A.; Bonsdorff, C. H. von; Roda Husman, A. M. de; Hernández, M.; Poel, W. H. van der (2012). «Virus hazards from food, water and other contaminated environments». *FEMS Microbiol. Rev.*, 36 (4), p. 786-814.

Rosebury, T. (1962). *Microorganisms indigenous to man*. Nova York: McGraw-Hill, p. 87-90 i p. 332-335.

Roser, M. (2014, actual. 2019). «Human development index (HDI)». *Our World in Data* [en línia]. <https://ourworldindata.org/human-development-index> [Consulta: 30 maig 2022].

Roser, M.; Ortiz-Ospina, E.; Ritchie, H. (2013). *Life expectancy* [en línia]. <https://ourworldindata.org/life-expectancy> [Consulta: 30 maig 2022].

Rudi, K.; Moen, B.; Dromtorp, S. M.; Holck, A. L. (2005). «Use of ethidium monoazide and PCR in combination for quantification on viable and dead cells in complex samples». *Appl. Environ. Microbiol.*, 71 (2), p. 1018-1024.

Sala-Comorera, L.; Caudet-Segarra, L.; Galofré, B.; Lucena, F.; Blanch, A. R.; García-Aljaro, C. (2020). «Unravelling the composition of tap and mineral water microbiota: Divergences between next-generation sequencing techniques and culture-based methods». *Int. J. Food Microbiol.*, 334, 108850.

Sala-Comorera, L.; Reynolds, L. J.; Martin, N. A.; Pascual-Benito, M.; Stephens, J. H.; Nolan, T. M.; Gitto, A.; O'Hare, G. M. P.; O'Sullivan, J. J.; García-Aljaro, C.; Meijer, W. G. (2021). «CrAssphage as a human molecular marker to evaluate temporal and spatial variability in faecal contamination of urban marine bathing waters». *Sci. Total Environ.*, 789, 147828.

Sánchez, D.; Belanche, L. A.; Blanch, A. R. (2011). «A software system for the microbial source tracking problem». *JMLR*: *Workshop and Conference Proceedings*, 17, p. 56-62.

Scarpino, P. V. (1978). «Bacteriophage indicators». A: Berg, G. (ed.). *Indicators of viruses in water and food*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers, p. 201-227.

Shanks, O. C.; Green, H.; Korajkic, A.; Field, K. G. (2015). «Overview of microbial source tracking methods targeting human fecal pollution sources». A: Yates, M. V.; Nakatsu, C. H.; Miller, R. V.; Pillai, S. D. (ed.). *Manual of environmental microbiology*. 4a ed. Washington, DC: American Society of Microbiology.

Sherman, I. W. (2007). *Twelve diseases that changed our world*. Washington, DC: ASM Press. 219 p.

Shuval, H. I.; Adin, A.; Fattal, B.; Rawitz, E.; Yekutiel, P. (1986). *Wastewater irrigation in developing countries*: *Health effects and technical solutions*. Washington, DC: World Bank. (Technical Paper; 51)

Slanetz, L. W.; Bartley, C. H. (1957). «Numbers of enterococci in water, sewage, and feces determined by the membrane filter technique with an improved medium». *J. Bacteriol.*, 74 (5) (novembre), p. 591-595.

Sobsey, M. (2022). «Absence of virological and epidemiological evidence that SARS-CoV-2 poses COVID-19 risks from environmental fecal waste, wastewater and water exposures». *J. Water Health*, 20 (1), p. 126-138.

Stewart, J. R.; Boehm, A. B.; Dubinsky, E. A.; Fong, T. T.; Goodwin, K. D.; Griffith, J. F.; Noble, R. T.; Shanks, O. C.; Vijayavel, K.; Weisberg, S. B. (2013). «Recommendations following a multi-laboratory comparison of microbial source tracking methods». *Water Res.*, 47 (18), p. 6829-6838. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.063>.

Tartera, C.; Jofre, J. (1987). «Bacteriophages active against bacteroides fragilis in sewage-polluted waters». *Appl. Environ. Microbiol.*, 53 (7) (juliol), p. 1632-1637.

Toribio-Avedillo, D.; Blanch, A. R.; Muniesa, M.; Rodríguez-Rubio, L. (2021). «Bacteriophages as fecal pollution indicators». *Viruses*, 13 (6), 1089. <https://doi.org/10.3390/v13061089>.

Toribio-Avedillo, D.; Martín-Díaz, J.; Blanco-Picazo, P.; Blanch, A. R.; Muniesa, M. (2020). «F-specific coliphage detection by the *Bluephage* method». *Water Res.*, 184 (1), 116215. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116215>.

Toribio-Avedillo, D.; Martín-Díaz, J.; Jofre, J.; Blanch, A. R.; Muniesa, M. (2019). «New approach for the simultaneous detection of somatic coliphages and F-specific RNA coliphages as indicators of fecal pollution». *Sci. Total Environ.*, 655, p. 263-272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.198>.

Tran, N. H.; Gin, K. Y. H.; Ngo, H. H. (2015). «Fecal pollution source tracking toolbox for identification, evaluation and characterization of fecal contamination in receiving urban surface waters and groundwater». *Sci. Total Environ.*, 538, p. 38-57. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.155>.

UK Water Partnership (2020). *Digital Water*: *Capitalising on the commercial opportunities for UK PLC* [en línia]. 32 p. <https://www.theukwaterpartnership.org/publications/digital-water-a-global-opportunity-for-the-uk> [Consulta: 4 juliol 2022].

UN IGME (United Nations Inter-Agency Group for Child Mortality Estimation) (2021). «Mortality rate 1-59 months - total» [en línia]. <https://childmortality.org/data> [Consulta: 20 gener 2023].

United Nations (2015). *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015*. A/RES/70/1.

United Nations. Department of Economic and Social Affairs. Population Division (2021). *Global population growth and sustainable development*. Nova York: United Nacions. 124 p. UN DESA/POP/2021/TR/NO. 2.

United Nations. Economic and Social Council (2022). *The Sustainable Develop-*

ment Goals Report 2022 [en línia]. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2022/> [Consulta: 2 agost 2022].

US EPA (United States Environmental Protection Agency) (2015). *Review of coliphages as possible indicators of fecal contamination for ambient water quality*. Washington, DC: US EPA. Office of Science and Technology. Health and Ecological Criteria Division. 129 p.

Waite, W. M. (1985). «A critical appraisal of the coliform test». *JIWSDI*, 39, p. 341-357.

Watkins, J.; Xiangrong, J. (1997). «Cultural methods of detection for microorganisms: Recent advances and successes». A: Sutcliffe, D. W. (ed.). *The microbiological quality of water*. Ambleside: Freshwater Biological Association, p. 19-27.

WHO (World Health Organization) (2004). *WHO guidelines for drinking-water quality*. 3a ed. Ginebra: World Health Organization. 668 p.

— (2016). «Public health and environment (PHE): Water, sanitation and hygiene attributable burden of diseases (low- and midddle-countries): Inadequate water, sanitation and hygiene: Diarrhoea deaths» [en línia]. <http://gamapserver.who.int/gho/interactive_charts/phe/wsh_mbd/atlas.html> [Consulta: 31 juliol 2022].

— (2017*a*). *Potable reuse*: *Guidance for producing safety drinking water*. Ginebra: World Health Organization. 152 p.

— (2017*b*). *One Health* [en línia]. <https://www.who.int/news-room/q-a-detail/one-health> [Consulta: 29 juliol 2022].

— (2018). *WHO recommendations on scientific, analytical and epidemiological developments relevant to the parameters for bathing water quality in the Bathing Water Directive (2006/7/EC)*. Ginebra: World Health Organization.

— (2022). *Guidelines for drinking-water quality*: *Fourth edition incorporating the first and second addenda* [en línia]. Ginebra: World Health Organization. 614 p. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064> [Consulta: 24 maig 2022].

WHO-UNICEF (World Health Organization - United Nations Children's Fund) (2021). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2020*: *Five years into the SDGs* [en línia]. Ginebra: World Health Organization: United Nations Children's Fund. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240030848> [Consulta: 27 juliol 2022].

Wilder, M. L.; Middleton, F.; Larsen, D. A.; Du, Q.; Fenty, A.; Zeng, T.; Insaf, T.; Kilaru, P.; Collins, M.; Kmush, B.; Green, H. C. (2021). «Co-quantification of crAssphage increases confidence in wastewater-based epidemiology for SARS-CoV-2 in low prevalence areas». *Water Res. X.*, 11, 100100. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100100>.

Winslow, C. E.; Hunnewell, M. P. (1902). «Streptococci characteristic of sewage and sewage-polluted waters apparently not hitherto reported in America». *Science*, 15 (386), p. 827-829.

Winslow, C. E.; Walker, L. T. (1907). «Note on the fermentative reactions of the *B. coli* Group». *Science*, 26 (675), p. 797-799.

Wolf, H. W. (1972). «The coliform count as a measure of water quality». A: Mitcell, R. *Water pollution microbiology*. Nova York: Wiley-Interscience, p. 333-345.

Zahorsky, J. (1929). «Hyperemesis hiemis or the winter vomiting disease». *Arch Pediatr.*, 46, p. 391-395.

INSTITVT D'ESTVDIS CATALANS
MCMVII

9 788499 657035